ZUKUNFTSORIENTIERTE
WALDWIRTSCHAFT

Bundesland Mecklenburg-Vorpommern

Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
in Zusammenarbeit mit Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg,
Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Sachsen

- Schlussbericht zum Projekt -

Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland

- Band 1 -

Zuwendungsempfänger: Universität Greifswald; Zoologisches Institut und Museum

Förderkennzeichen: 0339757

Laufzeit des Vorhabens: 15.04.2000-30.04.2003

Geographischer Projektverbund: Nordostdeutsches Tiefland

Im BMBF-Projekt: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft

Projektleiter: Prof. Dr. G. Alberti und Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld

Beteiligte Institutionen:

Zoologisches Institut und Museum
Universität Greifswald
Bachstr. 11/12
17489 Greifswald
(Prof. Dr. G. Alberti, Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld)

in Kooperation mit:

Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie (GNL) e.V.
Dorfstr. 31
17237 Kratzeburg
(Dr. R. Klenke)

Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (I.L.N.)
Am St. Georgsfeld 12
17489 Greifswald
(Dipl. Math. V. Wachlin)

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT 4

EINLEITUNG 23

MATERIAL UND METHODEN 39

UNTERSUCHUNGSGEBIETE 44

EINZELBERICHTE

Stratum Boden

- Köderstreifen
- Lumbricidae
- Mikroarthropoden
  - Großgruppen
  - Oribatida
  - Gamasida
  - Collembola

Stratum Bodenoberfläche

- Makroarthropoden
  - Großgruppen
  - Araneae, Opiliones
  - Isopoda, Myriapoda
  - Coleoptera – Carabidae

Sonderstruktur Alt- und Totholz

- Coleoptera

Strata Kraut-, Strauch- und Baumschicht

- Lepidoptera
- Vögel, Kleinsäuger, Fledermäuse

Zusammenfassung und Fazit

Schon auf dem gegenwärtigen Stand der Auswertung können wir eine sehr positive Bilanz ziehen. Die in unserem Projektantrag avisierten Fragestellungen bzw. Ziele wurden - trotz z.T. die ursprüngliche Projektplanung negativ beeinflussender Begleitumstände v.a. am Beginn des Vorhabens - durch einen erheblichen Mehreinsatz der Projektteilnehmer erfüllt bzw. sogar übertroffen.

So konnte in einem bisher wohl noch niemals erreichten Umfang die faunistische Erfassung ausgewählter Tiergruppen auf über 20 Standorten, die unterschiedliche Waldumbaustufen repräsentierten, durchgeführt werden. Dabei wurden Flächen aus unterschiedlichen Regionen des Nordostdeutschen Tieflandes, nämlich dem Raum Eberswalde sowie dem Müritz Nationalpark z.T. als Replikate untersucht. Des Weiteren konnte nach der erforderlichen Erweiterung des Flächenkonzeptes auch der Aspekt der unterschiedlichen forstlichen Nährstoffstufen berücksichtigt werden. Etwas beeinträchtigt wurde durch die nötigen Umstellungen unseres Projektkonzeptes das Vorhaben, auf allen Flächen alle Module, die unsere Gruppe zu untersuchen beabsichtigte, parallel zu bearbeiten. Jedoch konnte dieses Konzept wenigstens in einem Teil der Flächen im Müritz Nationalpark voll realisiert werden. Auf den Flächen im Raum Eberswalde ist dieses Konzept letztlich ebenfalls teilweise durch die Kooperation mit der AG von Prof. MAJUNKE erhalten geblieben, wobei diese Option noch einen vertieften Ergebnisaustausch erfordert, der zeitlich noch nicht geleistet werden konnte. Ähnliches gilt auch für den Abgleich unserer Ergebnisse mit anderen Kooperationspartnern. Dieses wird nun angegangen werden, ebenso wie es noch weitere Auswertungen und Abstimmungen in unserer Gruppe selbst geben wird.

Folgende Tiergruppen (in systematischer Anordnung) wurden bearbeitet (erfaßte Taxa in Klammern): Regenwürmer (Lumbricidae: 4), Milben (Acari: Oribatida: 71 aus 30 Familien; Gamasida: 67 aus 13 Familien), Spinnen (Araneae: 113 aus 18 Familien), Weberknechte (Opiliones: 7 aus 2 Familien), Asseln (Isopoda: 6 aus 5 Familien), Hundertfüßer (Chilopoda: 10 aus 2 Familien), Doppelfüßer (Diplopoda: 14 aus 7 Familien), Springschwänze (Collembola: 78 aus 14 Familien), Laufkäfer (Carabidae: 53), holzbewohnende Käfer ("xylobionte Käfer", phyto- und mycetophage Arten aus 68 Familien: 507), nachtaktive Schmetterlinge aus 24 Familien (Lepidoptera: 609) und 29 Tagfalter-Arten, Vögel (Aves: 17), Säugetiere (Mammalia: "Kleinsäuger": 6), Fledermäuse (Chiroptera: 11).

Insgesamt wurden von uns also 1602 Taxa bis auf Artniveau determiniert.

Einzelne Gruppen werden z.T. noch jetzt einer Feinbestimmung zugeführt, so daß sich die Zahl der Taxa weiter erhöhen wird. Es muß dabei betont werden, daß sich unsere Untersuchung trotz des geleisteten Arbeitsumfanges immer noch nur um einen Faunenausschnitt bemühen konnte. Bei den Mikroarthropoden wurde auf die Erfassung von Sonderhabitaten bewußt verzichtet, d.h. es wurde ausschließlich die in den Probeflächen "typische" Laub/Nadelstreu beprobt. Ebenso wurde bei den epigäischen Makroarthropoden aus Gründen der Fangtechnik (Bodenfallen) nur eine Teilfauna erfaßt. Das Teilprojekt "Vögel, Kleinsäuger, Fledermäuse" war in seiner Zielsetzung zu einem erheblichen Teil überhaupt nicht auf die Erfassung aller Taxa ausgerichtet. Die Biodiversität hinsichtlich der faunistischen Ausstattung der untersuchten Waldhabitate ist damit bei weitem noch nicht vollständig erfaßt worden.

In einzelnen Teilgruppen wurden sehr hohe Individuenzahlen bearbeitet. Dies traf besonders natürlich bei den Kleinarthropoden zu (z.B. Oribatida: 120.075; Collembola: 31.849) aber auch für die xylobionten Käfer (35.586). Die Bearbeitung dieser Gruppen wurde v.a. auch durch die zahlreichen "Beifänge" belastet, die hier noch weitgehend unberücksichtigt blieben (z.B.: wurden ohne die Schmetterlinge 796.475 Arthropoden ausgewertet; davon 339.222 Mikroarthropoden/MACFADYEN-Extraktion; 112.053 Makroarthropoden/Bodenfallen; 345.200 Makroarthropoden/Eklektoren).

Mit unserem Forschungsansatz wurden so folgende trophische Gilden erfaßt (etwas vereinfacht):

- **Mikrophytophage**: Oribatida z.T., einige Gamasida; Collembola z.T.
- **Makrophytophage**: Teil der phyto-, myceto- und xylophagen Käfer, Lepidoptera (Raupen) z.T.
- **Megaphytophage**: Aves z.T., Kleinsäuger z.T. (Echte Mäuse: Muridae; Arvicolidae: Wühlmausartige)
- **Mikrodetritophagen**: die meisten Oribatida, meisten Collembola
- **Makrodetritophagen**: Lumbricidae, Isopoda, Diplopoda, Teil der xylobionten Käfer, Teil der Lepidoptera (Raupen)
- **Mikroprädatoren**: die meisten Gamasida, Pseudoskorpione
- **Makroprädatoren**: Araneae, Opiliones, Chilopoda, Carabidae, Teil der xylobionten Käfer
- **Megaprädatoren**: die meisten Aves, Soricidae (Spitzmäuse), Chiroptera

Damit wurden gleichzeitig Verteter wichtiger funktioneller Gruppen von Waldökosystemen bearbeitet, die Prozesse wie z.B. die Dekomposition des pflanzlichen Bestandesabfalls beeinflussen (Phytophagen, Detritophagen) oder struktur- bzw. habitatbildende Tätigkeiten entwickeln (Spechte, Kleinsäuger) bzw. als Prädatoren regulierende Aufgaben haben. Ebenso wurden Gruppen, aus denen potentielle Forstschädlinge bekannt sind, erfaßt (Schmetterlinge z.T., xylobionte Käfer z.T.; Kleinsäuger z.T.) sowie auch deren potentielle Antagonisten (Prädatoren).

Faunenerfassung:

Unter dem Gesichtspunkt "Faunenerfassung" können wir für den von uns untersuchten Raum folgende Aussagen treffen:

Die Zahl der erfaßten Taxa bewegte sich für die untersuchten Wald/Forst-Typen im erwarteten Rahmen bzw. unterschritt diese Erwartungen etwas. Die untersuchten Flächen unterschieden sich z.T. erheblich voneinander.

Regenwürmer wurden nur in geringen Arten- und Individuenzahlen gefangen. Die meisten Arten dieser Gruppe meiden saure bzw. sandige Böden, was unseren Befunden entspricht. Im Einklang mit diesen Habitatansprüchen war auch, daß alle gefundenen Arten zur ökologischen Gruppe der sogenannten epigäischen Arten zu rechnen sind, die auf die oberen, humosen Bodenhorizonte beschränkt sind.

Milben wurden erstmalig in diesen Regionen bzw. Wäldern in derartigem Umfang erfaßt, so daß hier zunächst einmal der Aspekt faunistisch-ökologischer Grundlagenforschung im Vordergrund steht. Aus unseren Untersuchungen erwarteten wir konkretere Kenntnisse zu Habitatpräferenzen, die bisher noch wenig erforscht sind und die nun aber auch bereits herausgestellt werden können.

Spinnentiere (Spinnen, Weberknechte) dominierten v.a. mit den Spinnen, was die Artenzahlen anging. Dabei waren jedoch die meisten Arten nur mit geringen Individuenzahlen vertreten. Auffällig war, daß die höchsten Abundanzen von einem Weberknecht (*Oligolophus tridens*) erreicht wurden. (Hierbei ist zu berücksichtigen, daß v.a. Bodenfallen-Fänge bearbeitet wurden). 21 der gefundenen Spinnenarten werden in der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommerns geführt.

Asseln traten wie die Regenwürmer ebenfalls nur in geringen Arten- und Individuenzahlen auf, wobei besonders die Mauerassel, *Oniscus asellus*, dominierte.

Hundertfüßer und Doppelfüßer waren ebenfalls nur mit geringen Arten- und

Individuenzahlen vertreten, was möglicherweise mit den Bodenverhältnissen (s.o. Regenwürmer) zu begründen ist. Bei den Doppelfüßern dominierte in allen Beständen, die zum Einrollen befähigte Art *Glomeris marginata.* Diese Fähigkeit ermöglicht der Art das Überdauern widriger Bedingungen (z.B. Trockenheit).

Springschwänze waren mit relativ hohen Arten- und Individuenzahlen vertreten, wobei in der Regel, wie für Collembolen allgemein bekannt, wenige Arten sehr stark dominierten. Hier fiel besonders die Art *Parisotoma notabilis* auf.

Laufkäfer sind hinsichtlich ihrer Habitatansprüche eine am besten charakterisierte Insektengruppe, so daß hier entsprechende Aussagen getroffen werden können. Auf unseren Waldflächen traten v.a. euryöke Wald- bzw. unspezifische Wald- und Gehölzarten auf.

Xylobionte *Käfer* als heterogene, ökologisch definierte Gruppe stellten die meisten Taxa in unserer Untersuchung (s.o.), was die Bedeutung der Habitatstruktur Alt- und Totholz für die Biodiversität eines Waldes/Forstes einmal mehr betont. Es wurden in dieser Gruppe eine Vielzahl von Rote-Listen-Arten festgestellt.

Schmetterlinge enthalten ähnlich wie die Alt- und Totholzkäfer Arten, die als potentielle „Forstschädlinge“ gelten. Der Schwerpunkt lag auf der Erfassung der nachtaktiven Arten mittels Lichtfang sowie der Entwicklung eines Zielartenkonzeptes für den Waldumbau von Kiefer auf Buche.

Vögel, Kleinsäuger, Fledermäuse: Unter dem hier behandelten Aspekt ist der mehrfache Nachweis der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*), eine Art, die seit mehr als 30 Jahren als im Gebiet verschollen galt, besonders bemerkenswert. Aber auch andere, relativ seltene Waldarten konnten beobachtet werden.

Exklusivarten/Zeigerarten/Zielarten bzw. kennzeichnende Artengemeinschaften für bestimmte Wald/Forsttypen (Laubwald-Kiefernwald):

Bestimmte Wald/Forsttypen kennzeichnende Arten bzw. Artengemeinschaften konnten im Rahmen unseres Projektes und für die bearbeitete Region für einen Teil der untersuchten Gruppen herausgestellt werden: Acari, Araneae, Collembola, evtl. Diplopoda, Lepidoptera, Coleoptera. Bei anderen Gruppen gab es dagegen hohe grundsätzliche Übereinstimmung der verglichenen Zönosen (z.B. Carabidae), da diese nicht unmittelbar von der Vegetation abhängigen Gruppen über das hygrothermische Regime der Bodenoberfläche reguliert werden. Exklusive Elemente als mögliche Zeigerarten treten bei Laufkäfern erst mit der Höhenstufung und erst außerhalb des Bereichs der letzten Vereisung auf (Müller-Motzfeld,

2001).

Einfluß der Bestockung (Baumart):

Die Frage nach diesem Einfluß "beantworteten" die untersuchten Gruppen in unterschiedlich differenzierter Weise. Bei den **Regenwürmern** konnte gezeigt werden, daß die Buchenbestände hinsichtlich der Individuenzahlen und der Biomasse etwas höhere Werte als die Kiefernbestände aufwiesen. Die Mischbestände ordneten sich jedoch unterschiedlich ein und übertrafen z.T. die Buchenbestände. Die beiden untersuchten **Milbengruppen** verhielten sich z.T. gegenläufig. Während die v.a. räuberischen Gamasiden bei Individuen- und Artenzahlen mit steigendem Buchenanteil höhere Werte erreichten, gab es bei den v.a. detritophagen Oribatiden eine eindeutige Zunahme dieser Werte mit steigendem Kiefernanteil. Bei den **Spinnen und Weberknechten** wurde deutlich, daß mit Zunahme des Laubbaumanteils eine größere Vielfalt sich einstellte, nur einige xerotherme Arten fielen aus. Die reinen Buchenwälder waren jedoch wieder artenärmer. Doch zeigten die entsprechenden Faunen einen ausgeglicheneren Aufbau. Dies konnte auch bei anderen Gruppen beobachtet werden (z.B. **Doppelfüße**r). Bei den **Laufkäfern** (eigene Untersuchungen) und den Alt- und Totholzkäfern (Untersuchung der LAGS) zeigt die Naturwaldparzelle die höchsten Arten- und Individuenfangzahlen. Die Schmetterlinge erreichen ebenfalls auf der Naturwaldparzelle (KiBu(a)M-2) mit 383 Arten die höchste Artenzahl. Bei den **Collembolen** wurde v.a. ein Einfluß auf dem Niveau der Artengemeinschaften gefunden, so daß sich mit steigendem Kiefernanteil z.B. inhomogenere Dominanzstrukturen zeigten. Für die **xylobionten Käfer** kann festgestellt werden, daß die Buchenwälder eine besonders hohe Bedeutung für diese Gruppe haben und damit auch von besonderem Wert für die Erhaltung der Biodiversität in Wäldern besitzen. Auch bei den **Wirbeltieren** fand sich die höchste Artenvielfalt in den (alten) Buchenbeständen.

Die Zersetzeraktivität der Bodenmesofauna war in den Kiefern-Buchen-Mischbeständen oft signifikant höher als in den Reinbeständen. Letztere unterschieden sich insofern, als die Werte in den Kiefern-Reinbeständen deutlich unter denen der Buchen-Reinbestände lagen und auch stärker schwankten. Dies kann vielleicht so gedeutet werden, daß durch die Zunahme des Buchenanteils, doch auch auf diesen Leistungsaspekt ein positiver Effekt aufgrund der Annäherung an natürlichere Bestockung ausgeübt wird.

Einfluß des Bestandesalters:

Die **Lumbriciden** lassen nur eine unsichere Vermutung auf einen positiven Effekt des zunehmenden Bestandesalters zu. Acari lassen sicherere Aussagen zu, so treten bei den **Oribatiden** die gefundenen "Buchenarten" erst ab einem gewissen Alter des Buchenunterwuchses in den Mischwäldern auf und der Anteil der "Kiefernarten" sinkt entsprechend. Auf Mischflächen höheren Alters finden sich höhere Oribatiden-Abundanzen als auf jüngeren. Bei den **Gamasiden** fanden sich die höchsten Artenzahlen bei den älteren bzw. alten Reinbeständen. **Spinnen** reagieren deutlich auf das Bestandesalter: Je älter die Bestände sind, umso mehr Individuen wurden gefunden. Die **Asseln** erreichen ihre höchste Aktivitätsabundanz auf der alten Buchenfläche. Die **Diplopoden** zeigen, daß die jüngeren Bestände mit ihrem geringeren Kronenschluß auch noch Lebensraum für "Offenlandarten" bieten. Dies bedeutete, daß ein junger Kiefernbestand höhere Artenzahlen aufwies (bzw. Diversität) und damit aus der sonst deutlichen Zunahme der Diversitäten parallel zur untersuchten Chronosequenz herausfiel. Das Bestandesalter nimmt bei den **Carabiden** insofern einen deutlichen Einfluß als mit Zunahme des Alters der Kiefernbestockung der Anteil der Waldcarabiden deutlich rückläufig ist. Wie bei den Diplopoden konnten in den jungen Beständen durch das Auftreten von "Offenlandarten" überdurchschnittliche Arten-und Individuenzahlen festgestellt werden. Laufkäfer historisch alter Laubwaldstandorte (wie *Carabus glabratus*) konnten während unserer Untersuchung nicht nachgewiesen werden. Die Bedeutung des Bestandesalters für die **xylobionten Käfer** und auch **Schmetterlinge** ist evident unter der Voraussetzung, daß Alt- und Totholz im Bestand verbleibt. Dies gilt entsprechend für die von uns bearbeiteten **Wirbeltiergruppen** (v.a. Vögel, Fledermäuse), die nur in derartigen Wäldern den erforderlichen Strukturreichtum finden.

Die Untersuchung der Zersetzeraktivität zeigte signifikant höhere Werte bei den jüngeren Beständen im Vergleich entsprechender Bestandstypen unterschiedlichen Alters. Es ist naheliegend anzunehmen, daß die in den jüngeren Beständen stärker entwickelte Bodenvegetation einen positiven Einfluß auf die bodenbiologische Aktivität ausübt.

Einfluß des Unterwuchses:

Dieser Aspekt ist noch nicht hinreichend ausgewertet worden, da die entsprechenden Daten erst kürzlich zugegangen sind. Bei einzelnen Gruppen (z.B. **Schmetterlinge**) ist die Bedeutung des Unterwuchses z.B. als spezifische Nahrungsressource jedoch evident. Des Weiteren zeichnen sich indirekte Einflüsse über das Mikroklima ab.

Einfluß von Jahreszeit und Witterung:

Diese Parameter konnten ebenfalls noch nicht ausreichend in die Bewertung einbezogen werden. Die unterschiedlichen Ergebnisse in den verschiedenen Untersuchungsjahren bei Betrachtung der Phänologien einzelner Taxa lassen jedoch klar die Bedeutung dieser Parameter hervortreten.

Einfluß der Bewirtschaftung:

Hier deuten sich Einflüsse bei einigen untersuchten Gruppen an, die jedoch noch nicht ausreichend herausgearbeitet wurden. Die meist günstigen Werte bei sowohl den (alten) Buchen- als auch Kiefern-Naturwaldparzellen seien in diesem Zusammenhang hervorgehoben. Ganz offenbar nimmt bei den **xylobionten Coleoptera** die Artenzahlen mit dem Bestandesalter und dem Aussetzen von Durchforstungsmaßnahmen zu, es sind aber daran jeweils unterschiedliche Gilden betroffen.

Einfluß der Nährstoffversorgung:

Dieser Aspekt wurde nur bei den Probenflächen in Eberswalde z.T. berücksichtigt. Es ergaben sich bei **Lumbriciden, Acari** und **Collembolen** keine auffälligen Unterschiede im Vergleich der M- und K-Flächen. Dies galt auch bei der Betrachtung der Zersetzeraktivität der **Bodenmesofauna** mittels des Köderstreifentests.

Insgesamt kann festgestellt werden, daß die Erfassung der hier bearbeiteten Gruppen eine große und stark differenzierte Vielfalt in den untersuchten Wald/Forsttypen erkennen läßt. Dabei wird eine generelle Tendenz deutlich, die darin besteht, daß sich mit Zunahme des Buchen- (bzw. Laubbaum-)anteils zunächst eine höhere Artenvielfalt einstellt. Die einzige Gruppe, die diesem Trend eindeutig entgegensteht ist die Gruppe der Oribatiden. Die bei praktisch allen anderen Gruppen konstatierte Zunahme an Diversität kann bei alten Buchen-Reinbeständen wieder zurückgehen, da nun die Offenland- und Kiefern- (bzw. -Nadelwald)arten zurücktreten. Dieser Rückgang an Diversität kann jedoch nicht als Kriterium für eine Abwertung der Buchen-Rein- und Altbestände gewertet werden, da in unserer Region eine besondere Verantwortung für Buchenwaldarten besteht. Vor diesem Hintergrund ist das Kriterium der Raumbedeutsamkeit von Arten zu beachten. Dieses Kriterium konnte hier erst z.T. herangezogen werden, da für seine Anwendung z.Zt. noch nicht ausreichende chorologische Kenntnisse hinsichtlich der meisten hier behandelten

Tiergruppen vorliegen. Diesem Umstand abzuhelfen diente auch unsere Untersuchung.

Empfehlungen im Sinne des Gesamtprojektes:

Angesichts der großen Vielfalt, die sich bei differenzierter Betrachtung einzelner Tiergruppen in ihrer Auseinandersetzung mit den sich wandelnden abiotischen und biotischen Parametern im Vergleich der den erwarteten Umbaustadien entsprechenden Waldtypen der hier untersuchten Chronosequenz ergibt und die letztlich wenigstens für manche Taxa ermöglicht, nahezu jeden Forsttyp individuell zu kennzeichnen, ergeben sich folgende Empfehlungen:

1) Der forstliche Umbau der Kiefern-Reinbestände in Richtung auf Kiefern-Buchen-Mischbestände bzw. Buchen-Reinbestände ist grundsätzlich zu begrüßen. Hiermit würde dem Ziel der Entwicklung einer standortgerechten, regionaltypischen Waldbestockung wieder zur Geltung zu verhelfen, genüge getan.

2) Wie die vorliegenden Untersuchungen zeigen, lässt sich Biodiversität nicht auf ökischer Ebene mit der Informationsgleichung formalisieren und als pauschales Bewertungs-Kriterium verwenden. Da einmal eine relative Gleichverteilung von Individuen auf unspezifische Arten (wie etwa in jungen Kiefernpflanzungen) zu relativ hohen Biodiversitäts-Werten führen kann. Abhilfe muß hier durch Raumbedeutsamkeits-Analysen und die Inwertsetzung exklusiver Arten als Wertmaßstab für Biodiversität geschaffen werden. Dazu wird mit dem „Waldindex“ für Laufkäfer ein Beispiel gegeben.

3) Das allgemeine Ziel einer größtmöglichen Berücksichtigung der Entwicklung natürlicher Mannigfaltigkeit auf allen Ebenen (Straten) im Bestand sollte für Nutzungswald-Typen und Naturwaldflächen zu differenzierten Konzepten führen.

4) So kann für Nutzungswälder bereits durch Auflockerung der bestehenden Kiefern-Reinbestände durch Gruppen von Laubbäumen (v.a. Buchen) bereits eine schonende Angleichung der Zönosen zu größerer Naturnähe erreicht werden.

5) Neben der wirtschaftlich akzeptablen Erhöhung des Anteils der verschiedenen Alt- und Totholzstruktur-Elemente in einem standortspezifisch zu bestimmenden Umfang und in der entsprechenden räumlichen Dichte und Verteilung im Bestand wäre auch eine höchstmögliche Artenvielfalt im Wirtschaftswald dauerhaft zu sichern (d.h. Abkehr vom flächigen Kahlschlag und vom Altersklassenwald). Wenn möglich, sollte das Erntealter der Bestände mehr zum Optimum der Einzelbaum-Entwicklung (also verlängert) orientiert werden.

6) Neben den genannten Baumarten sollten auch Begleitarten der natürlichen Waldsukzession in unserer Region nicht „verteufelt“ werden sondern in ihrer Funktionalität verstanden werden (z.B. Adlerfarn, Birken, Traubenkirsche usw.), da auch diese Arten mit den zahlreichen an sie gebundenen Faunenelemente ihren Beitrag zur stabilisierenden Vielfalt leisten.

7) Gemäß dem hier verfolgten sektoralem Untersuchungsansatz (Strata-Modul-Modell) lassen sich die hier getroffenen allgemeinen Aussagen für die einzelnen Strata noch spezifizieren, wobei die Auswirkungen der einzelnen Umweltgrößen (incl. des anthropogenen Nutzungseinflusses) sehr unterschiedliche und auch gegenläufige Tendenzen erkennen lassen (s. in den Abschnitten zu den einzelnen Modulen und folgende Kernaussagen).

Kernaussagen der Einzelmodule:

Stratum Boden

1) Zersetzeraktivität:

- Die Zersetzeraktivität der Bodenmesofauna in den Kiefern/Buchen-Mischbeständen war im Vergleich zum Niveau der Kiefern- oder Buchen-Reinbestände oft signifikant erhöht.
- Verglichen mit den Buchen-Beständen – als Forstform, die am ehesten der potentiellen natürlichen Vegetation entspricht – waren die Aktivitäten in den Kiefern-Reinbeständen deutlich reduziert und z.T. sehr schwankend.
- Obwohl die biologisch sonst sehr aktive Humusauflage deutlich tiefer in den Kiefern-Beständen als in den Buchen-Beständen ausgebildet war, waren die Aktivitäten auch in tieferen Horizonten der Kiefern-Bestände deutlich niedriger als in den Misch- und

Buchen-Reinbeständen.

- Somit kann eine Angleichung der Zersetzeraktivitäten an naturnähere Verhältnisse durch den Umbau von Kiefer-Reinbestände in Kiefer/Buche-Mischbestände konstatiert werden.
- In jüngeren Beständen wurden signifikant höhere Zersetzeraktivitäten der Bodenmesofauna festgestellt als in vergleichsweise älteren Beständen. Nicht das absolute Alter der Bestände stellte einen Faktor der erhöhten Aktivitäten dar, sondern die erhöhten Aktivitäten waren nur im Vergleich verschiedener Bestandesalter des gleichen Bestandtyps zu beobachten.
- Obwohl genaue Kausalitäten mit diesem Schnelltest nicht festzustellen sind, liegt die Vermutung nahe, dass die stärkere Bodenvegetation in den relativ jüngeren Beständen einen positiven Einfluss auf die bodenbiologische Aktivität ausübt.

2) Lumbricidae

- Abundanzen und Biomassen sind in den Laubwäldern höher als in den Kiefernforsten.
- Die Mischbestände lagen jedoch nicht unbedingt intermediär. So lagen die Werte im MNP in den Mischwäldern z.B. über denen der Laubwälder.
- Laubwaldbeimischung begünstigt die Regenwurmfauna.
- Der Artenbestand war in allen Waldtypen gering.
- Auch die Individuenzahlen waren gering, vermutlich infolge des niedrigen pH-Wertes der Böden und des hohen Sandanteils.

3) Oribatida

- Die Artenzahlen und Artendichten sind auf den Buchenflächen deutlich niedriger als auf den Misch- und Kiefernflächen
- Die Abundanz der Oribatiden steigt mit steigendem Kiefernanteil
- Mit steigendem Alter des Buchenunterwuchses scheint die Zahl der Oribatiden zu sinken
- Kiefernarten kommen auf allen Flächen vor, allerdings steigt ihr Anteil deutlich mit zunehmendem Kiefernanteil
- Buchenarten treten erst auf, wenn der Buchenunterwuchs ein gewisses Alter (vermutlich ca. 40 Jahre) erreicht hat
- Auf Mischflächen höheren Alters scheint die Abundanz der Oribatiden höher zu sein als auf Mischflächen mittleren Alters

- Die Nährstoffversorgung eines Standorten scheint keinen Einfluß auf die Abundanz der Oribatiden zu haben, verändert aber vermutlich die Artenzusammensetzung zu Gunsten spezialisierter Arten

4) Gamasida

- Die Gamasidenzönosen sind sowohl auf den Flächen eines Untersuchungsgebietes als auch beim Flächenvergleich beider Untersuchungsgebiete sehr verschieden.
- Die Individuen- und Artenzahlen nehmen mit steigendem Buchenanteil und mit steigendem Alter der Kiefernforstbestände zu. Die höchsten Artenzahlen und -dichten weisen die reinen Laubwaldflächen [BuEi(m)M-1, Bu(a)M-1, Bu(m)E-1] und der 160-jährige unbewirtschaftete Kiefernbestand im Eberswalder Forstgebiet (NWP) auf.
- Mit Ausnahme der K-Standorte [Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-1] in Eberswalde wurden mit zunehmendem Buchenanteil höhere Diversitätswerte ermittelt, was jedoch auch auf eine zunehmende Gleichverteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten zurückzuführen ist. Die höchsten Diversitäten erreichen die Eberswalder Buchenfläche und die Naturwaldparzelle Ki(a)E-1.
- Die Umbaustadien zeigen geringe Ähnlichkeiten mit den reinen Buchenbeständen. Auch die Gamasidenzönosen der Buchenbestände weisen nur geringe Übereinstimmungen auf. Die Unterschiede der Strukturen der Gamasidenzönosen zwischen den bewirtschafteten Kieferreinbeständen und den Buchenhallenwaldstadien sind jedoch auf den Mischflächen deutlich abgeschwächt.
- Viele Arten der Gamasida zeigen Präferenzen für bestimmte Habitat- und Substrattypen. Sie sind daher als Indikatoren für verschiedene bodenbildende Prozesse, z.B.Verrottungsgrad der organischen Substanz, sehr gut geeignet.
- In der Sukzessionsreihe von Kiefermonokulturen zu Buchenwaldbeständen besteht eine parallel ablaufende Artensukzession der Gamasida, die sich in einer Zunahme von Laubstreu präferierenden Arten äußert. Diese verläuft möglicherweise entlang des abiotischen Faktors C/N-Verhältnis und zeigt damit eine enge Korrelation zur jeweils entwickelten Humusform.
- Neben den Laubwaldflächen und den Mischforsten mit höherem Buchenunterwuchs bietet auch die unbewirtschaftete alte Kiefern-Naturwaldparzelle den Gamasidenzönosen günstigere Lebensbedingungen als die reinen Nadelforste bzw. die jungen Mischforste.
- Die Gamasida zeigen deutliche Reaktionen auf Waldumbaumaßnahmen. Sie können

als wesentlicher Bestandteil hinsichtlich der Fragestellung Zielartensysteme für einen ökologisch – wirtschaftlich vertretbaren Waldumbau abzuleiten, gewertet werden.

5) Collembola

- Exklusivität in Laubbeständen zeigten *Pseudosinella alba, Anurida granulata, Anurophorus atlanticus* oder auch *Desoria violacea*. Weiterhin wurden *Folsomia quadrioculata, Supraphorura furcifera, Ceratophysella armata, Protaphorura armata, Willemia aspinata,* bzw. *Megalothorax minimus* v.a. in den Laubbeständen nachgewiesen. Diese Arten sind z.T. deutlich eurytop und werden häufig in verschiedenen Habitatstypen vorgefunden. In den untersuchten Beständen im Nordostdeutschen Tiefland haben sie jedoch eine klare Bevorzugung für die Laubbeständen gegenüber den Nadel- oder Mischbeständen gezeigt.
- Ausschließlich in den Kiefer-Beständen kamen *Arrhopalitis pseudoappendices, Pseudoachorutes dubius, Dicyrtoma fusca, Pseudachorutes subcrassis* oder auch *Lipothrix lubbocki* vor. Weiterhin zeigten Arten wie *Arrhopalites spinosus, Sphaeridia pumilis, Ceratophysella denticulata* bzw. *Friesea claviseta* eine Bevorzugung für Bestände mit Kiefer Bestockung.
- In den Laubbeständen wurden v.a. die Arten *Anurophorus atlanticus, Desoria violacea, Folsomia quadrioculata, Megalothorax minimus, Protaphorura armata, Pseudosinella alba, Supraphorura furcifera* und *Willemia aspinata* gemeinsam vorgefunden.
- In den Beständen mit Kiefer traten *Arrhopalites spinosus, Ceratophysella denticulata, Dicyrtoma fusca, Friesea claviseta, Neanura muscorum, Sminthurinus aureus* und *Sphaeridia* pumilis gemeinsam auf. Zusätzlich kamen Arten in den Kiefer-Beständen in erhöhten Abundanzen (wie z.B. *Parisotoma notabilis*) vor. Sie wurden jedoch in allen Forsttypen häufig vorgefunden, so dass sie keiner speziellen Vergesellschaftung zugewiesen werden können.
- Die Collembolenfauna der verschiedenen untersuchten Bestände sind stark vom regionalen Artenpool (= Metagemeinschaft) abhängig. Die Bestandstypen üben eher einen Einfluss auf die lokale Artenzusammensetzung aus der Metagemeinschaft heraus aus.
- Die Collembolenzönosen der Kiefer-Bestände unterschieden sich von denjenigen der Laubbestände. V.a. wurden sie durch ein weitgehendes Fehlen von Arten gekennzeichnet, die verstärkt in den Laubbeständen vorgefunden wurden.

- Die Dominanzgefüge dieser Gemeinschaften waren deshalb auch stark inhomogen. Außerdem schwankten die Dichten dieser Arten von Jahr zu Jahr sowie selbst innerhalb eines Jahres stark, so dass die Gemeinschaften sich insgesamt als hoch variabel erwiesen.
- Diese beiden Merkmale können als Anzeichen potentieller Labilität einer Gemeinschaft angesehen werden.
- Die Buchen-Bestände zeigten diese Merkmale nicht in so starker Form.
- Die Collembolenfauna der Kiefern/Buchen-Mischbestände zeigten sich bezüglich der Artenzusammensetzung und der dominanten Arten stark von der Kiefern-Bestockung beeinflusst. Sie wiesen außerdem signifikant niedrigere Gesamtdichten und z.T. geringeren Artenreichtum als die reinen Kiefern- oder Buchen-Bestände auf.
- Das Bestandesalter hat die Collembolenfauna beim mittleren und älteren Bestandesalter nicht erkennbar beeinflusst. Die Collembola jüngerer Bestandesalter – v.a. bei Kiefer-Bestockung – zeigten allerdings starke Unterschiede zu den Zönosen älterer Kiefer-Bestände auf.
- Während die Faunen mittlerer und älterer Kiefer-Bestände sich z.T. stark von denjenigen der Laubbestände unterschieden, wiesen die Zönosen jüngerer Kiefer-Bestände bezüglich Artenzusammensetzung und Dominanzstrukturen noch große Ähnlichkeiten zu denen der Laub-Bestände auf.
- Die Nadelstreu scheint den Haupteinfluss bei der Unterscheidung der Zönosen von Kiefer- und Buchebeständen auszuüben. Bei einem Umbau von Kiefer-Reinbeständen in Kiefer/Buchen-Mischbestände während jüngeren Bestandesalters könnte eine Annäherung der Collembolenfauna an den naturnahen Zustand u.U. eher gewährleistet sein.

Stratum Bodenoberfläche

1) Araneae und Opiliones

- Bei den Spinnen und Weberknechten liegen für mehr als die Hälfte der gefundenen Arten vergleichsweise geringe Individuenzahlen vor.
- Die Bestandestypen Kiefer, Kiefer-Buche und Buche haben eine sehr eigenständige Spinnenfauna. Dies wird besonders deutlich beim Vergleich der Abundanzen der Habitatpräferenten.
- Die Bestandestypen lassen sich bereits durch Berücksichtigung der 20 (im

Gesamtgebiet) häufigsten Arten deutlich voneinander trennen. 48 Arten bilden die Grundgesamtheit aller drei Bestandestypen, 6 Arten sind exklusiv nur in Buchen-, 15 in Kiefer- und 23 in Kiefer-Buchenmischbeständen zu finden.

- Der Umbau von Kieferreinbeständen in Rotbuchen-Kiefermischbestände führt zu einer vielfältigeren Spinnenfauna mit Rückgang einiger exklusiver (xerothermer) Spinnenarten. Reine Rotbuchenwälder sind zwar auf den ersten Blick artenärmer. Doch höhere Diversitäts- bzw. Evennesswerte der dortigen Spinnengemeinschaften gegenüber denen der Misch- bzw. Kieferbestände verdeutlichen ausgewogenere Artengemeinschaften und stabilere Umweltbedingungen.

2) Isopoda

- Die höchsten Aktivitätsabundanzen wurden für die Buchenflächen ermittelt. Im Vergleich der Buchenflächen erreichen die Isopoden auf der 180-jährigen unbewirtschafteten Buchenfläche ihre größte Aktivitätsabundanz.
- Ein im Vergleich mit den Kiefern- und Kiefernmischflächen größeres Artenspektrum zeigt neben den Buchenflächen auch die Laubmischfläche BuEi(m)M-1. Dabei weist die junge Buchenfläche Bu(j)M-1 die höchste Artenzahl auf.

3) Myriapoda

- Obwohl verschiedenen trophischen Ebenen zugehörig, zeigten die Diplopoda und Chilopoda ähnliche Reaktionsmuster in den verschiedenen Bestandestypen. Die höchsten Aktivitätsdichten, -Artenzahlen und Diversitäten beider Gruppen wurden bei den Zönosen der Laubbestände (Buchen-Reinbestände und Buchen/Eichen-Mischbestände) erfasst.
- Die reinen Kiefern-Bestände wiesen die niedrigsten Dichten und Artenzahlen auf. In diesen Beständen waren die erfassten Individuendichten beider Gruppen sogar extrem niedrig. Die Zönosen dieser Bestände wurden von nur wenigen Arten gebildet, die als weit verbreitete, euryöke Arten bekannt sind und auf den meisten anderen Untersuchungsflächen ebenfalls vorkamen. Zusätzliche Arten wurden – wenn überhaupt - nur als vereinzelte Individuen erfasst.
- In den Buchenbeständen wurden eher typische Waldarten vorgefunden, die in den Beständen mit Kiefernbestockung (reine oder in Mischung) zurückgingen.
- Die Mischbestände wiesen Chilopoden- und Diplopodengemeinschaften auf, die in ihren Aktivitätsdichten, ihrem Artenreichtum und den Dominanzstrukturen denjenigen

der Kiefernbestände stark ähnelten, vermutlich aufgrund der erhöhten Anteil an Nadelstreu in diesen Beständen.

- Auch die Artenzusammensetzung in den Mischbeständen ähnelte weitgehend denjenigen der Kiefern-Reinbestände und wurde somit von der Kiefern-Bestockung noch stark beeinflusst. Allerdings wurden bei den Diplopoden in den Mischbeständen z.T. vereinzelte Arten vorgefunden, die eher für die Laubbestände charakteristisch waren. Auch bei den Chilopoden wurden – bei extrem niedrigen Artenzahlen – eher für die Buchenbestände typische Arten nachgewiesen, die somit die Kiefernbestands-typischen Arten ablösten.
- Somit zeigten die Zönosen der Mischbestände – obwohl noch stark von der Kiefernbestockung geprägt – erste, zögernde Annäherungen an die naturnahen Strukturen der Buchen-typischen Zönosen.

4) Carabidae

- Die Carabidenzönosen der Forstwälder rekrutiert sich in erster Linie aus euryöken Waldarten bzw. unspezifischen Wald- und Gehölzarten.
- Die Carabidenzönosen der elf Walduntersuchungsflächen zeigen ein hohes Maß an Grundübereinstimmung. So beträgt die Artenidentität für 22 der 25 Jahres-untersuchungsreihen 50% oder mehr.
- Die Naturwaldparzelle ist der Waldtyp mit der höchsten Fangzahl an Waldcarabiden. Zusätzlich erreicht der Naturwald nach dem Waldartenindex den höchsten Einzelwert von allen elf Untersuchungsflächen.
- Die Unterschiede in der Carabidenfauna der Bodenoberfläche sind in den nordost-deutschen Forstwäldern im Hinblick auf die Baumart, das Bestandsalter, die Waldstruktur und den Unterwuchs relativ gering.
- In den Nadelforsten und in den jungen, von Kiefern geprägten Mischforsten sind die Fangzahlen niedriger (durchschnittlich 60 Ind./Falle und Jahr) als in den Laubforsten und in den älteren, von Buchen geprägten Mischforsten (90 Ind./Falle u. Jahr).
- Die Fangzahlen der Waldcarabiden in den Kiefernreinbeständen sind mit zunehmendem Bestandsalter rückläufig (von 60 auf 40 Ind./Falle und Jahr). Bei Mischforsten steigen die Werte stärker an (von 60 auf 100 Ind.), in den Laubforsten nur geringfügig (von 100 auf 110 Ind.).
- In den jungen (monotonen) Buchen-Stangengehölzen und Kiefern-Kulturen wurden überdurchschnittliche Arten- und Individuenzahlen gemessen. Als Aufforstungen, die

aus Kahlschlagflächen hervorgegangen sind, unterliegen sie verglichen mit älteren Waldbeständen sowohl in struktureller Hinsicht (geringer Raumwiderstand an der Bodenoberfläche) als auch von der Artenzusammensetzung her (Auftreten von Offenlandarten) modifizierten Bedingungen.

- Laufkäfer historisch alter Waldstandorte (*Carabus glabratus*) ließen sich weder in den Forstbeständen noch im Naturwald nachweisen.

Sonderstruktur Alt- und Totholz

- In den eingesetzten Fallen zeigte sich die Tendenz des Anstieges der Artenzahlen und der Zahl gefährdeter Arten von jungen Kiefernbeständen über Mischbestände zu alten Buchenwäldern.
- Junge Bestände gleicher Zusammensetzung wiesen geringere Artenzahlen und Arten der Roten Liste auf als alte Bestände.
- Der junge Kiefernwald (als notwendiges Entwicklungsstadium bei der Kiefernbewirtschaftung) war besonders individuen- und artenarm.
- Sehr hohe Individuenzahlen wurden mit Kronenfallen in Altbeständen ermittelt.
- Die meisten Arten wurden mit den Schlitzfallen gefangen.
- Arten der Roten Liste und faunistisch bemerkenswerte Arten wurden am ehesten mit Schlitzfallen nachgewiesen. Es folgten die Stammeklektoren und die Kronenfallen.
- Diversität, Evenness und Äquität sind zur Interpretation ungeeignet.
- In den Beständen mit (Anteilen von) Kiefern waren ca. je 45 Arten gegenüber 65 Arten in den Buchen-Beständen oder Buchen-Beteiligungen zu verzeichnen. Dies unterstreicht die Bedeutung von Buchenwäldern für die Artenvielfalt.
- Sowohl Arten- als auch Individuenzahlen waren auf Standorten mit Buchen höher.

Strata Kraut-, Strauch- und Baumschicht

1) Lepidoptera

- In Mischwäldern sollte darauf geachtet werden, dass größere Adlerfarnbestände (ab 0,5 ha) erhalten bleiben, um der Noctuide *C. juventina* die entsprechenden Habitatbedingungen zu sichern.
- In die zu entwickelnden Buchenwälder sollten auch einzelne Nadelhölzer bzw. kleinere Inseln davon (vorhandene Bestände von Kiefer, Fichte, Lärche) integriert werden. Dies dient sowohl der Förderung der Diversität im allgemeinen wie auch von

speziellen Arten wie *Cydia milleniana* und *C. zebeana* im besonderen, die hier in Mecklenburg-Vorpommern ihre Verbreitungsgrenze erreichen. Vorrangig wird dabei aber der Erhalt solcher Zielarten wie *P. cinnamomeana* und *G. margarotana* ermöglicht.

- Die zu entwickelnden Buchenwälder sollten – wo vorhanden - von kleineren Eicheninseln durchsetzt bleiben, um zahlreichen an ältere Eichen gebundene Arten wie *M. strigula* aber auch *Moma alpium* weiterhin Existenzbedingungen zu sichern. Beim Unterbau in Kiefernforsten ist die Eiche ebenfalls an geeigneten ärmeren Standorten horstweise zu berücksichtigen. Diese Maßnahme würde zumindest mittelfristig das Überleben der stark gefährdeten Notodontide *D. velitaris* sichern.
- In der Mischwaldphase sollten ebenfalls Birken toleriert werden, um der Gilde der Birkenbewohner ausreichende Lebensräume im Untersuchungsgebiet zu bieten.
- Die Traubenkirsche gilt beim Forstmann als wenig geliebtes "Unkraut". In der Endphase des Waldumbaus hat die Art auch keine Chance mehr. In der (langen) Zwischenphase des Mischwaldstadiums wird es jedoch auch ohne spezielle Förderung immer wieder ausreichende Bestände geben, die der Leit- und Zielart *A. strigosa* ein Überleben ermöglichen. Daher sollte ein gänzliches Unterdrücken dieser Strauchart schon aus Kostengründen nicht erfolgen.
- In etablierten Buchenwäldern sollte sich der Deckungsgrad der Strauchschicht so entwickeln, dass keine großflächige Ausdunkelung stattfindet. Durch Auflockerung und unterschiedlichen Altersklassenaufbau werden die Lebensraumbedingungen der Leit- und Zielarten der Stauden-, Kraut- und Grasfluren verbessert: *Sh. scrophulariae, E. capitata, X. rhomboidea* und A. *epomidion*. Darüber hinaus profitiert mit *D. obliterata* hiervon auch eine Charakterart des Buchenwaldes, die bevorzugt warme besonnte Stellen mit Buchenjungaufwuchs besiedelt. Artenreiche, gut ausgeprägte Krautfluren an den Waldinnensäumen sind darüber hinaus der Lebensraum für zahlreiche Tagfalterarten. Stellvertretend sei hier der Kaisermantel *A. paphia* genannt, der an verschiedenen Veilchenarten lebt.
- In Buchenaltbeständen sollte für ausreichende Anteile an stehendem Totholz (alte, dicke Stämme!) gesorgt werden, um die Ansiedlung von *T. fulvimitrella* als Art des Zerfallsstadiums jener Wälder und weiterer Vertreter dieser Gilde zu ermöglichen.
- Waldmoore und –sümpfe sind im Zuge des Waldumbaus als besonders geschützte Biotope zu erhalten. Für einen verbesserten Wasserhaushalt ist unbedingt zu sorgen. Damit werden die Vorkommen zahlreicher Leit- und Zielarten gefördert. Ihre

Lebensräume (Moore) fallen ohnehin aus forstlicher Sicht für eine wirtschaftliche Nutzung aus. Insbesondere sind Bestände mit Sumpfporst und Sumpf-Heidelbeere beim Einsatz der Forsttechnik auszusparen, um Vorkommen von *A. melanaria* und *A. lediana* zu erhalten.

- Die an Pappel/Espe und Weide gebundenen Arten können vorrangig dadurch gefördert werden, dass diese „Forstunkräuter" an inneren Säumen (Wege, Lichtungen u.ä.) toleriert werden. Sie stellen wesentliche Nischen für zahlreiche Schmetterlingsarten dar, darunter auch für einige der attraktivsten Tagfalter wie Kleiner und Großer Schillerfalter, Großer Eisvogel, C-Falter und Trauermantel.

2) Vögel, Kleinsäuger und Fledermäuse

- Generell ist der Waldumbau von Kiefer in Buche für alle in diesem Berichtsteil behandelten Artengruppen von positiven Effekten begleitet.
- Sowohl bei den telemetrischen Untersuchungen der Spechte als auch bei den Untersuchungen der Fledermausfauna hat sich deutlich gezeigt, dass im Resultat des Waldumbaus sehr wertvolle Strukturen entstehen können.

Vögel

- Mittels der flächigen Strukturkartierung der Untersuchungsflächen (Vögel) konnten große Unterschiede in der Anordnung und Dichte von Totholzern und Habitatstrukturen erkannt werden.
- Der Mangel an geeigneten Strukturen zum Höhlenbau im Wirtschaftswald wird aufgezeigt. Er führt dazu, dass Spechte im noch gesunden Holz Höhlen anlegen, was zu einer Qualitätsminderung führen kann.
- Ein hoher Anteil an entsprechenden Requisiten führt dagegen dazu, dass derartige Konsequenzen nicht auftreten bzw. dass diese Vögel in höherer Dichte vorkommen und damit Schadinsekten niedrig halten können.
- Artenabundanz und Individuendichten der Brutvögel waren in den alten, strukturierten Buchenbeständen im MNP am höchsten.
- Generell weisen die jüngeren Flächen im Vergleich zu älteren Beständen geringere Artenzahlen auf.
- Die Artenvielfalt war auf den alten Buchenbeständen am höchsten.
- Die unbewirtschafteten Flächen zeigen günstigere Werte als die bewirtschafteten.
- Im Buchenhallenwald kann praktisch nur der Kronenraum von Vögeln genutzt werden. Dagegen ist in dem geschichteten Bestand der Naturwaldzelle ein größeres Spektrum an Strukturen nutzbar.

- Große Unterschiede in der Intensität der Nutzung durch die Vögel ergaben sich im Vergleich der bewirtschafteten (geringere) mit unbewirtschafteten Flächen (intensivere Nutzung).
- Im Bestand sollte Alt- und Totholz in möglichst hohem Prozentsatz erhalten bleiben.
- Es sollten geeignete, inselartige Kleinflächen ausgewiesen werden, die ganz aus der Nutzung genommen werden und sich langfristig zu Totholzkonzentrationen entwickeln können.
- Für Spechte sind die räumliche Anordnung der Bestände von Nadel- und Laubhölzern sowie deren innere Struktur von besonderer Bedeutung. Dabei bestehen artspezifische Ansprüche. So ist für Schwarzspechte z.B. wichtig, dass auch in großflächigen Buchenbeständen kleinere Nadelholzbestände eingestreut werden.

Säugetiere

- Es konnten seltene, waldgebundene Fledermausarten nachgewiesen werden. Hier ist insbesondere die Mopsfledermaus erwähnenswert, die seit mehr als 30 Jahren im Gebiet verschollen war.
- Für diese Art konnten besondere Habitatansprüche erkannt werden, die besonders in älteren Laubholz- und Laubmischwäldern gewährleistet sind.
- Die Bestandesstruktur beeinflusst sowohl die Produktivität als auch die räumliche Vereilung der Kleinsäuger.
- Die höchsten Abundanzen wurden auf der Fläche (KiBu(m)M-1) mit geringstem Kronenschluß und stärkster Entwicklung der Krautschicht gefunden. Diese Fläche zeigte auch die gleichmäßigste Verteilung der einzelnen Arten auf.
- Aus dem vorstehenden ergibt sich, dass ein geringer Kronenschluß die Massenentwicklung dieser Kleinsäuger, zu denen potentielle Schädlinge gehören, begünstigen könnte.
- Inselartige Verjüngung, möglichst frühzeitig einsetzend, verhindert großflächiges Vergrasen bzw. strukturiert den Wald kleinräumig, was einerseits die Artendiversität fördert und andererseits einer Massenentwicklung von Kleinsäugern ebenfalls entgegenwirkt.

Einleitung

I. Aufgabenstellung/Ziele

Die schwerpunktmäßig öko-faunistisch ausgerichteten Untersuchungen auf ausgewählten - im Sinne einer Chronosequenz verschiedene Waldumbaustufen repräsentierenden - Untersuchungsflächen im nordostdeutschen Tiefland hatte die folgenden Ziele:

1. **die faunistische Erfassung ausgewählter Tiergruppen auf den verschiedenen Standorten,**
2. **die - in Abängigkeit von den Waldumbaustufen - erfolgenden Reaktionen (Verschiebungen des Artenspektrums) ausgewählter Tiergruppen aufzuzeigen und**
3. **mögliche Veränderungen der Streuabbauleistungen im Oberboden zu dokumentieren.**

Im Sinne der Projektausschreibung "Teilbereich: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" soll ein wirtschaftlich vertretbarer Waldumbau erfolgen, der in der hier angegebenen Region eine allmähliche Erhöhung des Buchenanteils bedeutet und den stark dominierenden Kiefernanteil reduziert. Der zu fordernde bzw. bereits eingeleitete Waldumbau muß in einer Weise vorgenommen werden, die neben Wirtschaftlichkeit auch ökologische und naturschutzfachliche Erkenntnisse berücksichtigt.
In dem von unserer Forschungsgruppe zu bearbeitenden Teil standen bodenökologische und ökofaunistische Untersuchungen im Vordergrund, da erwartet werden konnte, dass sich ganz sicher ein erheblicher Teil der aus dem Waldumbau resultierenden Konsequenzen über Änderungen biologischer/ökologischer Parameter manifestieren würde.
Beispielhaft wurden daher, im Sinne eines vereinfachten ökosystemaren Ansatzes, Verteilung und Veränderungen von ausgewählten Tiergruppen in den einzelnen Strata (Boden, Bodenoberfläche, Alt- und Totholz, Krautschicht, Strauch- und Baumschicht) untersucht. Dabei sollte es möglich sein durch das Verschneiden der einzelnen Untersuchungsmodule im Sinne der Fragestellung Zielartensysteme abzuleiten, die wesentlich an Biodiversitätskriterien orientiert sind.
Die zu erwartenden Ergebnisse sollen als Teil des von dem Gesamtprojekt erbrachten Datenmaterials in eine Grundlage für die Bewertung zukünftiger waldwirtschaftlicher Maßnahmen in dieser Region eingehen.

2.Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Beteiligte Arbeitsgruppen:

Unmittelbar und ursprünglich an dem Projekt beteiligt waren drei Arbeitsgruppen, die aus drei unterschiedlichen Institutionen stammten und hier noch einmal mit ihren Projektanteilen genannt seien:

1) Zoologisches Institut und Museum, Universität Greifswald (Zuwendungsempfänger):

Stratum Boden; Köderstreifen:

Prof. Dr. G. Alberti, Dipl.Biol. E. Kreibich, Dr. D. Russell, Dr. K. Unger, Dipl.LÖNS A. Wegener.

Dazu kamen zeitweise als studentische bzw. wissenschaftliche Hilfskräfte: Dipl.Biol. P. Michalik, Dipl.Biol. H. Schulz, Dipl.Geogr. H. Rudolphi.

Technische Hilfe sowie Hilfe bei der Probenaufarbeitung wurde auch durch die BTAs Ch. Putzar und E. Becker gegeben.

Stratum Bodenoberfläche; Sonderstruktur Alt- und Totholz:

Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld, Dipl.Biol. J. Hampel, Dipl.Biol. G. Mathiak, Dipl.Biol. H. Ringel, Dr. R. Loch, Dr. R. Schultz

Dazu arbeiteten die folgenden studentischen bzw. wissenschaftlichen Hilfskräfte zeitweise in dem Projekt mit: P. Giertz, U. Hauptmann, S. Kugler, M. Pechmann

Technische Hilfe sowie Hilfe bei der Probenaufarbeitung erfolgte auch durch die BTAs A. Niemann, D. Scheper, L. Schultheis, D. Sonnenberg

2) Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (I.L.N.) Greifswald:

Strata Kraut- und Strauchschicht (Lepidoptera):

Dipl.Math. V. Wachlin

3) Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie (GNL) Kratzeburg:

Stratum Baumschicht; Vögel, Kleinsäuger, Fledermäuse:

Dr. R. Klenke, Dipl.Biol. M. Biermann, M. Keller, Dipl.Biol. Dirk Lämmle, Dipl.Biol. F. Neubert, Dipl.Biol. W. Schorcht, Dipl.Ing (FH) A. Tschierschke, F. Zillmann

Diese Organisation änderte sich im Verlauf des Projektes durch den Wechsel von Herrn Dr.

Russell (s.1) an das Staatliche Museum für Naturkunde Görlitz, so daß letztlich auch diese Institution beteiligt und Herr Dr. Russell im Rahmen eines Werkvertrages verpflichtet wurde. Ähnlich gestaltete sich die Zusammenarbeit mit Herrn Dr. R. Loch (Freiburg).
Durch die Zusammenarbeit mit dem Museum in Görlitz konnte das Spektrum der untersuchten Tiergruppen um die Myriapoda (hier Chilopoda und Diplopoda) erweitert werden. Die Bearbeitung der Tausendfüßler wurde dabei durch Dr. K. Voigtländer (Görlitz) unterstützt.

Mit der Zusammensetzung unserer Gruppe wurden ausgewiesene, erfahrene Spezialisten für die folgenden Tiergruppen zusammengeführt (Regenwürmer: Lumbricidae; Milben: Acari; Spinnen: Araneae; Springschwänze: Collembola; Tausendfüßler: Myriapoda; Insecta: Käfer-Coleoptera, Schmetterlinge-Lepidoptera; Aves: Vögel; Mammalia: hier Kleinsäuger und Fledermäuse). Dazu kam bei den meisten Projektmitarbeitern eine ausgewiesene Expertise in der faunistisch-ökologischen Arbeit v.a. auch in Waldökosystemen. Durch die Möglichkeit im Rahmen des Projektes jüngere Mitarbeiter im Rahmen von Diplomarbeiten oder Doktorarbeiten zu beteiligen wurden diese entweder an diese Arbeitsrichtung herangeführt oder die Kompetenzen in dieser Forschung erweitert bzw. vertieft.

Sachausstattung:
Infolge der langjährigen, faunistisch-ökologischen Ausrichtung der beteiligten Arbeitsgruppen lag eine sachgerechte Grundausstattung incl. EDV bereits weitgehend vor. Sie wurde mit den eingeworbenen Mitteln entsprechend dem Antrag projektbezogen erweitert (z.B. Extraktionsgerät, Fallensysteme, Penetro-Logger, Bat-Detektor, Archivierungsmittel).

Zusammenarbeit:
Unsere Projektgruppe war von Anfang an bemüht, in enger Abstimmung mit v.a. den folgenden, im Gesamtprojekt engagierten Arbeitsgruppen zu agieren:

Dr. S. Anders
Bundesforschungsanstalt f. Forst- und Holzwirtschaft
Inst. f. Forstökologie u. Walderfassung
Alfred-Möller-Str.1
16225 Eberswalde

Prof. Dr. C. Majunke
Landesforstanstalt Eberswalde
Abt. Waldschutz
Alfred-Möller-Str.1
16225 Eberswalde

Prof. Dr. G. Hofmann und Dr. M. Jensen
Waldkunde-Institut Eberswalde
Walter-Rathenau-Str. 6a
16225 Eberswalde

Prof. Dr. W. Härdtle
Institut f. Ökologie und Umweltschutz
Universität Lüneburg
21332 Lüneburg

Dazu kam aufgrund inhaltlicher Übereinstimmungen das Erfordernis einer Abstimmung mit der Arbeitsgruppe von Dr**.** Flade, die im Rahmen eines anderen Projektes z.T. ähnliche Fragestellungen verfolgte wie unsere Gruppe und zwar z.T. auf übereinstimmenden Flächen:

Dr. M. Flade
Landsanstalt f. Großschutzgebiete (LAGS)
Tramper Chaussee 2
16225 Eberswalde

Naturgemäß waren des Weiteren Abstimmungen mit den Forst- bzw. Nationalparkämtern erforderlich:

Herr K. Schnappauf
Landesamt f. Forsten u. Großschutzgebiete
Mecklenburg-Vorpommern
Fritz-Reuter-Platz 9
17131 Malchin

Dr. U. Messner
Nationalparkamt Müritz
Schloß
17237 Hohenzieritz

Herr U. Gehlhar
Landesamt f. Forsten u. Großschutzgebiete
Außenstelle Schwerin
Zeppelinstr. 3
19061 Schwerin

Die regionale Koordination lag bei den folgenden Institutionen:

Dr. Röhe
Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft, Forsten u. Fischerei
Mecklenburg-Vorpommern
Abt. II. Forstwirtschaft
Paulshöher Weg 1
19061 Schwerin

Herr E. Heuer
Ministerium f. Landwirtschaft, Umweltschutz u. Raumordnung
Brandenburg
PF 601150
14411 Potsdam

Fazit und Probleme:

Die Voraussetzungen für unsere geplante Projektarbeit waren prinzipiell sehr gut. Probleme ergaben sich dadurch, daß von außen massiv in die Projektplanung direkt und indirekt Einfluß durch z.T. sich widersprechende Forderungen genommen wurde, so daß sich die zu absolvierenden Arbeiten stark erweiterten und an die durch die beschränkten Mittel vorgegebenen Kapazitätsgrenzen gingen bzw. diese überschritten (s.u.).

Ebenso wirkte sich der verzögerte Beginn unserer Projektarbeit infolge der jahreszeitlich sehr späten Bewilligung des Projektes und der sich dadurch verzögernden Absprache zur Auswahl der für alle Gruppen geeigneten Repräsentanz-Flächen negativ aus, da dadurch im ersten Jahr nur in einer Gruppe (Boden) ein annähernd vollständiges Programm durchgeführt werden konnte.

Hierdurch konnten z.B. auch erforderliche Geräte und Genehmigungen z.T. erst sehr verzögert erlangt werden. Ebenso wurden unsere Arbeiten z.T. durch Durchforstungen auf unseren Flächen beeinträchtigt, die verabredungsgemäß im Verlauf unseres Projektes nicht hätten stattfinden sollen.

3. Planung und Ablauf des Vorhabens

Entwicklung der Projektkonzeption:

Die ursprüngliche Planung, die in einer monatelangen Planungsphase vor der Antragstellung erarbeitet worden war, sah eine enge Anbindung an das Projekt ANDERS (Eberswalde) bzw. an die von dieser Gruppe vorgehaltenen 10 Dauerbeobachtungsflächen in Eberswalde vor, wobei bestimmte Module (Strata, Alt- und Totholz) parallel untersucht werden sollten. Dieses unser Konzept konnte aus folgenden Gründen nicht eingehalten werden und mußte massiv modifiziert werden, was die Projektarbeit stark beeinträchtigte:

- Wegen der hohen Belastung der 10 Dauerbeobachtungsflächen in Eberswalde durch zahlreiche andere Projekte war es nicht möglich und auch gar nicht mehr sinnvoll (Vertritt und damit keine ungestörte Habitatqualität) unsere Arbeiten direkt auf diesen Flächen durchzuführen.
- Wegen der Genehmigung eines weiteren Projektes (Prof. MAJUNKE, Eberswalde), von dessen Existenz wir erst nachträglich erfuhren, gab es im Raum Eberswalde derartige Überschneidungen mit Teilen unseres Projektes, daß es sinnvoller erschien, diese (unsere) Teile nach Mecklenburg-Vorpommern (Müritz Nationalpark) zu verlagern und damit die regionale Basis der Gesamtuntersuchung im Nordostdeutschen Tiefland erheblich zu erweitern.

- Hiermit kamen wir auch dem massiv vorgetragenen Wunsche des regionalen Koordinators Mecklenburg-Vorpommern nach, unser Projekt schwerpunktmäßig in diesem Bundesland durchzuführen. Dieser Wunsch wurde allerdings erst nach abgeschlossener Konzeption und Bewilligung unseres Antrages an uns herangetragen.
- Eine weitere Überraschung für uns stellte das Bekanntwerden eines Projektes dar, welches Buchenwaldaspekte auf z.T. übereinstimmenden Flächen untersuchen wollte (Projekt Dr. FLADE, Eberswalde). Auch diese Überlappungen erforderten eine nachträgliche Überarbeitung und Neuabstimmung unseres Konzeptes.
- Schließlich wurde an uns die dringende Forderung gestellt, in enger Abstimmung mit der Projektgruppe HÄRDTLE (Lüneburg) zu forschen. Diese Gruppe arbeitete jedoch ausschließlich in Buchenwäldern und gar nicht im Raum Eberswalde.
- Da auch die Gruppe HÄRDTLE relativ spät ihren Bewilligungsbescheid erhielt, standen deren Untersuchungsflächen, an die wir z.T. gebunden sein sollten, erst Ende des ersten Untersuchungsjahres fest. Dementsprechend konnten in diesem Jahr von uns natürlich dort noch gar keine Proben genommen werden.

Um mit unserem definitiven Projekt unserer Antragskonzeption ebenso wie den genannten dramatisch veränderten Rahmenbedingungen zu entsprechen, war es daher erforderlich, das ursprünglich geplante Flächenkonzept stark zu modifizieren, was letztlich nur durch eine Erhöhung der Zahl der Untersuchungsflächen möglich war. Ebenso mußte unser Modulkonzept modifiziert werden, insofern nämlich, als nur auf einer begrenzten Zahl der Flächen alle Module parallel bearbeitet werden konnten. Aus diesen Zwängen heraus resultierte letztlich das Untersuchungsflächenschema wie es im Flächenschema (s.u.) dargestellt ist und von dem wir meinen, daß es unter den gegebenen Umständen optimal gewesen ist.

Diese im Endeffekt erarbeitete Konzeption, die z.T. erst im ersten Untersuchungsjahr (2001) herausgefunden werden konnte (s.o.), wurde eng mit den genannten Gruppen in konstruktiver Atmosphäre abgestimmt.

Allerdings kam es wie bereits angedeutet durch diese Rahmenbedingungen zu erheblichen Zeitverlusten, die unsere Arbeit, letztlich v.a. die Auswertungsarbeit, stark beeinträchtigten. So konnten z.B. Querverbindungen innerhalb unserer Gruppe erst andeutungsweise erarbeitet werden und solche zu anderen, ferneren Projektteilen überhaupt noch nicht erschlossen werden.

Diese besonders reizvollen Möglichkeiten, die vermutlich in einmaliger Weise von dem Großprojekt geboten werden, sollen nun während der Erarbeitung einer

Gesamtveröffentlichung (Buchpublikation) erfolgen.

Teilnahme an Statusseminaren

Mitglieder unserer Gruppe haben im Projektzeitraum an den anberaumten Statusseminaren teilgenommen.

Publikationen

Angesichts der Tatsache, daß die Auswertungsarbeiten praktisch immer noch nicht abgeschlossen werden konnten, sind wir in diesem Sektor noch nicht sehr ergiebig gewesen. Erste Ergebnisse wurden jedoch bereits wie folgt präsentiert:

- KREIBICH, E. & ALBERTI, G. (2002) Oribatida in Wäldern des Nordostdeutschen Tieflandes. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 32:206-206
- KULBE, J. & RINGEL, H. (2002) Beitrag zur Bockkäferfauna Mecklenburg-Vorpommerns (Col., Cerambycidae). Entomologische Nachrichten und Berichte 46: 247-250
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001) Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. Angewandte Carabidologie. Suppl. II: 9-20.
- RINGEL, H. (2002) Waldumbau und holzbewohnende Käfer (Coleoptera xylobionta et diversa) im norddeutschen Tiefland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 32: 208
- RINGEL, H. (2003) Alt- und Totholz bewohnende Käfer: Destruenten als Zielgruppe des Naturschutzes. Natur und Naturschutz in Mecklenburg (in Vorbereitung)
- RUSSELL, D. J. & ALBERTI, G. (2002) Reaktionen der Collembolenfauna beim Umbau von Kiefer-Reinbeständen in Kiefer/Buche-Mischbestände im Nordostdeutschen Tiefland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 32:210-210
- RUSSELL, D. J., KREIBICH, E. & ALBERTI, G. (2002) Zersetzer-Aktivität der Mesofauna beim Umbau von Kiefer-Reinbeständen in Kiefer/Buche-Mischbestände im Nordostdeutschen Tiefland. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 32:207-207
- SCHULTZ, R. & G. MATHIAK (2002) Ökofaunistische Untersuchungen der Auswirkungen des Waldumbaus auf Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) im norddeutschen Tiefland. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 32, S. 213
- TSCHIERSCHKE, A. & KLENKE, R. (2002) Verteilung zoologisch relevanter Strukturen in Buchenwäldern unterschiedlicher Umbaustufe und Bewirtschaftung. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, 32, S. 216

Die Projektarbeit wurde auch über Diplomarbeiten und Dissertationen realisiert, an denen z. T. noch gearbeitet wird. Bisher fertig gestellt wurden die folgenden Diplomarbeiten:

- KELLER, M. (2003) Untersuchungen von Waldstrukturen im Hinblick auf deren Habitatnutzung durch Kleinsäuger. Diplomarbeit am Institut f. Landschafts- u. Umweltplanung. Technische Universität Berlin.
- TSCHIERSCHKE, A. (2002) Vergleich der Verteilungen von zoologisch relevanten Strukturmerkmalen zwischen einem naturnahen und einem bewirtschafteten Buchenwald in der Strelitzer Kleinseenlandschaft. Diplomarbeit am FB Agrarwirtschaft u. Landschaftsarchitektur/Umweltplanung. FH Neubrandenburg.
- WEGENER, A. (2002) Ökofaunistische Untersuchungen der Gamasidenfauna (Acari, Arachnida) ausgewählter Waldstandorte im Nordostdeutschen Tiefland. Diplomarbeit am Zoologischen Institut u. Museum, Universität Greifswald.

Des Weiteren wurde unmittelbar nach Bewilligung das Projekt im Internet präsentiert.

4. Wissenschaftlicher und technischer Stand (Konstruktionen, Verfahren, verwendete Fachliteratur, Informations- u. Dokumentationsdienste)

Die von uns verwendeten Probenahme-, Auswertungsverfahren und Dokumentationsdienste entsprechen dem aktuellen Stand der Wissenschaft. Sie sind an entsprechender Stelle aufgeführt und erläutert. Das speziell für dieses Projekt entwickelte „Strata-Modul-Modell“ wurde bereits erfolgreich auf andere Projekte übertragen („Windwürfe in Nationalparken von M-V“; „Ackerprojekt“)

5. Allgemeines und Einbindung des vorgelegten Projektes in einen Kooperationsverbund

Auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gelten Wälder vielfach als die Ökosysteme mit der größten Naturnähe. Mitteleuropa liegt inmitten des Arboreals (Waldzone). Wälder sind damit die bestimmende Quelle natürlicher Artenvielfalt. Jahrhundertelang sind sie jedoch stark durch den Menschen beeinflußt worden, einerseits durch seine direkten Nutzungsansprüche (Holzwirtschaft, Jagd, Waldweide, Naherholung, Tourismus), andererseits durch die verschiedensten indirekt wirkenden anthropogenen Einflüsse (diverse Schadstoffeinträge, atmosphärische Düngung, Hydromelioration, anthropogen bedingte

Klimaänderungen, Folgen von Zerschneidung durch Straßenbau usw.).

Ein hoher Prozentsatz des deutschen Waldes wurde unter vorwiegend forstökonomischen Gesichtspunkten auf für die eingesetzten Baumarten ungeeigneten Böden und als Monokulturen angelegt. Spätestens mit dem Aufkommen der Waldschadensdiskussion ist es einer breiteren Öffentlichkeit und den verantwortlichen Entscheidungsträgern bewußter geworden, daß Wälder hochdifferenzierte, in ihrer Stabilität z.T. hochgefährdete Ökosysteme darstellen (z.B. ULRICH et al., 1981; SCHAEFER, 1985; ZÖTTL, 1995). Diese Gefährdung wird in den regelmäßig erstellten Waldzustandsberichten nach wie vor immer wieder bestätigt (z.B. Waldzustandsberichte der Bundesregierung, der Bundesländer sowie der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald).

Die deutsche Forstwirtschaft folgt seit vielen Jahrzehnten in vorbildlicher Weise bereits dem Konzept der Nachhaltigkeit und konnte damit eine hohe Waldbedeckung in Deutschland nach einer langen Phase des Raubbaus schaffen und erhalten. Allerdings wurde diese Leistung lange Zeit vor allem in Hinblick auf größtmögliche Wirtschaftlichkeit erbracht mit den obengenannten z.T. negativen Konsequenzen. Das Prinzip der Nachhaltigkeit ist inzwischen (Konferenz von Rio 1992) als grundlegend und lebensnotwendig für die zukünftige globale Nutzung natürlicher Ressourcen anerkannt worden. Dabei wird dieses Prinzip im Bereich der Forstwirtschaft inzwischen als Einheit von langfristiger Sicherung der Holzversorgung, Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit und Humusqualität, Erhaltung und Nutzung der biologischen Vielfalt sowie unter dem Gesichtspunkt von Tier- und Artenschutz gesehen. Z.T. unabhängig davon entwickelte sich mehr und mehr der Wunsch nach naturnäheren Bewirtschaftungsformen (Plenterwald; Mischwald statt Monokulturen; Aufforstung mit standortgerechten Arten; Vermeidung von Bodenverdichtung im Forst usw.).

Eine nachhaltige, ökonomisch vertretbare Forstwirtschaft muß ökologische Grundvoraussetzungen berücksichtigen, was in erster Linie die Überführung des gewachsenenen Wirtschaftswaldes in einen naturnahen, möglichst standortgerechten Wald bedeutet (s. z.B. WALDZUSTANDSBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1998). Eines der Hauptprobleme wird darin gesehen, dass die Lebensalter von Wirtschaftswald und Naturwald auseinanderklaffen, d.h. Wälder werden weit unterhalb ihrer Lebens-Optima zu wirtschaftlich attraktiven Zeiten geerntet (BÜCKING, 2001).

Das hier bearbeitete Projekt bezieht sich auf den territorialen Projektschwerpunkt "Nordostdeutsches Tiefland". Dieses Gebiet ist auf der Grundlage der abiotischen Gegebenheiten nahezu vollständig ein potentielles Waldland. Buchenwälder der verschiedenen Ausbildungen stellen dabei die dominante Naturwaldform dar. Infolge der

oben genannten anthropogenen Einflüsse direkter oder indirekter Art ist der Waldanteil jedoch wesentlich reduziert worden (ca. 21% der Fläche). Betrachtet man die verbliebenen Waldflächen, dann sind durch einen anthropogen bedingten Baumartenwechsel gegenwärtig nur noch 14% derselben mit Resten des natürlichen oder naturnahen Buchenwaldes vorhanden (HOFMANN & JENSSEN, 1995; s.a. HOFMANN, 1997). D.h. von den fast 2 Mio ha Wald im nordostdeutschen Tiefland ist der größte Teil nicht standortgerecht. Dies muß tiefgreifende Konsequenzen für die gesamte Ökologie dieser Wälder haben.

Buchenwälder weisen eine große Biodiversität auf, z.B. beherbergen diese Wälder nach TISCHLER (1984, 1990) ca. 20% der einheimischen Artenvielfalt (ca. 4000 Pflanzenarten, davon 200 Samenpflanzen, ca. 7000 Tierarten, davon ca. 109 Wirbeltierarten). Ein großer Anteil der tierischen Biomasse befindet sich im Gegensatz zur pflanzlichen Biomasse im Boden und hier v.a. im Humusprofil, in dem v.a. sich der für das Funktionieren des Ökosystems essentielle Prozeß der Dekomposition abspielt (s. z.B. DUNGER, 1983; WOLTERS, 1989; REHFUESS, 1990; BECK, 1993; EHRNSBERGER, 1993; ALBERTI et al., 1996a).

Ein wesentliches Ziel der Entwicklung standortgerechter Waldbestände mittels lenkender Eingriffe (Waldumbau), die letztlich eine nachhaltige Nutzung mit dauerhaft gesicherten Holzerträgen ermöglicht und daneben weitere Funktionen (Wohlfahrtswirkungen: Landeswasserhaushalt, Humusbildung, Erholungsort usw.) fördert, muß zugleich auf die Erhaltung der Biodiversität gerichtet sein (s. z.B. BOGENSCHÜTZ, 1996; BÜCKING, 1998). Dies gilt besonders für die Erhaltung jener Arten und Lebensgemeinschaften, für die wir in dieser Region besondere Verantwortung tragen (Raumbedeutsamkeitsansatz nach MÜLLER-MOTZFELD et al., 1997) und für funktionell wichtige Teilzönosen wie Streuzersetzer.

Die massive Veränderung der Waldstruktur durch einen großflächigen Waldumbau wird langfristig gravierende ökosystemare Wechselwirkungen mit sich bringen (Änderungen im Waldklima, in der Bodenbiologie durch Laubeintrag, Konsequenzen für den Unterwuchs, Veränderungen des Nahrungsangebotes für Invertebraten- und Vertebraten usw.). Welche Konsequenzen ergeben sich hinsichtlich der Bodenfauna in den großflächig jahrzehnte/jahrhundertelang naturfern bewirtschafteten Waldgebieten durch den Waldumbau?

Vor diesem Hintergrund ergibt sich ein erheblicher Forschungsbedarf (s. auch AMMER & KÜBLER, 1997), der nur im Rahmen einer interdisziplinären Kooperation bewältigt werden kann. Das hier vorgestellte Projekt schließt sich daher u. E. in idealer Weise an die Projekte der Forschergruppen aus Eberswalde (ANDERS/HOFMANN), Lüneburg (HÄRDTLE), Cottbus (HÜTTL) und Garmisch-Partenkirchen (PAPEN) an. Eine zunächst unvorhersehbare enge Zusammenarbeit bis hin zu detaillierten methodischen Absprachen im Bereich der Erfassung

(Coleoptera der Bodenoberfläche und des Alt- und Totholzes) ergab sich mit dem vom BfN geförderten Projekt der LAGS Brandenburg (FLADE), an deren PAG-Sitzungen die Greifswalder Forschergruppe regelmäßig vertreten waren..

Erstmals wurden damit in dieser Breite und in dieser Region Kompetenzen aus den folgenden Fachgebieten zusammenführt: Wald- bzw. Forstökologie, Forstwirtschaft, Tier- und Bodenökologie sowie Naturschutz.

Im Vordergrund der Zielstellung des von den hier genannten Gruppen gemeinsam verfolgten Gesamtprojektes standen, entsprechend den Zielen des Förderprogrammes:
1. Die Untersuchung der Besonderheiten der Zielzönose 'Baltischer Buchenwald' inclusive von Stadien der Selbstverjüngung.
2. Suche nach Möglichkeiten der Inwertsetzung von Biodiversität zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Wäldern
3. Die Aufklärung der waldökologischen Konsequenzen des Waldumbaus auf definierte Waldtypen und an definierten Standorten in Richtung einer Erhöhung des Laubholzanteils durch Förderung der Rotbuche.

6. Spezielle Aspekte des hier vorgelegten Projektes:

A) Stratum Boden

Zersetzeraktivität im Boden

Ein zentraler Prozeß in terrestrischen Ökosystemen ist die Dekomposition, d.h. der Abbau der durch pflanzliche Primärproduktion entstandenen Biomassen bzw. deren Sekundärmassen (Tiere) zwecks Wiedergewinnung von Nährstoffen. In diesem Prozeß sind in der Endphase (Mineralisation) Mikroorganismen ausschlaggebend. Die sapro/detritophage Bodenfauna erleichtert und beschleunigt diesen Prozeß in der Regel erheblich. Eine Störung der Bodenfauna z.B. durch anthropogene Belastung verzögert die Dekomposition und kann zu erheblichen Ansammlungen der Laubstreu führen mit der Konsequenz einer Bodenverschlechterung (TOPP, 1981; s. auch ALBERTI et al., 1996).
Mithilfe eines Miniködertests soll die Fraßaktivität dokumentiert werden, wobei bei diesem Verfahren im Wesentlichen die Mikrodetritophagen erfasst werden. Mit dieser Methodik kann damit ein Leistungsparameter in die Untersuchung einbezogen werden. Da angenommen werden muß, dass sich die Zersetzerfauna in den einzelnen Waldumbaustadien unterscheidet,

liefert dieser Ansatz ein weitere Information zur Leistung der entsprechenden Zönosen.

Mikroarthropoden

Mikroarthropoden (v.a. Milben und Collembolen) sind in Abhängigkeit von der Humusform eine bestimmende Komponente der Waldbodenfauna (s. DUNGER, 1983; BECK, 1993; EHRNSBERGER, 1993; ALBERTI et al., 1996; DUNGER & VOIGTLÄNDER, 1997). Hinsichtlich Arten- und Individuenzahlen stellen sie fast immer mit die höchsten Werte (WILSON, 1987; USHER et al., 1982; DINDAL, 1990). Sie bilden damit meist einen erheblichen, wenn nicht den größten Anteil der Boden-Biodiversität eines Standortes. Sie sind auf zahlreiche Mikrohabitate spezialisiert, in der Regel wenig mobil und repräsentieren verschiedene Trophieebenen. Eine Charakterisierung bzw. Analyse von Waldstandorten ohne Berücksichtigung der Mikroarthropoden vernachlässigt ganz sicher eine sehr wichtige Ökosystemkomponente.

In vielen Böden, v.a. Moder- und Rohhumusböden, dominieren Mikroarthropoden als Dekomponenten (v.a. in Form von Mikrodetritophagen; bes. Oribatida u. Collembola) und sind dabei z.T. hochspezialisiert. Sie setzen einerseits die Arbeit der Makrodetritophagen auf einer niedrigeren Größenebene als Sekundärzersetzer (z.B. viele Collembola) fort, andererseits finden sich hier auch Primärzersetzer (bes. Oribatida). Im Prinzip herrschen auf der Ebene der Mikrodetritophagen wohl ähnliche Abläufe wie bei den Makrodetritophagen vor. Von Oribatiden ist z.B. bekannt, daß sie (symbiontische?) Bakterien im Darmtrakt kultivieren (SENICZAK & STEFANIAK, 1978). Die z.T. riesigen Individuenzahlen, die mit den Destruenten (und den Makrodetritophagen) interagieren machen viele Böden zu den komplexesten Lebensräumen überhaupt (USHER et al., 1982; WILSON, 1987; 1995).

Wegen ihrer z.T. hohen Spezialisierung sind Mikroarthropoden sicher in der Lage empfindlich auf Umstellung des Nahrungsangebotes (z.B. als Konsequenz des Waldumbaus) zu reagieren und sind damit von hohem Indikationswert (vgl. SCHUSTER, 1956; LUXTON, 1972; DUNGER, 1983; NORTON 1985; FUNKE, 1986; KARG, 1989; EHRNSBERGER, 1993). Wenigstens ein Teil der Protura ist auf Mykorhiza-Pilze spezialisiert (STURM, 1959; STUMP et al., 1986). Ebenso reagieren sie mit manchen Arten deutlich auf anthropogene Belastungen (s. z.B. WEIGMANN & KRATZ, 1987; ALBERTI et al., 1989; 1991a,b; 1992; 1996; WOLTERS, 1991; EHRNSBERGER, 1993; SENICZAK et al., 1997; 1998).

Räuberische Mikroarthropoden (z.B. Raubmilben, Pseudoskorpione) können ebenso wie die Prädatoren der Makrofauna als integrierende Bioindikatoren angesehen werden. Über sie werden u.U. damit nicht direkt bearbeitete Faunenelemente 'mit erfaßt' (z.B. Nematoden, Enchytraeen als bevorzugte Beute von Uropodina; KARG, 1986; 1989).

Anhand von Mikroarthropoden kann sehr erfolgreich, mit relativ geringem Materialaufwand und geringer Belastung der Probenahmeorte, ein Bodenstandort faunistisch-ökologisch charakterisiert werden (z.B. STRENZKE, 1952; KNÜLLE, 1957; MORITZ, 1963; WEIGMANN, 1991b; WEIGMANN & KRATZ, 1982; RUSSELL et al., 1994; RUSSELL & ALBERTI, 1998) - allerdings ist der Zeit- bzw. Personalaufwand zu beachten.

Makrodetritophagen

Die funktionelle Gruppe der Makrodetritophagen umfaßt in unserem Gebiet als Hauptleistungsträger u.a. die Regenwürmer (Lumbricidae), Asseln (Isopoda) und Doppelfüßer (Diplopoda). Sie sind maßgeblich an der Aufarbeitung des pflanzlichen Bestandesabfalles beteiligt, wobei besonders Regenwürmern vielfach eine herausragende Stellung als Bodenverbesserer zugewiesen wird (Bioturbation, Bildung von Ton-Humuskomplexen, Krümelstruktur, Drainage, Nährstoffanreicherung, Konzentration von Mikroorganismen, Anheben des Boden-pH, Stabilisierung des Bodens usw.). Dabei sind die verschiedenen Arten allerdings unterschiedlich wirksam. Ebenso sind Regenwürmer in Böden (auch Waldböden) sehr unterschiedlich vertreten. In Sandböden, sauren Böden oder unter Nadelwald treten sie stark zurück oder fehlen ganz (z.B. EDWARDS & LOFTY, 1977; DUNGER, 1983). Ebenso reagieren sie auf anthropogene Belastungen (z.B. JANSSEN, 1989; WEIGMANN, 1991a; ALBERTI et al., 1996). Daß ihr Auftreten oder Nichtauftreten die Qualität des Bodens massiv beeinflußt ist seit DARWIN (1881) bekannt.

In Böden, die von Regenwürmern eher gemieden werden treten Arthropoden und hier insbesondere Asseln und Doppelfüßer als Makrodetritophagen in den Vordergrund. Ihre Wirkung liegt v.a. in der Zerkleinerung des Bestandesabfalles. Als meist "schlechte Futterverwerter" sind v.a. Diplopoden auf einen hohen Nahrungsdurchsatz angewiesen. Sie zerschroten praktisch permanent die Laubstreu (KÖHLER & ALBERTI, 1990; KÖHLER et al., 1991a). Damit wird das organische Material in eine Vielzahl von Partikel zerlegt, das den Destruenten (Mikroorganismen) eine riesige Angriffsfläche bietet. Weitere Effekte bestehen darin, daß die Pflanzenreste selektiv aufgenommen werden (Rottegrad; C/N-Verhältnis) und von den Detritophagen durch die Beweidung auf die Mikroflora (qualitativ u. quantitativ) Einfluß genommen wird (z.B. WOLTERS et al., 1989; ULLRICH & STORCH, 1993; ALBERTI et al., 1996). Von Asseln ist Koprophagie (Kotfraß) bekannt. Das heißt, daß das Pflanzenmaterial i.d.R. mehrfache Darmpassagen durchmacht, wodurch es mit unterschiedlichen Mikroorganismuspopulationen konfrontiert wird. Beide Tiergruppen reagieren sehr sensibel auf Umweltänderungen bzw. -belastungen (z.B. TRIEBSKORN et al.,

1991; KÖHLER et al., 1992a,b; ULLRICH & STORCH, 1993; ULLRICH et al., 1993).

B) Stratum: Bodenoberfläche

Makroprädatoren (v.a. Araneae, Chilopoda, Carabidae)

Ein wichtiger Gradmesser für die Effizienz von strukturellen Maßnahmen im Waldbau wird in der Entwicklung der spezifischen Biodiversität gesehen (MÜLLER-MOTZFELD, 1996; 1997). Dazu sollten entweder mehrere Strata in vertikaler Folge (Boden, Bodenoberfläche, Krautschicht, Strauchschicht, Unterholz, Stammschicht, Kronenschicht) parallel beprobt werden (IRMLER, 1996) oder stärker auf die für die baltischen Buchenwald-Gesellschaften typischen Horizonte fokussiert werden (Strata-Modul-Modell), für die ohnehin eine Verpflichtung zur Entwicklung eines speziellen Monitorings für FFH-Arten besteht (z.B. hier besonders relevant: Bodenoberfläche, MÜLLER-MOTZFELD et al., 2001). Gleichzeitig muß auch die Vergleichbarkeit zu anderen Untersuchungen gewährleistet sein. Die Untersuchung epedaphischer Carabiden bietet hier die Möglichkeit in Zusammenarbeit mit den AGs Majunke und Flade, eine unmittelbare Verbindung zwischen dem Eberswalder Ansatz (Anders) und dem Lüneburger Ansatz (HÄRDTLE) sowie auch die Vergleichbarkeit zum Bannwaldprojekt (BÜCKING, 1998) herzustellen. Zumal für Waldcarabiden als Indikatoren eine ganze Reihe von Hintergrundinformationen (Ökologie, Verbreitung, Gefährdung) bisher vorliegen (MÜLLER-MOTZFELD, 2001a). Ähnliches gilt auch für Spinnen (Z.B. TRETZEL, 1952; ALBERT, 1982; BAEHR, 1983; 1988; KOBEL-LAMPARSKI et al., 1993; HÄNGGI, et al. 1995; LOCH, 2001) und in geringerem Maße für Chilopoden (z.B. ALBERT, 1982).

Für die Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns liegt außerdem eine Raumbedeutsamkeits-Analyse vor, auf deren Basis ein spezielles Instrumentarium für die Inwertsetzung von Biodiversität entwickelt wird (s. Band 2, Teil Carabidae: Waldindex).

C) Strata: Kraut-, Strauch- und Baumschicht

Die Bindung von Arten bzw. Artengemeinschaften an bestimmte Waldstrukturen, ihre mögliche Schlüsselfunktion als Auslöser von Strukturveränderungen im topischen oder nanochorischen Bereich und die sich daraus für die Vegetationsentwicklung wie auch für Tiergemeinschaften höherer Taxa (z.B. Fledermäuse, Vögel) ergebenden Konsequenzen wurden bisher kaum untersucht. Aufzuklären wäre vor allem die Rolle der Lepidopteren bei der Auslösung kleinräumiger Strukturveränderungen innerhalb der einzelnen Waldentwicklungsphasen (von der Pionier- bis zur Zerfallsphase). Für die besonderen Anforderungen einer naturschutzfachlichen Bewertung ist dabei ein vergleichender

Untersuchungsansatz (Wirtschaftswald einschließlich der verschiedenen Umbaustadien zu Naturwald) notwendig. Zu fragen ist dabei u.a., ob die zu erwartenden strukturellen Unterschiede zwischen den verschiedenen Typen in ihrer horizontalen und vertikalen Ausprägung Unterschiede im Hinblick auf die strukturgestalterische Schlüsselfunktion von Lepidopteren mit sich bringen. Dabei steht die Rolle der sogenannten Schadinsekten (Nonne, Schwammspinner, Buchenstreckfuß u.a.) im besonderen Blickpunkt des Interesses. Dieser Aspekt ist dann auch für die ökonomische Bewertung der Ergebnisse von Bedeutung. Entscheidend für die faunistische Gesamtdiversität ist das Strukturangebot im Wald (SCHERZINGER, 1996). Daher ist zu erwarten, daß es in Abhängigkeit von der Waldgröße, -lage und -struktur erhebliche Unterschiede hinsichtlich der Lebensraumansprüche und der Habitatbindung der Lepidopteren gibt (WACHLIN, 1996a; 1996b). Das gilt auch und vor allem im Hinblick auf die Nutzungsformen der Wälder.

D) Sonderstruktur: Alt- und Totholz

Alt- und Totholz sind wesentliche Bestandteile natürlicher Wälder. In Forsten wird dieser Anteil traditionsgemäß aus verschiedenen Gründen immer gering gehalten. Ihre Bedeutung für die Biodiversität von Wäldern ist jedoch bereits vielfach belegt (z.B. KLAUSNITZER, 1996). In unserem Projekt sollte daher ein spezielles Augenmerk auf diese Komponente gerichtet werden, wobei v.a. die Käferfauna detailliert untersucht wurde. Dieser unser Beitrag, der im Müritz Nationalpark durchgeführt wurde, korrespondiert mit Untersuchungen der AGs MAJUNKE (Raum Eberswalde) und FLADE (Land Brandenburg und Müritz NP).

Insgesamt wurde damit eine bisher wohl einmalige Erfassung der Alt- und Totholzkäferfauna in diesem Gebiet ermöglicht, zumal die Erfassung der Käfer in dem Projekt der LAGS nach einem gemeinsam entwickelten Untersuchungsdesign erfolgte, somit auch quantitativ vergleichbar ist.

Die Käfer (Coleoptera) als außerordentlich artenreiche Gruppe sind insofern als Indikatorgruppe besonders geeignet, als sie einmal eine Reihe bedeutender Forstschädlinge (phyto-, myceto- und xylophage Arten) enthalten, zum anderen raumbedeutsame und schützenswerte Arten enthalten, die in Waldschutzgebieten (NSG, Kernzonen, Naturwaldparzellen usw.) zu den wertbestimmenden Elementen gehören.

Material und Methoden

Im Folgenden werden die Methoden zur Materialbeschaffung und Bearbeitung bzw. Auswertung nur aufgelistet. Eine detaillierte Darstellung wird bei den jeweiligen Kapiteln gegeben. Ebenso finden sich dort die Angaben zu der verwendeten Literatur. Verwendete statistische Test werden nicht aufgeführt.

Allgemeine Angaben

Klima nach Klimadaten von Bundesministerium f. Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2001)

Stratum Boden

Folgende abiotischen Parameter wurden bestimmt: Bodentyp (Aufnahme von Bodenprofilen), Klassifizierung der Humusform, Gehalt an org. Substanz, Bodenfeuchte, Kalkgehalt, Acidität, Bodentemperatur, C/N-Verhältnis

Um ein Anhalt über die Leistungsfähigkeit der Bodenmesofauna zu bekommen wurde mit dem Bait-Lamina-Test (Miniködertest) nach VAN TÖRNE (1990) die Zersetzeraktivität bestimmt. Die Auswertung wurde mittels einer Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt.

Fang von Regenwürmern mittels Elektrofang nach der Oktett-Methode von THIELEMANN (1986). Es wurden die Abundanzen, Dominanzen und das Lebendgewicht in die Auswertung einbezogen.

Fang von Mikroarthropoden mittels dynamischer Hitzeextraktion nach MACFADYEN (1961); Zur Auswertung wurden Artenareal-Kurven erstellt und die Flächen anhand von Abundanzen, Dominanzen, Dominanzstrukturen charakterisiert. Konstanzen und Artendichten wurden bestimmt. Anschließend wurden die üblichen Indices ermittelt: Artenidentität (Jaccard-Zahl), Dominantenidentität (Renkonen-Index) und Wainstein-Index. Diversität, Evenness und Äquität wurden bestimmt, wobei z.T. Clusterungen durchgeführt wurden. Des Weiteren wurden Korrespondenzanalysen durchgeführt, um Habitatpräferenzen aufzuzeigen.

Stratum Bodenoberfläche

Fang epedaphischer Arthropoden mittels standardisierter Bodenfallen (nach BARBER 1931). Auswertung des Materials mittels geeigneter ökofaunistischer Charakteristika der absoluten (Aktivitäts-Individuen- und Artenfangzahlen, Aktivitäts-Biomasse) und relativen Mengen (Aktivitätsdominanz, Dominanzstruktur) und darauf aufbauender Diversitätsindices (Information, Evenness, Äquität). Der Vergleich der Strata erfolgt anhand von Clusterung der

Artenidentität (Jaccard-Zahl), der Dominanz-Identität (Renkonen-Index) und des Wainstein-Index. Artenarealkurven dienen dabei der Absicherung der Aussagesicherheit des Probenmaterials. Mithilfe von Ordinationsverfahren (CCA) wird die Bildung von Habitat-Präferenzgruppen abgeleitet und ein spezifischer „Waldindex“ für Laufkäfer gebildet.

Sonderstruktur Alt- und Totholz

Die Erfassung der Indikatorgruppe Käfer mittels unterschiedlicher Methoden und in unterschiedlichen Strata *(*Handfang, Leimringe, Leimtafeln, Gelbschalen, Schlitzfallen, Anflugfallen [Bodennähe, Kronenbereich], Stammeklektoren) ermöglicht einmal die Straten-spezifische Auswertung gemäß dem Strata-Modul-Modell, als auch die pauschale Zusammenfassung aller so ermittelter Arten als „Waldarten“ bzw. deren Einteilung in Lebensformtypen (Gilden) hinsichtlich ihrer Ernährungsweise oder auch hinsichtlich ihrer Habitatbindung oder Habitatpräferenz. Die Auswertungsverfahren sind im Prinzip dieselben wie beim Epedaphon, so dass die Vergleichbarkeit der Straten ermöglicht wird.

Stratum Kraut-, Strauch-, Baumschicht

Die gewählte Indikatorgruppe Schmetterlinge ist im Vergleich zu den Coleoptera in der Regel vagiler (dies setzt für die Erfassung der Imagines eine andere räumliche Skala voraus). Um den Bezug zu den feiner strukturierten Erfassungsräumen der anderen Indikatorgruppen herzustellen, wurden die Lichtfänge (Nachtfalter) ergänzt durch Tagfalter-Beobachtungen und Raupensuche. Als spezielles Auswertungsverfahren wurde hier die Einteilung in 22 Lebensformtypen (Gilden) vorgenommen.

Im Rahmen der Untersuchung von Vögeln und Säugern wurden detaillierte Waldstrukturaufnahmen durchgeführt. Des Weiteren wurden Luftbilder ausgewertet. Die Erfassung der Fauna erfolgte durch Direktbeobachtung, Telemetrie, Kleinsäuger-Fallen, Netzfang und Einsatz von Bat-Detektoren. Revierkartierungen (Vögel) bzw. Quartiererfassungen(Fledermäuse) wurden vorgnommen. In die Auswertung gingen Verhaltensanalysen ein. Des Weiteren wurden diverse ökofaunistische Indices berechnet (z.B. Renkonen-Index, Wainstein-Index, Diversität, Evenness) und in Beziehung gesetzt (Clusterungen, Regressionsfunktionen).

Literatur:

ALBERT, R. (1982) Species spectrum and dispersion pattern of chilopods in three Solling habitats. Pedobiologia 23: 337-347.

ALBERTI, G.; KRATZMANN, M.; BLASZAK, C. U. SZEPTYCKI, A. (1989) Reaktion von Mikroarthropoden auf Waldkalkungen. Mitt. Dtsch. Ges. allgem. angew. Entomol. 7, Teil I: 119-122.

ALBERTI, G.; BLASZAK, C.; KRATZMANN, M. U. LUDWIG, M. (1991a) Bodenversauerung und Mikroarthropoden. Mttlg. Akadem. gem. Wiss. Erfurt 2 (Abstrakt): 32.

ALBERTI, G.; KRATZMANN, M.; BLASZAK, C.; STREIT, H. U. BLUMRÖDER, U. (1991b) Soil mites and acidification: a comparative study of four forest stands near Heidelberg. In: SCHUSTER, R. AND MURPHY, P. W. (HRSG.) The Acari: Reproduction, Development and Life-History Strategies. 1st. Symp. European Assoc. Acarol., Graz 1988. London: Chapman & Hall: 491-493.

ALBERTI, G.; BLASZAK, C.; KRATZMANN, M. U. LUDWIG, M. (1992) Bodenversauerung und Mikroarthropoden. Acta Acad. Scient. Erfurt 1 - Ann. Univers. Saraviensis Med. Suppl. (1. Symp. "Mensch Umwelt" Erfurt 1991) 11: 34-37.

ALBERTI, G., HAUK, B., KÖHLER, H.R. U. STORCH, V. (HRSG.) 1996a: Dekomposition - Qualitative und quantitative Aspekte und deren Beeinflussung durch geogene und anthropogene Belastungsfaktoren. ecomed verlagsgesellschaft, 490S.

BAEHR, B. (1983) Vergleichende Untersuchungen zur Struktur der Spinnengemeinschaften (Araneae) im Bereich stehender Kleingewässer und der angrenzenden Waldhabitate im Schönbuch bei Tübingen. Diss. Univ. Tübingen.

BAEHR, B. (1988) Die Bedeutung der Araneae für die Naturschutzpraxis, dargestellt am Beispiel von Erhebungen im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen (Mittelfranken). Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 83: 43-59.

BARBER, H. S. (1931) Traps for cave-inhabiting insects. J. Mitchell Soc. 46: 259-265.

BECK, L. (1993) Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. BIUZ 23: 286-294.

BOGENSCHÜTZ, H. (1996) Untersuchungsergebnisse über die Gefährdung von Insekten durch Waldschutzmaßnahmen. Insecta 4: 23-31.

BÜCKING, W. (HRSG.) (1998) Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern. Mitt. Forstl. VFA Baden-Württemberg 203: 1-217.

BÜCKING, W. (2001) Lebensgemeinschaft Wald – Eine Einführung. Angewandte Carabidologie Suppl. II: 3-8.

DARWIN, CH. (1881) The formation of vegetable mould through the action of worms, with observations on their habits. J. Murray, London, 326S..

DINDAL, D. D. (HRSG.) (1990) Soil Biology Guide. Wiley; New York, 1349S.

DUNGER, W. (1983) Tiere im Boden. 3. Aufl. Ziemsen-Verlag, Wittenberg, 280S.

DUNGER, W. U. VOIGTLÄNDER, K. (Hrsg.) (1997) Bedeutung, Stand und aktuelle Entwicklung der Systematik von Bodentieren. Abhdlg. Ber. Naturkunde Museum Görlitz 69, 258S.

EDWARDS, C. A. & LOFTY, J. R. (1977) Biology of earthworms. Chapman & Hall, London: 333S.

EHRNSBERGER, R. (Hrsg.) (1993) Bodenmesofauna und Naturschutz. Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland. Bd. 6. Verlag G. Runge, Cloppenburg, 452S.

FUNKE, W. (1986) Tiergesellschaften im Ökosystem "Fichtenforst" (Protozoa, Metazoa - Invertebrata) - Indikatoren von Veränderungen in Waldöksosystemen. Kernforschungszentrum Karlsruhe, PEF-Ber. 9, 150S.

HÄNGGI, A.; STÖCKLI, E. U. NENTWIG, W. (1995) Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten. Misc. Faun. Helvetiae 4, CSCF, Neuchâtel.

HOFMAN, G. (1997) Mitteleuropäische Wald- und Forst-Ökosystemtypen in Wort und Bild. AFZ/Der Wald. Sonderheft: 86S.

HOFMANN, G. U. JENSSEN, M. (1995) Gutachten zur Pflege und Entwicklung des NSG "Hinrichshagen". Eberswalde 1995, unveröff.

IRMLER, U. (1996) Vertikale Struktur der Arthropodenfauna in einheimischen Wäldern.- Insecta 4, 49-57.

JANSSEN, H. H. (1989) Heavy metal analysis in earthworms from an abandoned mining area. Zool. Anz. 222: 306-321.

KARG, W. (1986) Vorkommen und Ernährung der Milbencohors Uropodina sowie ihre Eignung als Indikatoren in Agroökosystemen. Pedobiologia 29: 285-295.

KARG, W. (1989) Die Bedeutung der Beute- und Wirtsbeziehungen parasitiformer Milben für bodenbiologische Standortanalysen. Pedobiologia 33: 1-15.

KLAUSNITZER, B.(1996): Gesunder Wald braucht totes Holz - Alt- und Totholz als Grundlage einer hohen Biodiversität. - Insecta 4, 5-22.

KNÜLLE, W. (1957) Die Verteilung der Acari, Oribatei im Boden. Z. Morph. Ökol. 46: 397-432.

KOBEL-LAMPARSKI, A.; GACK, C. U. LAMPARSKI, F. (1993) Einfluß des Grünmulchens auf die epigäischen

Spinnen in Rebflächen des Kaiserstuhlt. Arachnol. Mitt. 5: 15-32.
KÖHLER, H.-R. U. ALBERTI, G. (1990) Morphology of the mandibles in the millipedes (Diplopoda, Arthropoda). Zool. Scripta 19: 195-202.
KÖHLER, H.-R.; ALBERTI, G. U. STORCH, V. (1991a) The influence of the mandibles of Diplopoda on the food - a dependence of fine structure and assimilation efficiency. Pedobiologia 35: 108-116.
KÖHLER, H.-R., STORCH; V. U. ALBERTI, G. (1992a) The impact of lead on the assimilation efficiency of laboratory held Diplopoda (Arthropoda) preconditioned in different environmental situations. Oecologia 90: 113-119.
KÖHLER, H.-R.; TRIEBSKORN, R.; STÖCKER, W.; KLOETZEL, P.- M.; U. ALBERTI, G. (1992b) The 70kD heat shock protein (hsp 70) in soil invertebrates: A possible tool for monitoring environmental toxicants. Arch. Environm. Cont. Toxicol. 22:334-338.
LOCH, R. (2001) Statistisch –ökologischer Vergleich der epigäischen Spinnentierfauna von Bann- und Wirtschaftswäldern. – Beitrag zur Erforschung der Biodiversität heimischer Wälder. Freiburger Forstliche Forschung, Heft 38: 311S.
LUXTON, M. (1972) Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil. I. Nutritional biology. Pedobiologia 12: 434-463.
MACFADYEN, A. (1961) Improved funnel-type extractors for soil arthropods. J. Anim. Ecology 30: 171-184.
MORITZ, M. (1963) Über Oribatidengemeinschaften (Acari: Oribatei) norddeutscher Laubwaldböden, unter besonderer Berücksichtigung der die Verteilung regelnden Milieubedingungen. Pedobiologia 3: 142-243.
MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997): Vielfalt ohne Ende - Die Biodiversitätsdiskussion aus der Sicht der Entomologie. - Dokumentation der NABU-Tagung Biodiversität in Deutschland (Potsdam 1997): S. 38-47.
MÜLLER-MOTZFELD, G. (1996): Biodiversität und Landwirtschaft. - 3.Lenzener Gespräche: 3-12.
MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands - ökologische und chorologische Grundlagen der Verbreitung. – Angewandte Carabidologie Suppl. II: 9-20.
MÜLLER-MOTZFELD, G.; SCHMIDT, J.& BERG, C. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit der Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. -Natur und Naturschutz in Mecklbg.-Vorpom. 33: 42-70.
NORTON, R. A. (1985) Aspects of the biology and systematics of soil arachnids, particularly saprophagous and mycophagous mites. Quaest. Entomol. 21: 523-541.
REHFUESS, K. E. (1990) Waldböden-Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. 2. Aufl. Hamburg, Pareys Studientexte 29: 294S.
RUSSELL, D. J.; DASTYCH, H.; ZELLER, U.; KRATZMANN, M. U. ALBERTI, G. (1994) Zur Mesofauna des Bodens der Sandhausener Dünen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 80: 325-348.
RUSSELL, D. J. U. ALBERTI, G. (1998) Effects of long-term, geogenic heavy metal contamination on soil organic matter and microarthropod communities, in particular Collembola. Appl. Soil Ecology 9: 483-488.
SCHAEFER, M. (1985) Waldschäden und die Tierwelt des Bodens. Allg. Forstzeitschr. 27: 676-679.
SCHERZINGER , W. (1996): Naturschutz im Wald. - Stuttgart, Ulmer-Verlag
SCHUSTER, R. (1956) Der Anteil der Oribatiden an den Zersetzungsvorgängen im Boden. Zeitschr. Morph. Ökol. Tiere 45: 1-33.
SENICZAK, S., U. STEFANIAK, O. (1978) The microflora of the alimentary canal of *Oppia nitens* (Acarina, Oribatei). Pedobiologia 18: 110-119.
SENICZAK, ST.; KLIMEK, A.; GACKOWSKI, G.; KACMAREK, S. U. ZALEWSKI, W. (1997) Effect of copper smelting air pollution on the mites (Acari) associated with young scots pine forests polluted by a copper smelting works at Glogow, Poland. II. Soil mites. Water, Air and Soil Pollution 97: 287-302.
SENICZAK, ST.; DABROWSKI; J. KLIMEK, A. U. KACMAREK, S. (1998) Effects of air pollution produced by a nitrogen fertilizer factory on the mites (Acari) asscoiated with young Scots pine forests in Poland. appl. Soil Ecology 9: 453458.
STRENZKE, K. (1952) Untersuchungen über die Tiergemeinschaften des Bodens. Die Oribatiden und ihre Synusien in den Böden Norddeutschlands. Zoologica 37:1-173.
STUMP, J.; BENRHARD, M.; FUNKE, W.; HÖFER, H.; JANS, W.; LEHLE, E.; ROTH-HOLZAPFEL, M., SCHMITT, G.; VOGEL, J. U. WANNER, M. (1986) Bodentiere in Fichtenforsten - sensitive Indikatoren tiefgreifender Veränderungen in Waldökosystemen. Verh. Dtsch. Zool.Ges. 79: 403.
STURM, H. (1959) Die Nahrung der Proturen. Die Naturwissenschaften 46: 90-91.
THIELEMANN, U. (1986) Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia 29: 296-302.
TISCHLER, W. (1984) Einführung in die Ökologie. G. Fischer Verlag, Stuttgart. 3. Aufl.
TISCHLER, W. (1990) Ökologie der Lebensräume. UTB, G. Fischer Verlag, Stuttgart.
TOPP, W. (1981) Biologie der Bodenorganismen. UTB Quelle & Meyer, Heidelberg.
TÖRNE, E. VON (1990) Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait lamina tests. Pedobiologia 34: 89-101.
TRETZEL, E. (1952) Zur Ökologie der Spinnen (Araneae): Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. Sb.

Physik.-med. Soz. Erlangen 75: 36-131.
TRIEBSKORN, R.; KÖHLER, H.-R.; ZAHN, TH.; VOGT, G.; LUDWIG, M.; RUMPF, S.; KRATZMANN, M.; ALBERTI, G. U. STORCH, V. (1991) Invertebrate cells as targets for hazardous substances. Z. angewandte Zool. 78: 277-287.
ULRICH, B., MAYER, R. U. KHANNA, P. K. (1981) Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schr. Forstl. Fak. Univers. Göttingen u. Nieders. Forstl. Vers.anst. Bd. 58: 291S.
ULLRICH, B. & STORCH, V. (1993) Umweltschadstoffe und das Reaktionspotential terrestrischer Isopoda und funktioneller Gruppen der Bodenmikroflora: Überleben durch Anpassung? In: EHRNSBERGER, R. (Hrsg.) Bodenmesofauna und naturschutz. Informat. Naturschutz, Bd. 6, G. Ruge, Cloppenburg: 340-354.
ULLRICH, B.; STORCH, V.; REIß, S.; ZANGER, M.; LUDWIG, M. U. ALBERTI, G. (1993) Die Auswirkungen von Umweltbelastungen auf die Energetik von Landasseln. Verh. Ges. f. Ökol. 22: 443- 450.
USHER, M. B.; BOOTH, R., G. AND SPARKES, K. E. (1982) A review of progress in understanding the organization of communities of soil arthropods. Pedobiologia 23: 126-144.
WACHLIN, V. (1996A): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt Peenetal-Landschaft, Kartierung der Tag- und Nachtfalter.- Gutachten im Auftrag des Zweckverbandes Peenetal-Landschaft, Manuskript
WACHLIN, V. (1996B): Biologische Untersuchungen als Grundlage zur Herstellung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das Trebeltalmoor, Kartierung der Tagfalter.- Gutachten im Auftrag des LAUN MV, Manuskript.
WALDZUSTANDSBERICHT für Mecklenburg-Vorpommern (1998). Min. Landw. u. Naturschutz, 26+8S.
WEIGMANN, G. (1991a) Oribatid communities in transects from bogs to forests in Berlin indicating the biotope qualities. In: F. DUSBÁBEK und V. BUKVA (Hrsg.) Modern Acarology. Academia, Prague and SPB Academic Publ. bv, The Hague, Vol. 1: 359-364.
WEIGMANN, G. (1991b) Heavy metal levels in earthworms of a forest ecosystem influenced by traffic and air pollution. Water, Air, and Soil Pollution 57-58: 655-663.
WEIGMANN, G. U. KRATZ, W. (1987) Oribatid mites in urban zones of West Berlin. Biology and Fertility of Soils 2: 81-84.
WILSON, E. O. (1987) The little things that run the world (The importance and conservation of Invertebrates). Conservation Biology 1: 344-346.
WILSON, E. O. (1995) Der Wert der Vielfalt. Piper: 512S.
WOLTERS, V. (1989) Die Zersetzungsnahrungskette von Buchenwäldern: Untersuchungen zur ökosystemaren Bedeutung der Interaktion zwischen Bodentieren und Mikroflora (Zur Funktion der Fauna in einem Mullbuchenwald 2). Verh. Ges. Ökol. 17: 213-219.
WOLTERS, V. (1991) Biological processes in two beech forest soils treated with simulated acid rain.-A laboratory experiment with Isotoma tigrina (Insecta, Collembola). Soil Biol. Biochem. 23: 381-390.
WOLTERS, V.; SPRENGEL, T.; VANSELOW, M. U. SCHEU, S. (1989) Bodentiere als Steuergrößen für die Zusammensetzung und Leistungsfähigkeit der Zersetzergemeinschaft von Waldökosystemen - Perspektiven für einen integrierten Forschungsansatz. Ber. Forschungsz. Waldökosysteme Reihe A 49: 153-157.
ZÖTTL, H. (1995) Waldschäden und Ursachen. Forst u. Holz 2/50: 54-57.

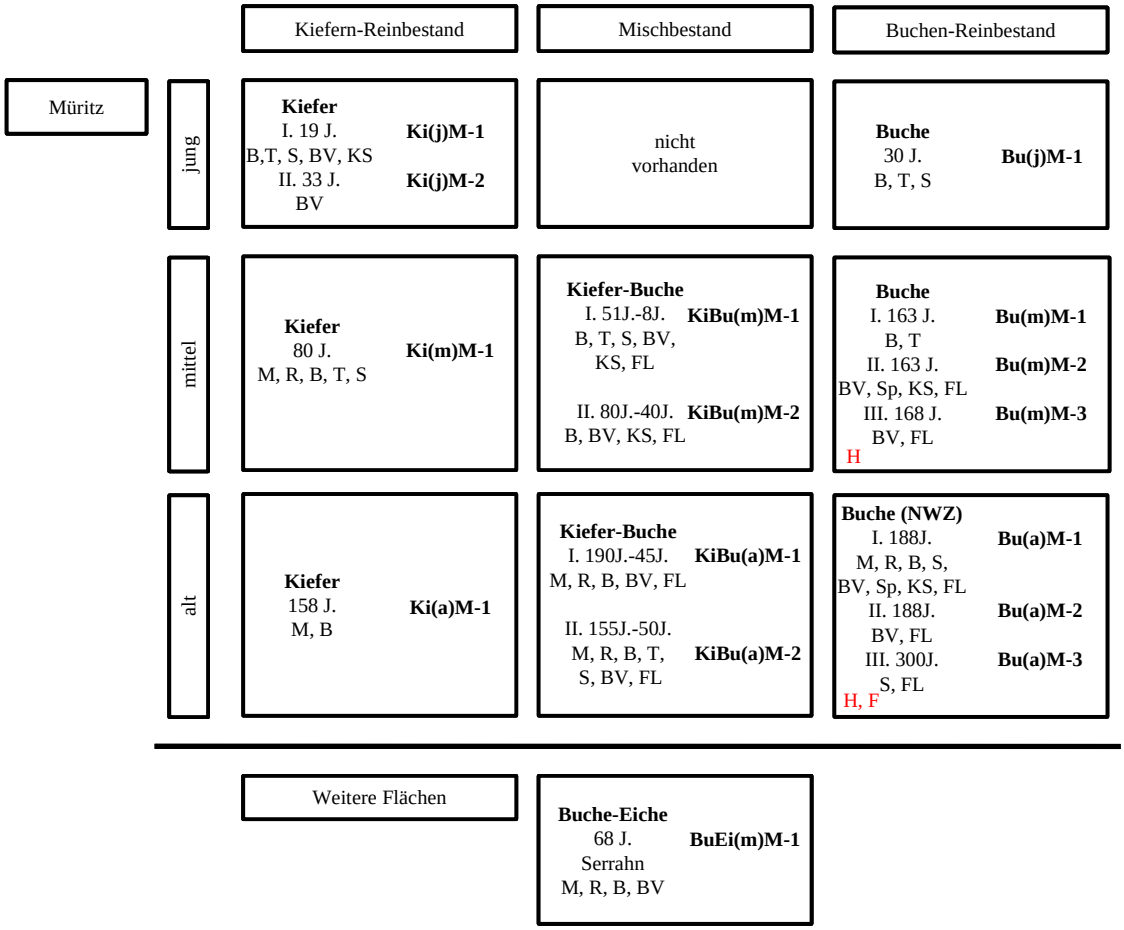
Untersuchungsgebiete

Dipl.LÖNS A. Wegener

Probenahmeflächen

Aus organisatorischen Gründen bzw. wegen sich neu entwickelnde Kooperationsmöglichkeiten und Wünschen der Regionalen Koordinatoren mußte von der ursprünglich geplanten engen Anbindung an die 10 Dauerversuchsflächen der AG anders in Eberswalde abgegangen werden. Es ergab sich ein umfangreicheres Probenflächenschema, das in der nachstehenden Abbildung wieder gegeben wird. Aus dieser Abbildung geht auch hervor, welche Aktivitäten jeweils auf diesen Flächen stattfanden, welche AG´s aus unserem Projekt beteiligt waren, aber auch, welche anderen Forschergruppen dort Untersuchungen vornahmen.

Probenahmeschema



A-Arbeitsgruppe Anders Eberswalde
Ma-Arbeitsgruppe Majunke Eberswalde
H-Arbeitsgruppe Härdtle Lüneburg
F-Arbeitsgruppe Flade Eberswalde
NWZ-Naturwaldzelle
UB-Umbaubestände

M-Mikroarthropoden, Uni Gfwd
R-Regenwürmer, Uni Gfwd
B-epigäische Arthropoden, Uni Gfwd
T-Totholz-Arthropoden, Uni Gfwd
S-Schmetterlinge, I.L.N.
BV-Brutvögel, GNL
FL-Fledermäuse, GNL
KS-Kleinsäuger, GNL
Sp-Spechte, GNL

Beprobungsflächen 2000

Eberswalde



Bu (m) E



Ki (a) E



KiBu M2 (m) E



KiBu K2 (m) E



Ki M1 (m) E



Ki K1 (m) E

Müritz-Nationalpark



Bu (a) S



KiBu II(a) S



KiBu I(a) S



Ki (m) S

Die Untersuchungsgebiete

1. Klima

Das Jahr 2000 war das wärmste Jahr des Jahrhunderts. Mit Ausnahme des Juli lagen alle Monatsmittel über den langfristigen Mitteln. Der Winter des Jahres war demnach ausgesprochen mild (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2001).

Beide Untersuchungsstandorte liegen im Nordosten Deutschlands ungefähr 75 km voneinander entfernt und weisen bezüglich der mittleren Monatstemperaturen und Niederschlagsmengen keine großen Unterschiede auf. Die Abb. 1 und 3 zeigen die mittleren Monatstemperaturen und Niederschlagsmengen für die Untersuchungsgebiete. Die höchsten Niederschläge waren im Juli (Müritz-NP) sowie im März und September zu verzeichnen. Im Jahr 2001 lag das Niederschlagsmaximum in beiden Gebieten im September. Mit einem Monatsmittel von jeweils ca. 20 °C im Juli und August wies das Jahr einen sehr warmen Sommer auf (Abb. 2 und 6). Dementsprechend liegen im Müritz-NP die Temperaturen an der Bodenoberfläche und im Oberboden im Juli und August 2001 2-3 °C höher als im gleichen Zeitraum des Vorjahres (Abb. 4 und 7).

Klimadaten 2000 für den Eberswalder Forst

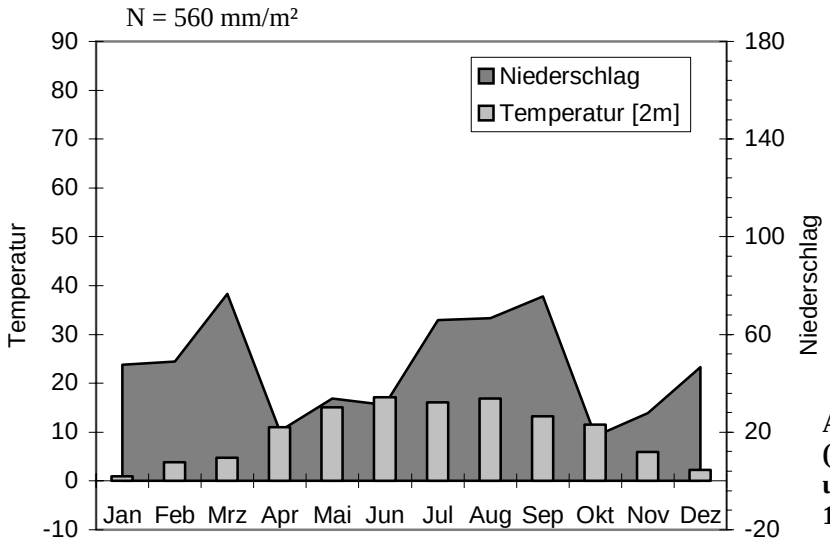


Abb. 1: Monatsmittel der Temperatur in °C (gemessen 2m über der Bodenoberfläche) und des Niederschlages (in mm); 10°C=20mm

Klimadaten 2001 für den Eberswalder Forst

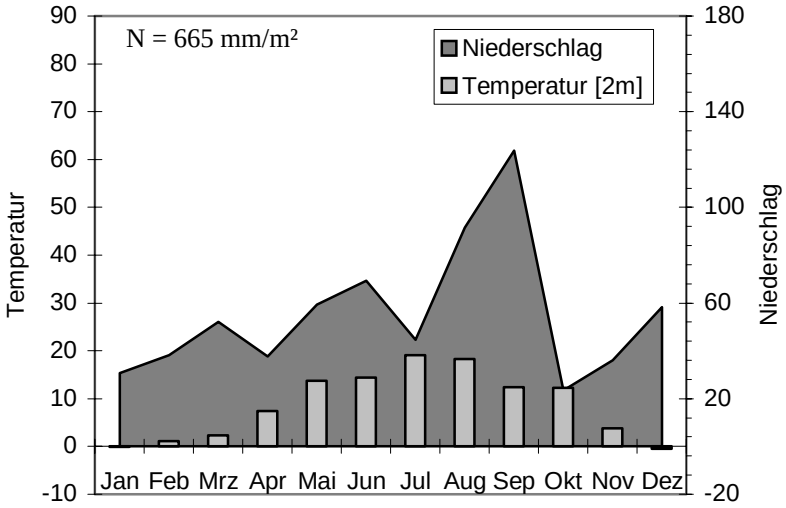


Abb. 2: Monatsmittel der Temperatur in °C (gemessen 2m über der Bodenoberfläche) und des Niederschlages (in mm); 10°C=20mm

Klimadaten 2000 für für den Müritz Nationalpark

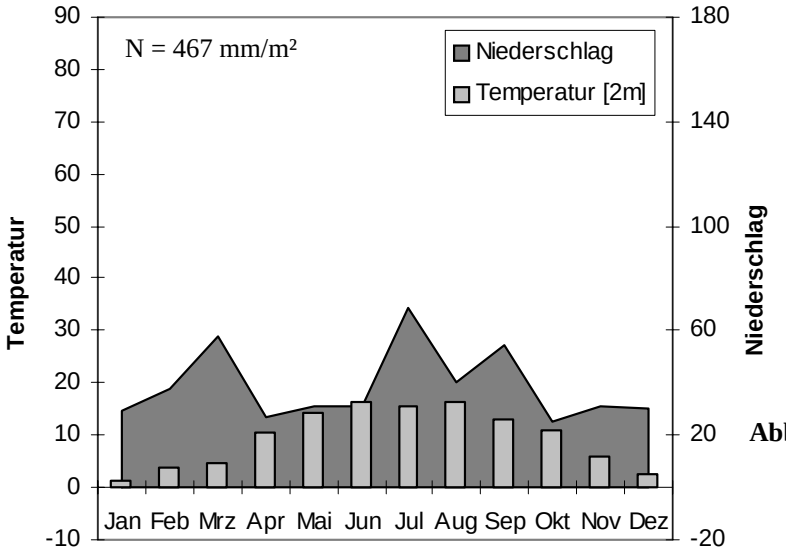


Abb.3: Monatsmittel der Temperatur in °C (gemessen 2m über der Bodenoberfläche) und des Niederschlages (in mm); 10°C=20mm

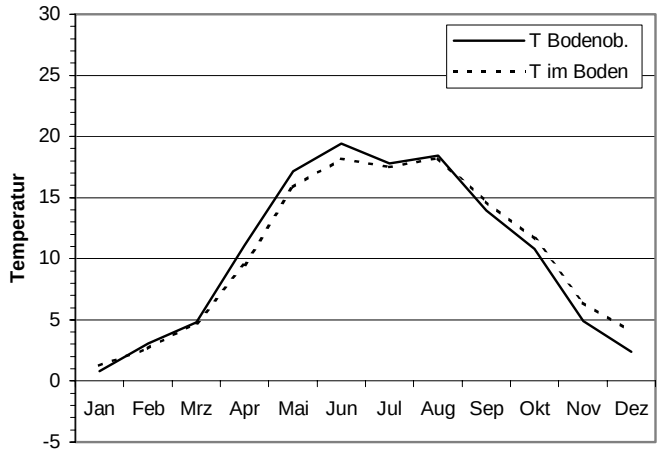


Abb.4: Monatsmittel der Temperatur (in °C) an der Bodenoberfläche und im Oberboden

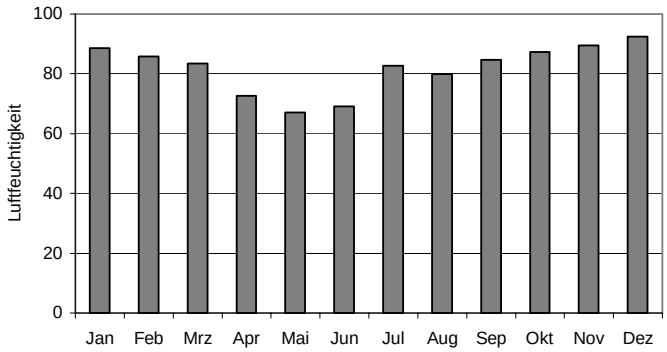


Abb.5: Monatsmittel der Luftfeuchtigkeit in %

Klimadaten 2001 für den Müritz Nationalpark

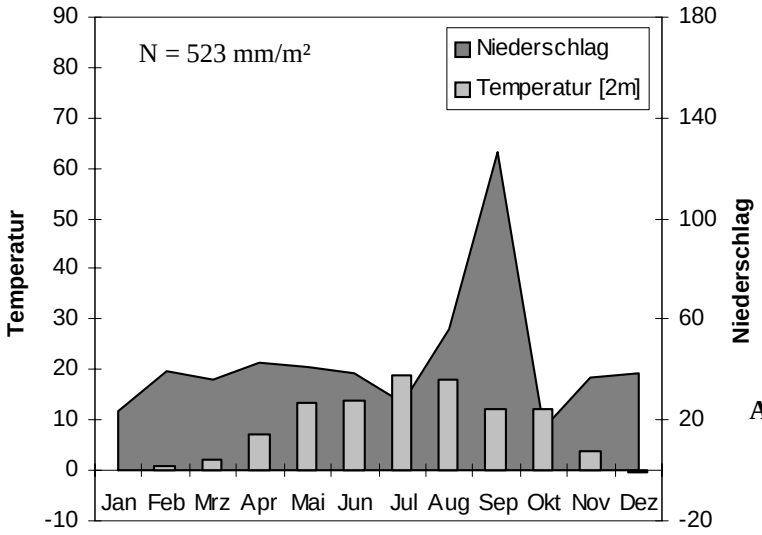


Abb.6: Monatsmittel der Temperatur in °C (gemessen 2m über der Bodenoberfläche) und des Niederschlages (in mm); 10°C=20mm

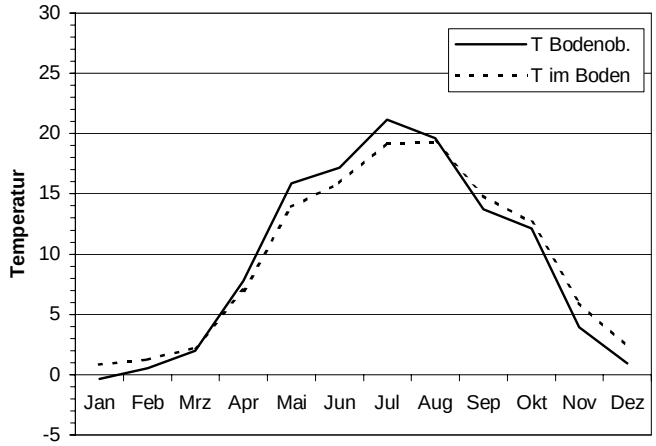


Abb.7: Monatsmittel der Temperatur (in °C) an der Bodenoberfläche und im Oberboden

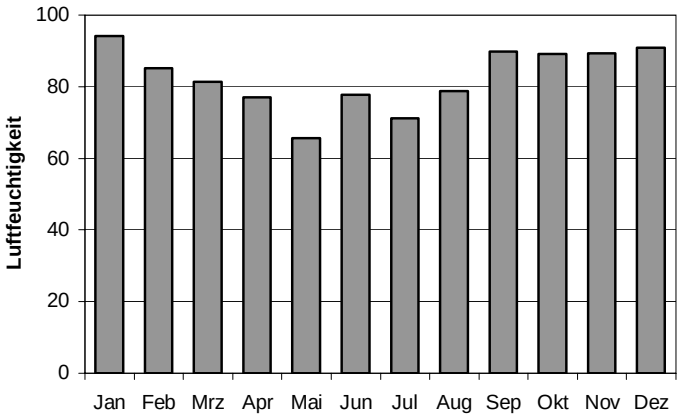


Abb.8: Monatsmittel der Luftfeuchtigkeit in %

2. Abiotik

Die wichtigsten Faktoren, welche die horizontale und vertikale Verteilung sowie die Zusammensetzung des Edaphons bestimmen sind das Porenvolumen, die Durchlüftung des Bodens, das Nährstoffangebot, das Wasserpotential, der pH-Wert und die Bodentemperatur (GISI 1997). Im Rahmen der Untersuchungen der Arbeitsgruppe "Bodenmikroarthropoden" des BMBF-Projekts wurden die drei zuletzt genannten Faktoren sowie die Stickstoff- und Kalkgehalte (C/N-Verhältnis) der Streu analysiert.

2.1. Temperatur

Die Lufttemperatur in 5 cm über der Bodenoberfläche und die Temperatur der oberen 5 cm des Bodens wurde bei jedem Probeentnahmetermin mit einem LCD-Geländethermometer gemessen. Diese Werte geben nur die momentanen Temperaturen wieder. Da die allgemeinen meteorologischen Temperaturdaten der Wetterstationen jedoch nur unzureichend Auskunft über die ökologische Bedeutung der Temperaturkomponente für die Bodenorganismen geben (WOLF 1993), ist es entscheidend, die Temperatur dort zu messen, wo sie für die Organismen wichtig ist, nämlich an ihren bevorzugten Aufenthaltsorten in der natürlichen Umgebung. Die Bodentemperatur beeinflusst die Geschwindigkeit chemischer Prozesse und damit sämtliche Stoffwechsel- und Wachstumsprozesse der Organismen (REMMERT, 1992; GISI, 1997).

Die meisten Bodenorganismen sind ektotherm, d.h. sie haben nicht die Fähigkeit zur Regulation ihrer Körpertemperatur. Temperaturschwankungen entziehen sie sich daher beispielsweise durch Vertikalwanderungen (PALISSA, 1964). Die Vorzugstemperaturen liegen für viele Milben- und Collembolenarten zwischen 5° C und 10° C (TOPP, 1981; DUNGER, 1983; RICKLEFS, 1990).

2.2. Bodenfeuchte

Zur Ermittlung der Bodenfeuchte wurden die Proben zunächst unmittelbar vor der Hitzeextraktion mit einer elektronischen Feinwaage gewogen. Durch noch maliges Wiegen nach Beendigung des Austreibungsvorganges wurde der durch die Austrocknung eingetretende Gewichtsverlust festgehalten. Auf dieser Grundlage wurde die Bodenfeuchte nach folgender Formel berechnet (SCHLICHTING & BLUME, 1966):

Bodenfeuchte (%) = [(Feuchtgewicht – Trockengewicht) / Feuchtgewicht] x 100.

Mit dieser Methode wird das bewegliche Wasser in den Bodenkapillaren und das hygroskopisch gebundene Bodenwasser erfasst (JANETSCHEK, 1982), jedoch nicht das Kristall- und Kolloidwasser.

Durch kleinräumige Schwankungen des Bodenwassergehalts sind Tiere mit unterschiedlichen Feuchtigkeitsansprüchen in verschiedenen Mikronischen anzutreffen. Bewohner der oberen Bodenschichten und der Streu sind in unterschiedlichem Maß trockenresistent und können durch Vertikal- und Horizontalwanderung einem Feuchtigkeitsgradienten entlang geeignete Lebensräume aufsuchen (GISI, 1997).

2.3. Acidität

Obwohl sich aus der Bestimmung der pH-Werte nach verschiedenen Autoren (z.B. SCHIMITSCHEK, 1938, WEIS-FOGH, 1947) kein direkter Einfluss auf Milben ergibt (KARG 1968), kann sich der pH-Wert der in Europa ausgeprägten Böden jedoch direkt oder indirekt auf das Auftreten einzelner Arten oder auf die Dominanzstruktur der vorkommenden Populationen auswirken (z.B. GISIN, 1943; HÅGVAR, 1984 zit. von RUSSEL, 1993).

Die potentielle Acidität entspricht der Summe der Protonen in der Bodenlösung, welche mittels einer 0,01 molaren $CaCl^{2-}$ – Lösung kurzfristig desorbierbar sind (SCHINNER & ÖHLINGER, 1993). Dazu wurden Mischproben hergstellt. Den aufgetauten und bei 105° C getrockneten Proben wurden jeweils 3g Boden entnommen und mit Hilfe eines Mörsers feingemahlen. Dieses Material wurde anschließend mit 250 ml der Salzlösung in einem Becherglas aufgeschwemmt. Nach einer 10-minütigen Inkubationszeit wurde die Suspension umgerührt und der pH-Wert mittels einer Glaselektrode gemessen. Um eine Standardisierung der Messbedingungen zu erreichen, muss das pH-Meter der Glaselektrode vor jeder Messreihe mit zwei Pufferlösungen mit pH-Werten von 4,0 und 7,0 geeicht werden. Diese

bleiben auch bei einer Verunreinigung durch Spuren von Säuren oder Basen stabil (ROWELL, 1997). Bei jeder Bodenprobe erfolgten drei pH-Wert - Messungen, aus denen der Mittelwert gebildet wurde.

2.4. Organische Substanz

Von entscheidendem Einfluß auf die Art und Geschwindigkeit der Zersetzung der organischen Substanz ist ihre chemische Zusammensetzung. Hohe Stickstoff- und Kalkgehalte der Streu bedingen schnellen Angriff, rasche Zerkleinerung und eine beschleunigte Zersetzung durch Bodentiere und Mikroorganismen. Insbesondere das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N) bestimmt nachdrücklich die Zersetzbarkeit der Streu (BILLWITZ 1997) und damit die Nährstoffverfügbarkeit von Böden (SCHAEFER, 1986). Die Tab. 1 zeigt die C/N-Verhältnisse einiger Ausgangssubstrate und Humusformen.

Die organische Substanz jeder Bodenprobe wurde durch die Ermittlung der Gesamtgehalte (in %) an Kohlenstoff (C), Stickstoff (N) und Schwefel (S) bestimmt. Mit den Werten der ersten beiden wurden anschließend die C/N-Verhältnisse berechnet. In einem CNS-Analysator werden die bei der vollständigen Verbrennung der organischen Substanz gebildeten Gase als CO_2, N_2 und SO_2 in Absorbersäulen getrennt und mittels Wärmeleitfähigkeitsdetektor gemessen (DUNGER & FIEDLER, 1997). Dazu werden 30-70 mg der Bodenprobe in eine Zinn (Sn)- Hülle eingebettet und im Verbrennungsrohr des Analysators bei 1150° C im Sauerstoffstrom verbrannt. Das dabei entstehende Wasser wird in Trockenröhrchen entfernt. Die Stickstoff- und Schwefeloxide (NO_x, SO_x) werden an Kupfer (Cu) bei 850° C zu N_2 und SO_2 reduziert und der überschüssige Sauerstoff an das Kupfer gebunden. Mit Helium als Trägergas gelangt das Gasgemisch in das Trenn- und Meßsystem.

Eichenlaub	47
Buchenlaub	51
Kiefernstreu	66
Mull	12-15
Moder	15-25
Rohhumus	30-40

Tab. 1: C/N-Verhältnisse der typischen Ausgangssubstrate und Humusformen (Angaben aus BILLWITZ, 1997)

3. Ergebnisse der abiotischen Untersuchungen

Die untersuchten ökologischen Kenndaten der Untersuchungsflächen sind in den Tab. 2-5 zusammenfassend dargestellt.

3.1. Temperatur

Die Unterschiede der jeweiligen momentan gemessenen Temperaturen der Luft und des Bodens sind sowohl im Vergleich der jahreszeitlichen Aspekte als auch der Untersuchungsflächen untereinander gering. Der Unterschied beim Frühjahrsaspekt zwischen den Flächen der beiden Untersuchungsstandorte beruht auf dem Abstand der Entnahmetermine von ca. 1½ Monaten. Daher liegen die angegebenen Bodentemperaturen im Müritz-NP im Frühjahr (April) um 5° C und im Eberswalder Forst (Juni) um 1° C niedriger als im Sommer (beide Juli).

3.2. Bodenfeuchte

Der Bodenfeuchtegrad kennzeichnet den jeweiligen Wasserzustand des Bodens. Neben klimatischen Faktoren, dem Relief sowie bodenspezifischen Substrateigenschaften ist der Bodenwassergehalt zudem von der Art und dem Grad der Vegetationsbedeckung abhängig. Bei unterschiedlichen Böden stehen gleiche Wassergehalte unter verschiedener Spannung. Daher ist nicht der absolute Wassergehalt, sondern der jeweilige pF-Wert entscheidend. Quantitative Angaben über das Bodenwasser als ökologisch relevanter Faktor für die Bodenorganismen werden nach DUNGER (1983) erst in Relation zu der Größe des Porenvolumens bzw. der Saugspannung deutbar. Aus den gemessenen Bodenfeuchtewerten kann daher nur eine Tendenz für die Untersuchungsflächen abgelesen werden. Sie liegen in den reinen und den gemischten Nadelholzbeständen höher als in den Laubwaldflächen. Mit Ausnahme der Buchenfläche im Müritz-NP wurden für den Sommeraspekt jeweils die geringsten Werte ermittelt.

3.3. Acidität

Der aktuelle Aziditätsgrad eines Waldbodens ist von verschiedenen Gegebenheiten abhängig. Das bodenbildene Substrat, die Vegetation und die Bestandesdichte sind wichtige Einflussfaktoren, ebenso die Jahreszeit, in der die Messung stattfindet und die kleinräumige Heterogenität der Waldböden. Allein anhand des Intensitätsparameters pH-Wert können nur Hinweise auf einen Trend gewonnen werden. Versauerungsvorgänge lassen sich zuverlässig nur anhand der Abnahme der Basenvorräte bzw. Alkalinität beurteilen (AUGUSTIN, 1997).

Auf den Kiefern- und Kiefernmischflächen bedingen die leicht durchsickerbaren, basenarmen Ausgangssubstrate der Bodenbildung (vgl. Tab. 6-8) sowie die Vegetation mit ihren sauren

Zersetzungsprodukten in den oberen Bodenschichten geringere pH-Werte als auf den Laubwaldflächen. Die pH-Werte der Bestände mit Kiefernanteil lagen im Jahr 2000 zwischen 3,2 und 3,7. Für die Laubbestände ergaben die Messungen pH-Werte zwischen 3,7 und 3,9. 2001 wurden mit Ausnahme der BuEi(m)M-1-Fläche für alle in beiden Untersuchungsjahren beprobten Flächen geringere pH-Werte im Vergleich zum Vorjahr gemessen. Während für die Kiefern- und Kiefern-Mischflächen Werte zwischen 2,9 und 3,6 ermittelt wurden lagen sie auf den Buchenflächen zwischen 3,5 und 3,7.

3.4. Organische Substanz

Das C/N-Verhältnis kennzeichnet als Maß für die Zersetzbarkeit der organischen Substanz gleichzeitig die biologische Aktivität eines Bodens. Ist das C/N-Verhältnis größer als 25:1, ist der Substanzabbau gehemmt, da den Mikroorganismen nicht mehr genügend Stickstoff für den Auffbau körpereigender Proteine zur Verfügung steht. Bei einem C/N-Verhältnis von kleiner 20:1 wird die Dekomposition nicht gehemmt (SCHLICHTING & BLUME, 1966; JANETSCHEK, 1982; KUNTZE et al., 1994; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

In beiden Untersuchungsjahren wiesen die Kiefernmischflächen KiBu(a)M-1 und KiBu(a)M-2 im Müritz-NP C/N-Werte um 25:1 auf. Etwas niedriger lagen sie auf den Kiefern- und Mischflächen in Eberswalde sowie den 2001 beprobten Flächen KiBu(m)M-1 und KiBu(m)M-2 im Nationalpark. Im Grenzbereich liegen die Eberswalder Buchenfläche (2000) und die junge Kiefernfläche Ki(j)M-1 (2001) mit einem C/N-Verhältnis von 20:1. Das engste C/N-Verhältnis von 17:1 wurde 2000 und 2001 jeweils für die Buchenfläche und die BuEi(m)M-1-Fläche des Nationalparkes ermittelt.

Literatur

AUGUSTIN, S. (1997) Forstbodenkunde. In: Kratz, W., LOHNER, H.: Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982-1992) zur Aufklärung komplexer Ursach-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, E. Schmidt Verl., Berlin.

BILLWITZ, K. (1997) Allgemeine Bodengeographie. In: HENDL, M. & LIEDTKE, H. (Hrsg.): Lehrbuch der allgemeinen physischen Geographie, 3. Aufl., Justus Perthes Verlag Gotha GmbH, Gotha, 233-327.

BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (2001) Waldzustandsbericht 2001.

DUNGER, W. (1983) Tiere im Boden. Die Neue Brehm-Bücherei Ziemsen Verlag, 3. Aufl., Wittenberg Lutherstadt (jetzt: Westarp Wissenschaften, Magdeburg).

DUNGER, W. & FIEDLER, H.J. (1989) Methoden der Bodenbiologie. G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

GISI, U. (1997) (ed.) Bodenökologie. G. Thieme Verlag, 2. Aufl., Stuttgart, New York.

JANETSCHEK, H. (1982) (Hrsg.) Ökologische Feldmethoden. Verl. E. Ulmer, Stuttgart.

KARG, W. (1968) Bodenbiologische Untersuchungen über die Eignung von Milben, insbesondere von parasitiformen Raubmilben, als Indikatoren. Pedobiologia 8: 30-39.

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & SCHWERDTFEGER, G. (1994) Bodenkunde. 5. Aufl., UTB für Wissenschaft, Ulmer-Verl., Stuttgart.

PALISSA, A. (1964) Bodenzoologie. Akad.-Verlag, Berlin.

REMMERT, H. (1992) Ökologie. 5.Aufl., Springer-Verl., Berlin, Heidelberg, New York.

RICKLEFS, R.E. (1990) Ecology. 3th ed., W. H. Freeman and Company, New York.

ROWELL D.L. (1997) Bodenkunde: Untersuchungsmethoden und ihre Anwendungen. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.

RUSSELL, D.J. (1993) Vergleichende Untersuchungen der Collembolenfauna unterschiedlich bewirtschafteter Auenwaldstandorte unter besonderer Berücksichtigung bodenkundlicher Parameter. Diplomarbeit Univ. Heidelberg.

SCHAEFER, M. (1986) Ökosystemforschung in Wäldern: Zur Funktion der Tiere. G. Augusta 44: 29-38.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998) Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., F. Enke Verlag, Stuttgart.

SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER E. (1991) Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

SCHLICHTING, E. & BLUME, H.P. (1966) Bodenkundliches Praktikum. Verlag P. Parey, Hamburg, Berlin.

TOPP, W. (1981) Biologie der Bodenorganismen. UTB für Wissenschaft, G. Fischer Verlag, Stuttgart.

WOLF, J.E. (1993) Zur Gamasidenfauna (Acari, Parasitiformes) zweier Buchenwaldstandorte unterschiedlicher Schwermetallbelastung. Diplomarbeit Univ. Heidelberg.

Abiotische Daten (Bodentemp., Bodenfeuchte)

Tab. 2: Untersuchungsjahr 2000

Fläche	Lufttemp. (°C)			Bo-temp. (°C)			Bo-feuchte (%)		
	00/I	00/II	00/III	00/I	00/II	00/III	00/I	00/II	00/III
Ki(m)M-1		16			14			50	
KiBu(a)M-1	19	16	13	9	14	11	53	40	43
KiBu(a)M-2	19	15	12	8	13	11	60	48	49
BuEi(m)M-1	19	17	13	9	14	11	21	47	20
Bu(a)M-1	18	14	11	8	13	11	33	34	30
Ki(a)E-1	16	23	14	14	16	13	41	28	36
Ki(m)E-1	16	22	14	15	16	13	43	34	47
KiBu(m)E-1	15	20	13	14	14	12	31	32	29
Ki(m)E-2	16	21	12	14	15	13	45	35	54
KiBu(m)E-2	15	17	12	13	14	12	41	31	43
Bu(m)E-1	16	19	13	13	14	12	26	24	35

Tab. 3: Untersuchungsjahr 2001

Fläche	Lufttemp. (°C)			Bo-temp. (°C)			Bo-feuchte (%)		
	01/I	01/II	01/III	01/I	01/II	01/III	01/I	01/II	01/III
Ki(j)M-1	12	22	15	8	16	13	42	17	37
Ki(m)M-1	15	22	19	9	15	13	51	41	59
KiBu(m)M-1	11	19	16	9	16	13	50	35	48
KiBu(m)M-2	11	21	15	9	15	13	34	19	38
KiBu(a)M-1	14	22	17	9	15	13	53	37	56
KiBu(a)M-2	12	19	16	8	14	13	61	45	63
BuEi(m)M-1	14	21	17	9	16	14	19	23	17
Bu(a)M-1	11	16	14	8	15	13	32	26	37
Ki(a)E-1	21	22	15	10	16	13	43	35	45
Ki(m)E-1	22	23	16	10	17	14	58	42	54
KiBu(m)E-1	21	21	13	9	15	13	44	24	40
Ki(m)E-2	17	20	16	9	16	14	49	47	62
KiBu(m)E-2	13	17	13	9	14	13	47	48	46
Bu(m)E-1	20	22	16	10	15	14	34	39	38

Abiotische Daten (pH, C/N)

Tab. 4: Untersuchungsjahr 2000

Fläche	pH-Wert				C/N-Verhältnis			
	00/I	00/II	00/III	**MW**	00/I	00/II	00/III	**MW**
Ki(m)M-1		3,4				24		
KiBu(a)M-1	3,5	3,5	3,2	**3,4**	26	24	24	**25**
KiBu(a)M-2	3,5	3,5	3,5	**3,5**	26	26	27	**26**
BuEi(m)M-1	3,9	3,8	3,8	**3,8**	17	18	17	**17**
Bu(a)M-1	3,7	3,7	3,8	**3,7**	17	17	17	**17**
Ki(a)E-1	3,7	3,6	3,7	**3,7**	18	18	17	**18**
Ki(m)E-1	3,5	3,6	3,5	**3,6**	22	20	21	**21**
KiBu(m)E-1	3,6	3,5	3,6	**3,5**	22	22	21	**22**
Ki(m)E-2	3,6	3,6	3,5	**3,5**	24	22	23	**23**
KiBu(m)E-2	3,5	3,5	3,5	**3,5**	23	23	24	**23**
Bu(m)E-1	3,7	3,8	3,8	**3,8**	20	20	20	**20**

Tab. 5: Untersuchungsjahr 2001

Fläche	pH-Wert				C/N-Verhältnis			
	01/I	01/II	01/III	**MW**	01/I	01/II	01/III	**MW**
Ki(j)M-1	3,3	3,4	3,4	**3,3**	20	20	19	**20**
Ki(m)M-1	3,0	3,0	2,9	**3,0**	22	26	25	**24**
KiBu(m)M-1	3,1	3,2	3,3	**3,2**	21	23	21	**22**
KiBu(m)M-2	3,5	3,6	3,3	**3,5**	21	20	22	**21**
KiBu(a)M-1	2,9	3,0	2,9	**3,0**	25	26	27	**26**
KiBu(a)M-2	3,0	3,0	3,1	**3,0**	27	26	27	**27**
BuEi(m)M-1	3,8	3,9	3,8	**3,8**	17	18	17	**17**
Bu(a)M-1	3,6	3,7	3,6	**3,6**	16	17	17	**17**
Ki(a)E-1	3,2	3,4	3,4	**3,3**	17	18	14	**16**
Ki(m)E-1	3,0	3,2	3,2	**3,2**	23	21	19	**21**
KiBu(m)E-1	3,1	3,3	3,4	**3,3**	23	21	17	**21**
Ki(m)E-2	3,0	3,3	3,1	**3,1**	22	21	22	**22**
KiBu(m)E-2	3,1	3,1	3,2	**3,1**	23	23	20	**22**
Bu(m)E-1	3,7	3,5	3,6	**3,6**	19	20	9 (?)	**16**

Bohrprotokoll Müritz Nationalpark und Eberswalde
Dipl.Geogr. H. Rudolphi

1 Erläuterungen

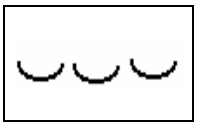
Gebohrt wurde bis auf 2 Meter Tiefe, die Ansprache fand nach der KA 4*[1] statt.

Tiefe	Tiefenangaben beim Auflagehumus entspricht der tatsächlichen Dicke der einzelnen Horizonte, Tiefenangaben beim Mineralboden bezieht sich auf die Mineralbodenoberfläche		
Substrat	fS	Feinsand	
	mS	Mittelsand	
	gS	Grobsand	
	Sl2	schwach lehmiger Sand	
	G	Kies (Geschiebe)	
Farbe	bn	braun	
	gr	grau	
	ro	rot	
	sw	schwarz	
	h	hell	
	hh	sehr hell	
	d	dunkel	
	dd	sehr dunkel	
	li	-lich, stichig	
Feuchte	3	feucht (Skala geht von 1 – 6)	
Humus	0	humusfrei	Masse-% 0
	1	sehr schwach humos	< 1
	2	schwach humos	1 - 2
	3	mittel humos	2 - 4
	4	stark humos	4 - 8
	5	sehr stark humos	8 - 15
	(Skala geht von 0 – 7)		
CaCo3	0	carbonatfrei	Masse-% 0
	1	sehr carbonatarm	< 0,5
	2	carbonatarm	0,5 - 2
	3	carbonathaltig	2 – 10
	(Skala geht von 0 – 6)		

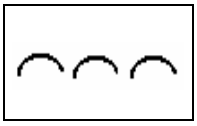
Zusatz bei Horizontsymbolen (Mineralboden)

d	dicht (wasserstauend)
e	eluvial
h	humos
s	angereichert mit Sesquioxiden
v	verbraunt
w	stauwasserleitend

*[1] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (1996) Bodenkundliche Kartieranleitung, 392 S., 4. Aufl., Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
Zeichenschlüssel für Bodenprofile (nach BILLWITZ ET AL.*[2] z.T. verändert)



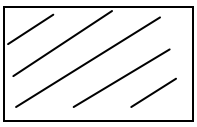
Laubstreu



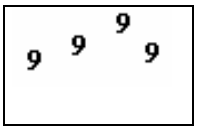
Nadelstreu



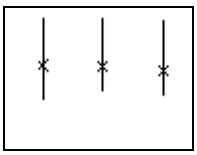
Moosschicht



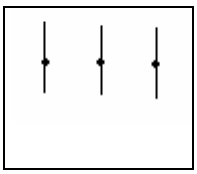
Ah



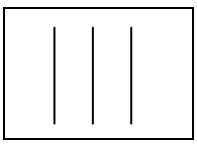
Ae



Bh



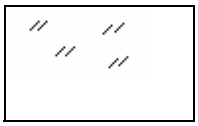
Bs



Bsh



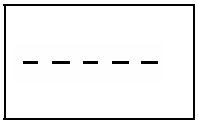
Bv



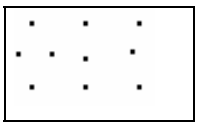
Karbonat



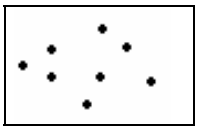
Oxidationsflecken (Sd, Sw, Go)



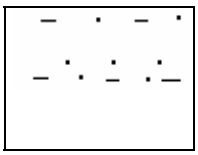
Horizontgrenze



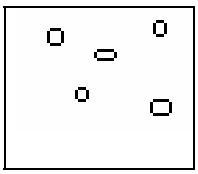
Mittelsand



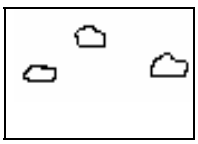
Grobsand



lehmiger Sand



Kies

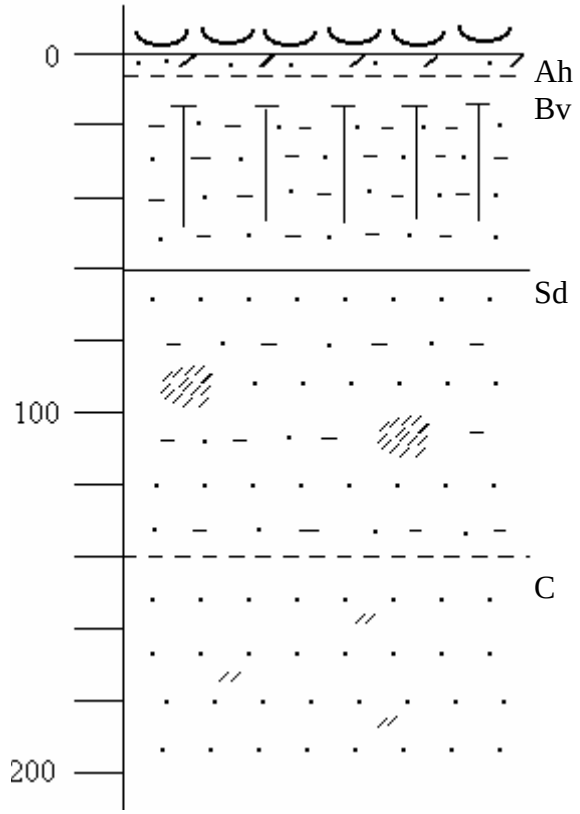


Steine

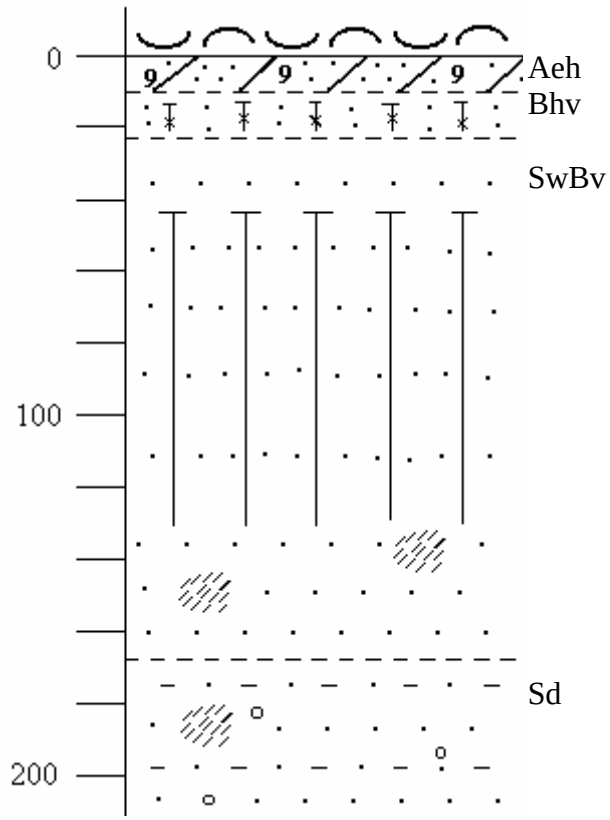
sdr:	Sandersand
Sg:	Geschiebesand
Lg:	Geschiebelehm

*[2] BILLWITZ, K., DIEMANN, R.& SLOBODDA, R. (1984): Methodik der Bodenprofilaufnahme und Vegetationsanalyse, 105 S.

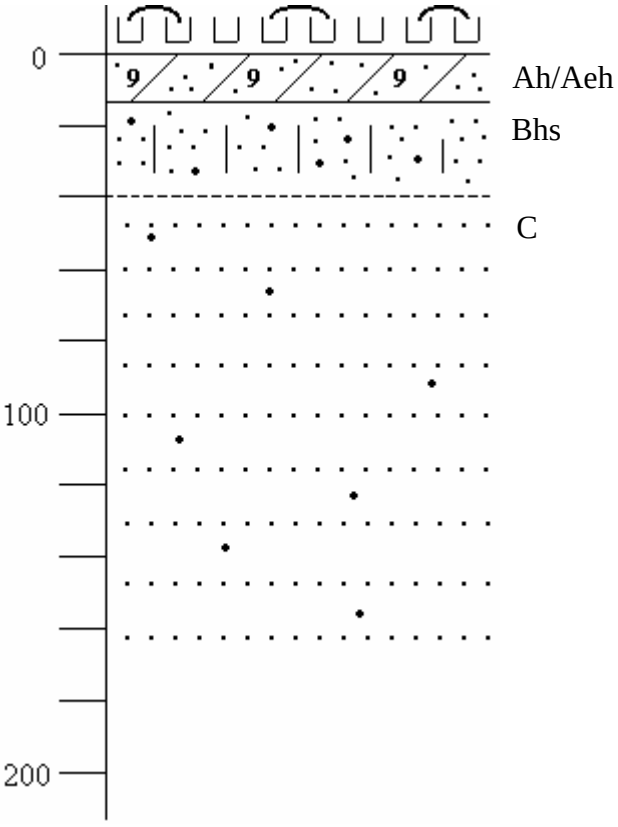
Profilnummer: 1
Probennummer: Bu(a)M-1
Braunerde, Lg, F-Mull



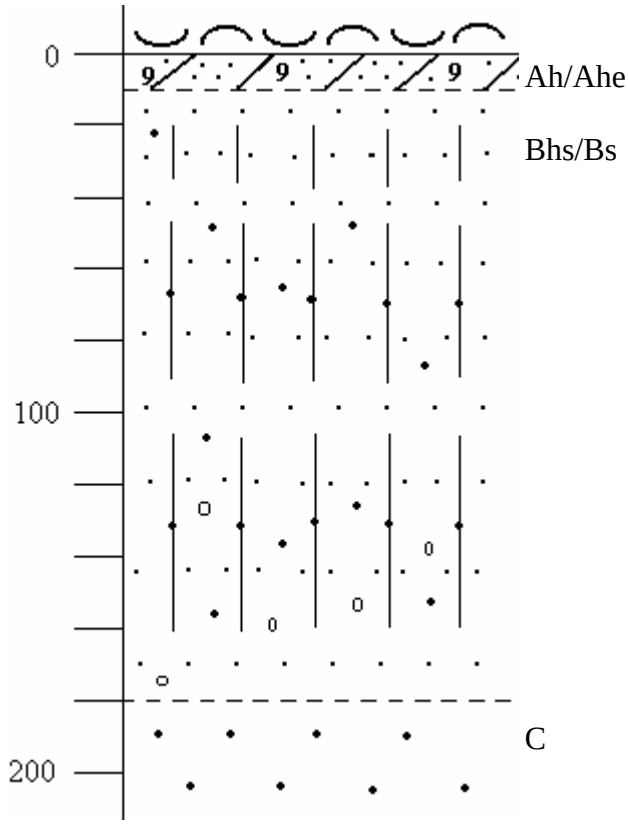
Profilnummer: 2
Probennummer: KiBu(a)M-2
Braunerde, Sg/Lg, Rohhumus



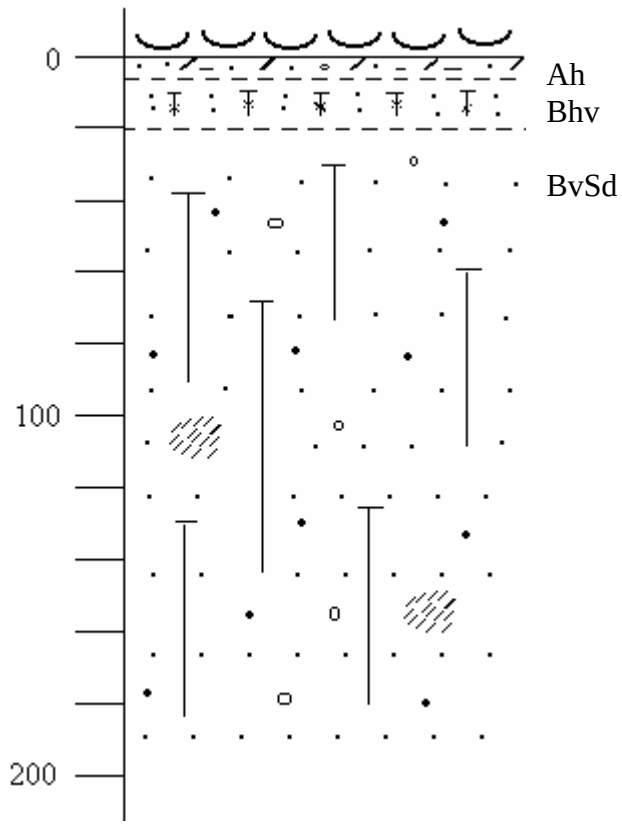
Profilnummer: 3
Probennummer: Ki(m)M-1
Braunerde-Podsol, Sg, Rohhumus



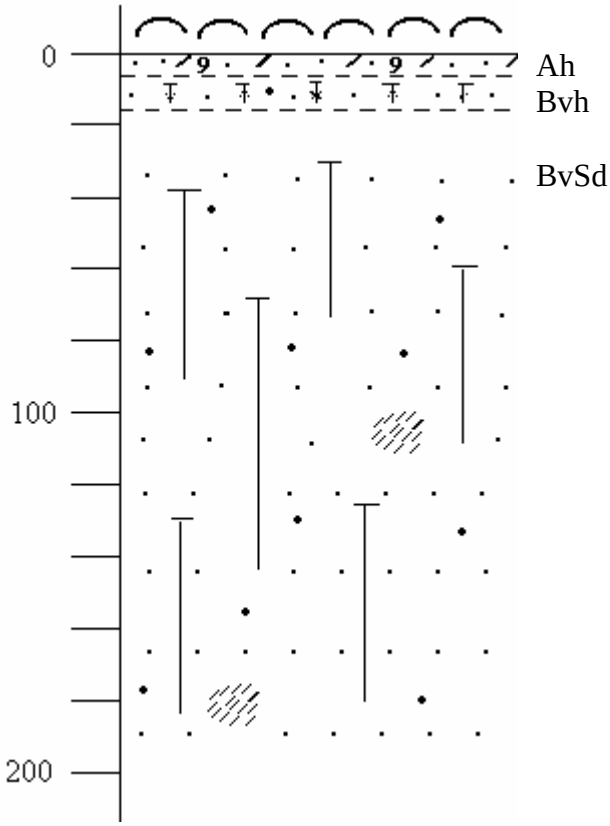
Profilnummer: 4
Probennummer: KiBu(a)M-1
Podsol, Sg, rohhumusartiger Moder



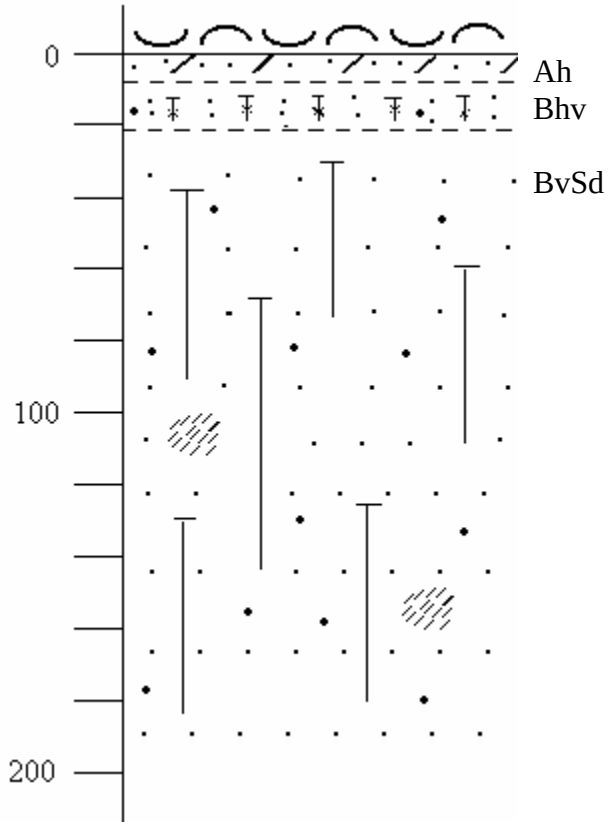
Profilnummer: 5
Probennummer: BuEi(m)M-1
Braunerde, Lg/Sg, mullartiger Moder



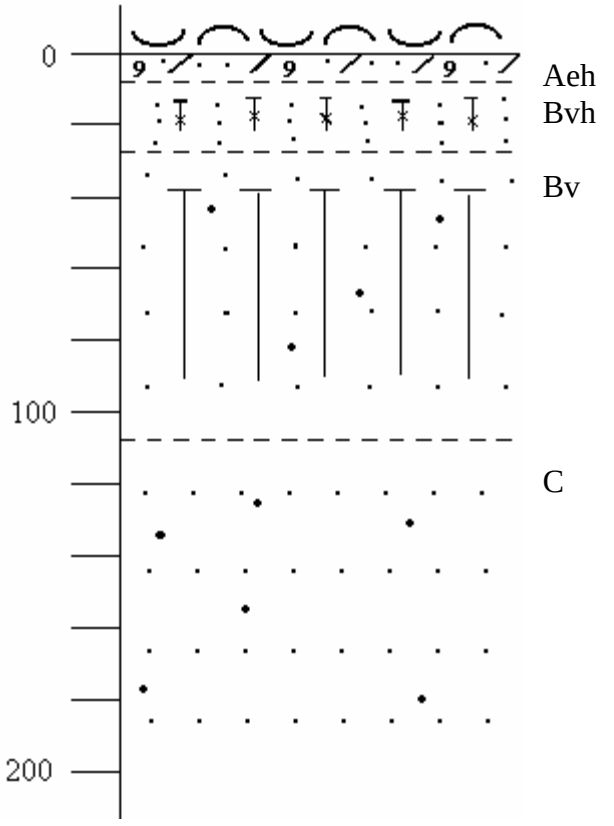
Profilnummer: 6
Probennummer: Ki(j)M-1
Braunerde, Sg, rohhumusartiger Moder



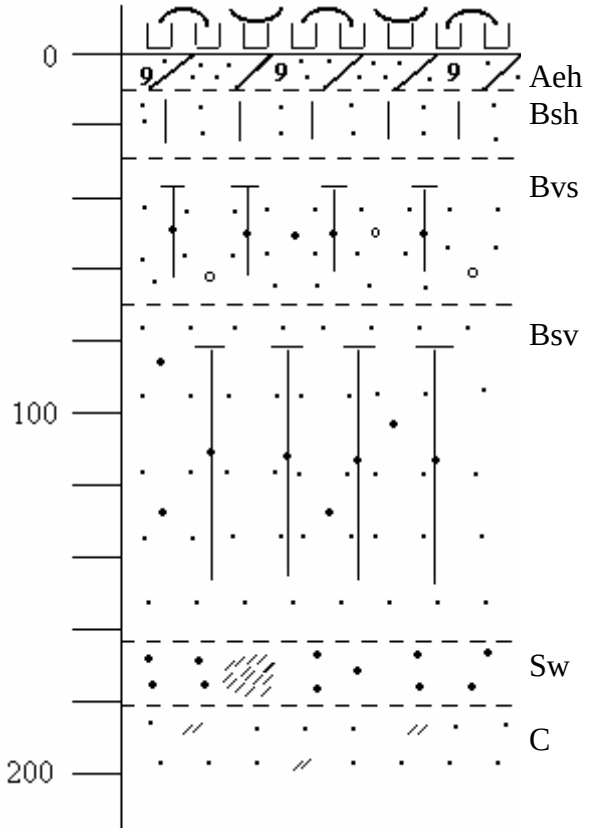
Profilnummer: 7
Probennummer: KiBu(m)M-2
Braunerde, Sg, Moder



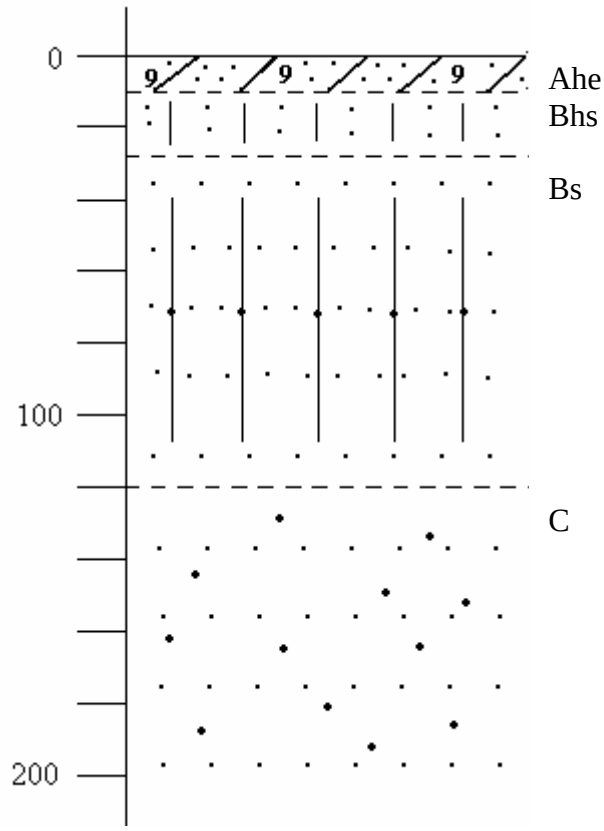
Profilnummer: 8
Probennummer: KiBu(m)M-1
Braunerde, Sg/Lg, Rohhumus



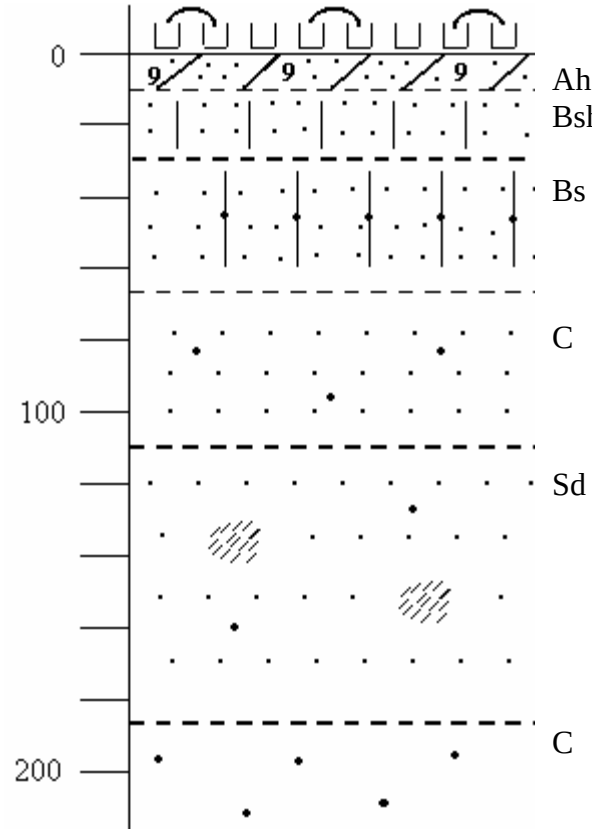
Profilnummer: 9
Probennummer: KiBu(m)E-1
Braunerde-Podsol, sdr, Moder



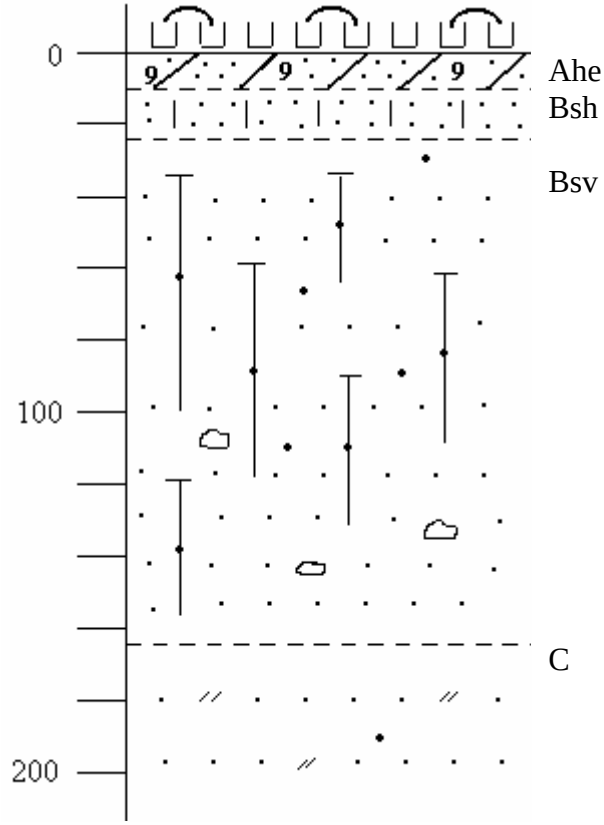
Profilnummer: 10
Probennummer: KiBu(m)E-2
Podsol, sdr, rohhumusartiger Moder



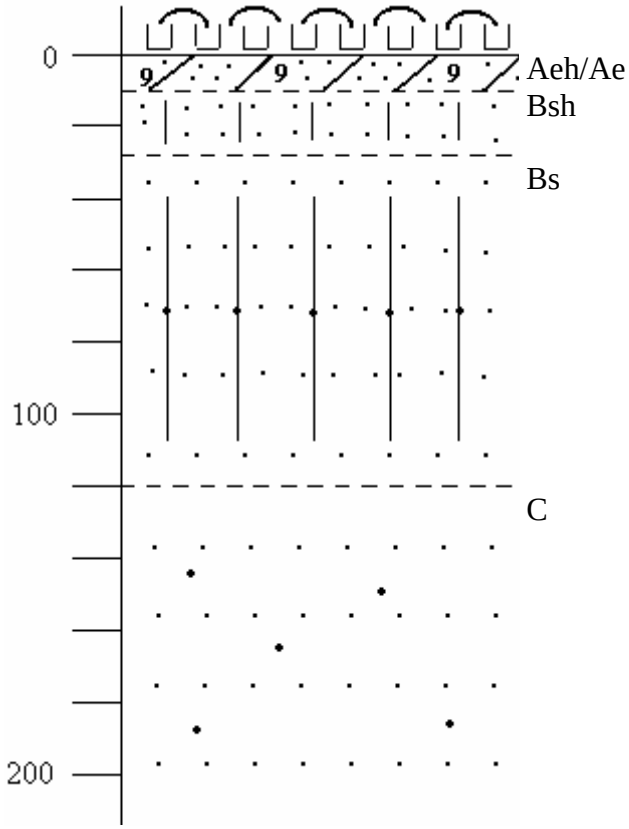
Profilnummer: 11
Probennummer: Ki(a)E-1
Podsol, sdr, rohhumusartiger Moder



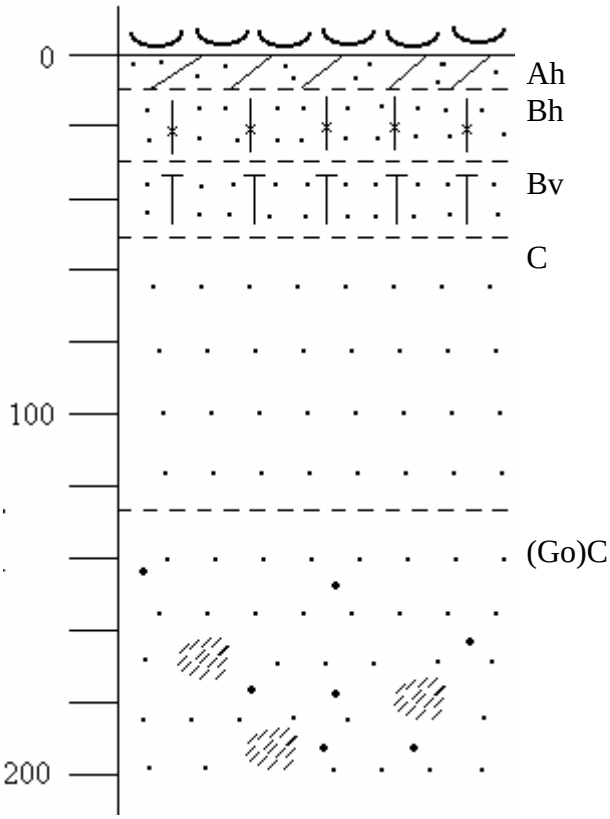
Profilnummer: 12
Probennummer: Ki(m)E-1
podsolige Braunerde, sdr, rohhumusartiger Moder



Profilnummer: 13
Probennummer: Ki(m)E-2
Podsol, sdr, Moder



Profilnummer: 14
Probennummer: Bu(m)E-1
Braunerde, sdr, F-Mull



Bodenprofilaufnahmen im Müritz-NP und Eberswalde

Profilnummer:			**1**				
Probennummer:				*Bearbeiter:*			
Bu(a)S				Kreibich, Rudolphi			
Nutzung:				*Datum:*			
Buche				15.04.02			
Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	2						L
	0,5						Of
1	6	mS	dbn	3	5	0	Ah
2	62	Sl2	hbn	3	1	0	Bv
3	140	Sl2	rolihbn	3	0	0	Sd
4	200+	mS	hbn	3	0	1	C
bodensyst. Einheit:			**Braunerde**				
substratsyst. Einheit:			**Geschiebelehm**				
Humusform:			**F-Mull**				
Bemerkungen:							
2, 3: geringer Kiesanteil							
3: Oxidationsmerkmale							

Profilnummer:			**2**				
Probennummer:				*Bearbeiter:*			
KiBull(a)S				Kreibich, Rudolphi			
Nutzung:				*Datum:*			
Kiefer, Buche				15.04.02			
Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	1,5						L
	1						Of
	7						Oh
1	10	mS	grdbn	3	4	0	Aeh
2	23	ms	bn	3	3	0	Bhv
3	167	mS	rolihbn	3	0	0	SwBv
4	200+	II Sl2	bn	3	0	0	Sd
bodensyst. Einheit:			**(pseudovergleyte) Braunerde**				
substratsyst. Einheit:			**Geschiebesand über Geschiebelehm**				
Humusform:			**Rohhumus**				
Bemerkungen:							
3: 150 - 167 cm Oxidationsmerkmale							
4: geringer Kiesanteil							

Profilnummer: **3**

Probennummer: **Ki(m)S**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer

Datum: 15.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	-						L
	2						Of
	5						Oh
1	4	mSgS	sw	3	5	0	Ah
2	10	mSgS	grdbn	3	3	0	Aeh
3	40	mSgS	rolihbn	3	1	0	Bhs
4	150	mSgS	hbn	3	0	0	C

kein weiterkommen

bodensyst. Einheit: **Braunerde-Podsol**

substratsyst. Einheit: **Geschiebesand**

Humusform: **Rohhumus**

Bemerkungen:

L: lückige Nadelstreu auf geschlossener Moosdecke (*Scleropodium purum* , Grünstengelmoos)

Profilnummer: **4**

Probennummer: **KiBul(a)S**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer, Buche

Datum: 15.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	1,5						L
	6						Of
	4						Oh
1	1	mS	swbn	3	5	0	Ah
2	6	mS	hgr	3	2	0	Ahe
3	9	mS	robn	3	1	0	Bhs
4	85	mSgS	rolihbn	3	0	0	Bs
5	190	mS	hrolihbn	3	0	0	Bs
6	200+	gS	hbn	3	0	0	C

bodensyst. Einheit: **Podsol**

substratsyst. Einheit: **Geschiebesand**

Humusform: **rohhumusartiger Moder**

Bemerkungen:

4: geringer Kiesanteil

5: geringe Grobsand- und Kiesanteile

Profilnummer: **5**

Probennummer: **EiBuS**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Traubeneiche, Buche

Datum: 15.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	3						L
	1						Of
	0,5						Oh
1	7	Sl2	dbn	3	5	0	Ah
2	20	Sl2	bn	3	2	0	Bhv
3	200+	ll mS, gS, G	rolihbn	3	0	0	BvSd

bodensyst. Einheit: **Braunerde**

substratsyst. Einheit: **Geschiebelehm über Geschiebesand**

Humusform: **mullartiger Moder**

Bemerkungen:

1, 2: geringer Kiesanteil

3: muß nochmal bearbeitet werden

Profilnummer: **6**

Probennummer: **Ki(j)S**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer

Datum: 15.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	-						L
	2						Of
	4						Oh
1	8	mSgS	ddbn	3	5	0	Ah
2	14	mSgS	dbn	3	4	0	Bvh
3	200+	mSgS	rohbn	3	0	0	BvSd

bodensyst. Einheit: **Braunerde**

substratsyst. Einheit: **Geschiebesand**

Humusform: **rohhumusartiger Moder**

Bemerkungen:

L: lückenhafte Nadelstreu auf Moosdecke

1: mit Bleichkörnern

3: muß nochmal bearbeitet werden

Profilnummer: **7**

Probennummer: **KiBull(m)S**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer, Buche

Datum: 15.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	1						L
	2,5						Of
	1,5						Oh
1	8	mSgS	ddbn	3	5	0	Ah
2	20	mSgS	dbn	3	4	0	Bhv
3	200+	mSgS	rohbn	3	0	0	BvSd

bodensyst. Einheit: **Braunerde**

substratsyst. Einheit: **Geschiebesand**

Humusform: **Moder**

Bemerkungen:

3: muß nochmal bearbeitet werden

Profilnummer: **8**

Probennummer: **KiBul(m)S**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer, Buche

Datum: 15.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	-						L
	7						Of
	2						Oh
1	6	mS	swbn	3	5	0	Aeh
2	24	mS	dbn	3	4	0	Bvh
3	110	mSgS	rohbn	3	0	0	Bv
4	200+	mSgS	hhbn	3	0	0	C

bodensyst. Einheit: **(pseudovergleyte) Braunerde**

substratsyst. Einheit: **Geschiebesand über Geschiebelehm**

Humusform: **Rohhumus**

Bemerkungen:

Profilnummer: **9**

Probennummer: **KiBuK2(m)E**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer

Datum: 16.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	1						L
	1						Of
	0,5						Oh
1	10	mS	ddbn	3	4	0	Aeh
2	30	mS	dbn	3	3	0	Bsh
3	70	mSgS	robn	3	0	0	Bvs
4	165	mSgS	rohbn	3	0	0	Bsv
5	183	gS	rohbn	3	0	3	Sw
6	200+	fSmS	hhbn	3	0	1	C

bodensyst. Einheit: **Braunerde-Podsol**

substratsyst. Einheit: **Sandersand**

Humusform: **Moder**

Bemerkungen:

Deutliche Pflugspur, Bohrung in Pflugsohle

L: lückenhafte Streuauflage auf Moosschicht

3: mit Kies

Profilnummer: **10**

Probennummer: **KiBuM2(m)E**

Bearbeiter: Kreibich, Rudolphi

Nutzung: Kiefer, Buche

Datum: 16.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	2						L
	0,5						Of
	3						Oh
1	17	mS	sw	3	5	0	Ahe
2	28	mS	robn	3	1	0	Bhs
3	120	mS	rohbn	3	0	0	Bs
4	200	fSgS	hbn	3	0	0	C

bodensyst. Einheit: **Podsol**

substratsyst. Einheit: **Sandersand**

Humusform: **rohhumusartiger Moder**

Bemerkungen:

Profilnummer:	11
Probennummer:	*Bearbeiter:*
Ki(a)E	Kreibich, Rudolphi
Nutzung:	*Datum:*
Kiefer	16.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	-						L
	3						Of
	1						Oh
1	7	mS	ddbn	3	5	0	Aeh
2	17	mS	dbn	3	4	0	Bsh
3	35	mS	drobn	3	2	0	Bhs
4	65	mSgS	rohbn	3	0	0	Bs
5	110	mSgS	hhbn	3	0	0	C
6	186	mSgS	rohbn	3	0	0	Sd
7	200+	gS	hhbn	3	0	0	C

bodensyst. Einheit:	**Podsol**
substratsyst. Einheit:	**Sandersand**
Humusform:	**rohhumusartiger Moder**

Bemerkungen:
Störstelle (Ausgegangen von der Vegetation)
L: lückenhafte Nadelstreu auf Moosschicht
6: mit Steinen, deutliche Oxidationsmerkmale

Profilnummer:	12
Probennummer:	*Bearbeiter:*
KiK1(m)E	Kreibich, Rudolphi
Nutzung:	*Datum:*
Kiefer	16.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	1						L
	4						Of
	2						Oh
1	5	mS	ddbn	3	5	0	Aeh
2	23	mS	dbn	3	3	0	Bsh
3	75	mSgS	rohbn	3	0	0	Bsv
4	165	mSgS	rohhbn	3	0	0	Bsv
5	200+	mSgS	hbn	3	0	1	C

bodensyst. Einheit:	**podsolige Braunerde**
substratsyst. Einheit:	**Sandersand**
Humusform:	**rohhumusartiger Moder**

Bemerkungen:
Bohrung in Pflugsohle
L. lückenhafte Nadelstreu auf Moosschicht
4: mit Steinen

Profilnummer:	13
Probennummer:	*Bearbeiter:*
KiM1(m)E	Kreibich, Rudolphi
Nutzung:	*Datum:*
Kiefer, Buche	16.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	1						L
	2						Of
	1,5						Oh
1	4	mS	ddbn	3	5	0	Aeh
2	7	mS	grbn	3	2	0	Ae
3	25	mS	bn	3	2	0	Bsh
4	62	mS	robn	3	0	0	Bs
5	120	mS	rohbn	3	0	0	Bs
6	200+	mSgS	hbn	3	0	0	C

bodensyst. Einheit:	**Podsol**
substratsyst. Einheit:	**Sandersand**
Humusform:	**Moder**

Bemerkungen:
L: lückenhafte Nadelstreu auf Moosschicht

Profilnummer:	14
Probennummer:	*Bearbeiter:*
Bu(m)E	Kreibich, Rudolphi
Nutzung:	*Datum:*
Buche	16.04.02

Lfd.Nr	Tiefe[cm]	Substrat	Farbe	Feuchte	Humus	CaCo3	Horizont
	3						L
	1,5						Of
1	13	mS	ddbn	3	5	0	Ah
2	29	mS	dbn	3	2	0	Bh
3	47	mS	robn	3	0	0	Bv
4	127	mS	hhbn	3	0	0	C
5	200+	mSgS	hhbn	3	0	0	(Go)C

bodensyst. Einheit:	**Braunerde**
substratsyst. Einheit:	**Sandersand**
Humusform:	**F-Mull**

Bemerkungen:
5: Oxidationsflecken

Klassifizierung der Bodenproben aus dem Waldprojekt

Dipl. Biol. H. Schulz

KiBu(m)E-2/00/I																	
Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
30	10	90	_	100	Buche 55 Nadeln 45	2-3	_	_	2	_	_	_	2-3	x	x	_	Moder
36	10	90	_	100	Buche Nadeln	3	_	_	1	x	Bleichung	_	3	x	x	_	Moder
37	5	90	5	100	Buche 30 Nadeln 70	3	_	_	2-3	_	_	_	3	x	_	_	Moder
17	5	90	5	100	Buche 25 Nadeln 75	2-3	_	_	2	_	_	_	2	x	x	_	Moder
29	10	85	5	100	Buche 70 Nadeln 30	3	_	_	1	3	Bleichung	_	1	x	_	_	Moder
38	5	94	1	100	Buche 20 Nadeln 80	3	_	_	2	_	_	_	2	x	_	_	Moder, Zapfen
∅	**8**	**90**	**3**	**100**		**3**	**0**	**0**					**2**				
Ki(m)E-2/00/I																	
6	1	100	_	15	Nadeln	3	15	70	1	1	Mycel	_	4	x	x	x	Moder, Zapfen
7	5	95	_	69	Nadeln	2	30	1-5	1	_	_	_	4	x	_	_	Moder, Zapfen
18	10	90	_	10	Nadeln	2	85	5	2-3	_	_	_	2-3	x	x	_	Moder, Gras in Humus oben
8	10	90	_	1	Nadeln	2	90	10	1	_	_	_	4	x	_	_	Moder
19	10	90	_	1	Nadeln	2	60	40	1	_	_	_	3-4	x	x	_	Moder, fast nur Gras
21	10	85	5	1	Nadeln	2	95	5	1	_	_	_	3	x	x	_	Moder, viel Gras in Humus
∅	**8**	**78**	**1**	**16**		**2**	**63**	**22**					**3**				
Bu(m)E-1/00/I																	
70	5	20	75	100	Buche 90 Nadeln 10	2-3	_	_	1	1	Bleichung	_	1	x	x	_	Moder sehr flachgründig oder mullartiger Moder
45	5	5	90	100	Buche	2-3	_	_	_	3	viel Bleichung	_	1	x	_	_	F-Mull, Steine 2
42	5	20	75	100	Buche	3-4	_	_	1	1	Mycel	_	1	x	x	_	mullartiger Moder oder besser, Steinchen
40	10	5	85	100	Buche	2-3	_	_	1	_	_	_	3	x	x	x	F-Mull
62	2	5	93	90	Buche	3	_	_	3	x	Bleichung	_	3	x	x	_	F-Mull
71	1	10	90	5	Buche	2	_	_	_	_	_	_	2	x	x	_	F-Mull ?, Kohlestückchen
∅	**5**	**11**	**85**	**83**		**2-3**	**0**	**0**					**2**				

KiBu(m)E-1/00/I

Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
9	5	15	80	30	Nadeln	3	30	40	_	_	_	_	3-4	x	x	_	mullartiger Moder, Steinchen 2-3
28	5	94	1	80	Buche 30 Nadeln 50	3	20	_	3	_	_	_	3	x	x	_	Moder
26	10	85	5	30	Nadeln	3	50	20	1	_	_	_	3	x	x	_	Moder
10	5	50	45	100	Buche 20 Nadeln 80	2-3	1	1	4	_	_	_	3	x	x	_	mullartiger Moder bis Moder
16	5	75	20	94	Buche 30 Nadeln 70	3	5	1	1	2	Bleichung	_	2-3	x	x	_	Moder, Zapfen, Steinchen
20	10	50	40	40	Nadeln	3	60	_	5	2	Mycel	_	2	x	_	_	L- oder F-Mull, Holzstück, Steinchen
∅	**7**	**62**	**32**	**62**		**3**	**28**	**10**					**3**				

Ki(m)E-1/00/I

74	5	95	_	50	Nadeln	3	40	_	4-5	_	_	_	3	_	x	x	Moder
51	5	90	5	10	Nadeln	3	40	50		_	_	_	5	x	x	_	F-Mull
25	5	85	10	35	Nadeln	3	60	5	1	_	_	_	3	x	x	_	Moder
80	10	85	5	60	Nadeln	2	35	5	2	_	_	_	2	x	_	_	Moder, Zapfen
55	5	95	_	20	Nadeln	3	70	10	2	_	_	_	4	x	x	_	Moder, Gras
61	5	95	_	5	Nadeln	2	90	5	2	x	_	_	2-3	x	x	x	Moder
∅	**6**	**91**	**3**	**30**		**3**	**56**	**13**					**3**				

Ki(a)E-1/00/I

78	5	55	40	50	Buche 40 Nadeln 60	3	25	25	3	_	_	_	4	x	x	x	mullartiger Moder, Moder, Zapfen
69	5	65	30	20	Nadeln	3-4	80	_	2	x	Mycel	_	3	x	x	_	Moder, Zapfen
60	5	90	5	80	Nadeln	3	20	_	3	_	_	_	2	x	x	_	Moder
57	5	90	5	5	Nadeln	3	90	5	1	_	_	_	3-4	x	x	_	Moder, fast nur Gras
50	5	30	65	30	Nadeln	2	40	30	1	_	_	_	2	x	x	_	Moder, flach
67	5	70	25	10	Nadeln	3	85	5									Moder
∅	**5**	**67**	**28**	**33**		**3**	**57**	**11**					**3**				

KiBu(m)E-2/00/II

Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
44	10	88	2	100	Buche 60 Nadeln 40	3	_	_	2	x	Mycel	_		x	x	_	Moder
60	10	89	1	100	Buche 20 Nadeln 80	3	_	_	1	3	Bleichung	_		x	x	_	Moder
67	5	75	20	100	Buche 70 Nadeln 30	3	_	_	3-4	_	_	_	3	x	x	_	Moder
55	10	90	_	100	Buche Nadeln	3	_	_	2	_	_	_	2	x	x	_	Moder
68	10	85	5	100	Buche 30 Nadeln 70	3	_	_	1	3	Bleichung	_	1	x	x	_	Moder
63	10	85	5	100	Buche 40 Nadeln 60	3	_	_	2	1	Mycel	_		x	x	_	Moder
∅	**9**	**85**	**6**	**100**		**3**	**0**	**0**									

Ki(m)E-2/00/II

88	10	85	5	30	Nadeln	3	40	30	_	_	_	_		x	x	_	Moder
78	5	90	5	10	Nadeln	3	70	20	2	x	Mycel	_	4	x	x	_	Moder, Zapfen
92	5	90	5	10	Nadeln	3	80	10	_	_	_	_	3-4	x	x	_	Moder, Grashumus
69	10	89	1	20	Nadeln	3	60	20	1	_	_	_	4	x	x	_	Moder
73	5	55	40	20	Nadeln	3	60	20	_	_	_	_	4	x	x	_	Moder
64	5	90	5	10	Nadeln	3	70	30	_	_	_	_	4	x	x	_	Moder, Grashumus
∅	**7**	**83**	**10**	**17**		**3**	**63**	**22**					**4**				

Bu(m)E-1/00/II

97	5	40	55	100	Buche	2-3	_	_	1	1	Bleichung	_	3	x	x	_	L-Mull, gestört mit Moderhoriz.
100	5	60	35	100	Buche	3-4	_	_	1	_	_	_		x	x	_	Moder, gestört
109	10	15	75	100	Buche	2-3	_	_	1	2	Bleichung	_		x	x	_	mullartiger Moder
108	5	_	95	100	Buche	3	_	_	4	3	Bleichung	_		x	x	_	L-Mull
93	5	_	95	100	Buche	2-3	_	_	1	_	_	_	1	x	x	_	L- oder F-Mull
114	2	_	98	80	Buche	3	_	_	_	_	_	_	2	x	x	_	L-/F-Mull, Steinchen 1
∅	**5**	**19**	**76**	**97**		**3**	**0**	**0**									

KiBu(m)E-1/00/II

Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
70	10	30	60	40	Nadeln	3	50	10	1	_	_	_		x	x	_	F-Mull - mullartiger Moder
80	5	70	25	75	Buche 40 Nadeln 35	2-3	25	_	1	_	_	_		x	x	_	Moder, Grashumus
65																	
71	5	90	5	70	Buche 30 Nadeln 70	3	30	_	_	_	_	_	1	x	_	_	Moder, hoher Mineralanteil
74	5	93	2	95	Buche 40 Nadeln 60	3	5	_	4-5	x	Mycel	_		x	x	_	Moder
79	5	85	10	20	Nadeln	3	80	_	_	_	_	_		x	x	_	Moder
∅	**6**	**74**	**20**	**60**		**3**	**38**	**2**									

Ki(m)E-1/00/II

95	5	35	60	50	Nadeln	3	40	10	1	_	_	_		x	x	_	mullartiger Moder, Gras
89	5	85	10	30	Nadeln	3	65	5	1	_	_	_	3	x	x	_	Moder
98	5	20	75	20	Nadeln	3	70	10	_	_	_	_	4	x	x	_	mullartiger Moder
94	5	95	_	20	Nadeln	3	40	40	2	_	_	_	4	x	x	_	Moder, Grashumus
99	10	90	_	20	Nadeln	3	60	20	1	_	_	_		x	x	_	Moder
84	10	55	35	50	Nadeln	3	45	5	3	_	_	_		x	x	x	Moder
∅	**7**	**63**	**30**	**32**		**3**	**53**	**15**									

Ki(a)E-1/00/II

77	2	97	1	30	Nadeln	3	70	_	1	_	_	_		x	x	_	Moder
75	5	65	30	40	Nadeln	3	20	40	1	_	_	_	3	x	x	_	Moder
81	5	65	30	100	Nadeln	3	70	_	_	_	_	_	2	x	x	_	Moder
83	5	60	35	10	Nadeln	3	40	50	1	_	_	_	3	x	_	_	Moder
76	5	70	25	1	Nadeln	3	80	20	_	_	_	_	3	x	x	_	Moder, Grashumus
86	10	50	40	10	Nadeln	3	10	80	_	_	_	_		x	x	_	Moder, Gras, Steinchen 1
∅	**5**	**68**	**27**	**32**		**3**	**48**	**32**									

KiBu(a)M-2/00/I

Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
1	5	95	_	100	Buche	2-3	_	_	3	2	Mycel, Bleichung	_	2	_	x	x	Moder
2	5	95	_	100	Buche 55 Nadeln 45	2-4	_	_	2	2-3	Mycel	_	1	x	_	_	Moder
3	2	95	3	100	Buche 35 Nadeln 65	2-4	_	_	_	1	Bleichung	_	2	x	x	_	Moder
6	2	98	_		Buche 80 Nadeln 20	3	_	_	1	1	gelbes Mycel	_	2	x	x	_	Moder
7	5	95	_	50	Buche 60 Nadeln 40	3-4	_	_	2	3	Mycel	_	3	x	x	_	Moder
8	5	95	_	100	Buche Nadeln	3	_	_	2	3	Mycel	_	1	x	x	_	Moder bis rohhumusartiger Moder
∅	**4**	**96**	**0,5**	**90**		**3**	**0**	**0**	**2**	**2**			**2**				

KiBu(a)M-1/00/I

11	5	50	45	100	Buche 70 Nadeln 30	2-3	_	_	1	1	_	_	2	x	x	_	Moder
12	2	60	40		Buche 40 Nadeln 60	3	_	_	1	_	_	Käfer	3	x	x	x	Moder, Oh sehr humus-reich, Ah gebleicht
13	5	70	25		Buche 60 Nadeln 40	1-3	_	_	Zapfen	x	Bleichung	_	1	x	_	_	Moder, Zapfen, Ah gebleicht
16	2	97	1	100	Buche 55 Nadeln 45	3	_	_	1	_	_	_	1	x	x	_	Moder
17	5	85	10	100	Buche 30 Nadeln 70	3	_	_	2	2-3	Mycel	_	1	x	x	_	Moder, Zapfen
18	2	95	3	50	Buche 55 Nadeln 45	3	x	_	2	1	Bleichung	_	2	x	x	_	Moder
∅	**4**	**76**	**21**	**88**		**3**	**0**	**0**	**1-2**	**1-3**			**2**				

BuEi(m)M-1/00/I

21	5	2	93	100	Buche	3	_	_	1	x	Bleichung	_	1	x	x	_	L-Mull bis F-Mull, Steinchen 2
22	5	_	95	100	Buche	3	_	_	1	_	_	_	1	x	_	_	L-Mull, Steine 4
23	2	2	95	100	Buche 70 Eiche 30	2-3	_	_	1-2	_	_	_	1	x	x	_	L-Mull, Steine 3-4
26	2	3	95		Buche	3	_	_	2	_	_	Käfer	1	x	_	_	F-Mull bis mullartiger Moder, Steine 2-3
27	5	2	93		Buche	3	_	_	1	_	_	Schnecke	1-2	x	x	_	mullartiger Moder, Steine 3
28	2	_	100		Buche	3	_	_	2	x	Bleichung	_	2	x	x	_	L-Mull, Steine 3
∅	**4**	**2**	**95**			**3**	**0**	**0**	**1-2**				**1**				

Bu(a)M-1/00/I																	
Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
31	5	15	80	100	Buche	2-3	_	_	1-2	1	Bleichung	_	1	_	x	_	F-Mull
32	2	10	88	100	Buche	3	_	_	1	1	Bleichung	_	2	x	x	_	F-Mull bis mullartiger Moder
33	5	25	70	100	Buche	2-3	_	_	_	_	_	_	3	_	x	x	mullartiger Moder
36	5	80	15	100	Buche	2-4	_	_	_	2	Mycel, Bleichung	_	1	_	x	_	mullartiger Moder, Steinchen 3
37	5	10	85	100	Buche	2-3	_	_	1	x	Bleichung	_	2	_	x	x	F-Mull bis mullartiger Moder
38	5	2	93	100	Buche	3	_	_	1	_	_	_	1	x	x	_	F-Mull
∅	**5**	**24**	**72**	**100**		**3**	**0**	**0**	**1**	**1**			**2**				
KiBu(a)M-2/00/II																	
38	2	93	5	100	Buche	2-3	_	_	1-2	_	_	_	3	x	x		
37	5	95	< 1	100	Buche 50 Nadeln 50	2-3	_	_	1	2	Mycel	_	1	x	_	_	Moder, Zapfen
61	5	95	_	100	Buche 60 Nadeln 40	3	_	_	_	3	Mycel	_	3	_	x	x	Moder
41	5	95	_	100	Buche 55 Nadeln 45	3	_	_	2	1	Mycel	_	3	x	x	x	Moder
47	5	93	2	100	Buche 50 Nadeln 50	3	_	_	_	3	gelbes Mycel	_	3-4	x	x	_	Moder
42	5	95	_	100	Buche 25 Nadeln 75	3	_	_	2	3	Mycel	_	2	x	x	_	Moder
∅	**5**	**94**	**1**	**100**		**3**	**0**	**0**	**1**	**2**			**3**				
KiBu(a)M-1/00/II																	
46	5	55	40	100	Buche 60 Nadeln 40	3	_	_	1	3-4	gelbes Mycel	_	2	x	x	_	Moder, Steinchen2
66	2	83	15	100	Buche 50 Eiche 50	2-3	_	_	_	1	Bleichung	_	3	x	x	x	Moder
52	5	95	_	100	Buche Nadeln	3	_	_	2	1	Mycel	_	3	x	x	_	Moder
43	2	98	_	100	Bu 30, Ei 20 Nadeln 50	3	_	_	1	x	Bleichung	_	3	x	x	_	Moder
51	2	88	20	100	Buche 70 Nadeln 30	3	_	_	1	2	Mycel	_	3-4	x	x	_	Moder, Steinchen 1
62	5	90	5	100	Buche 60 Nadeln 40	2-3	_	_	1	1	Bleichung	_	2	x	x	_	Moder
∅	**4**	**85**	**13**	**100**		**3**	**0**	**0**	**1**	**2**			**3**				

Ki(m)M-1/00/II																	
Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
39	10	90	_	40	Nadeln	3	40	20	4	1	Bleichung	_	3	_	x	x	Moder
56	5	93	2	20	Nadeln	3	60	20	3	_	_	_	3	x	x	_	Moder
58	5	95	_	35	Nadeln	3	60	5	2	_	_	_	4	x	x	x	Moder
40	10	88	2	45	Nadeln	3	55	_	5 viel Holz	2	gelbes Mycel	_	4-5	x	x	_	Moder, Gras
53	5	93	2	40	Nadeln	3	30	30	2	_	_	_	3	x	_	x	Moder
35	2	83	15	100	Buche 60 Nadeln 40	3	2	_	3	_	_	_	3	x	x	x	Moder
∅	**6**	**90**	**4**	**47**		**3**	**41**	**13**	**3**	**0,5**			**3**				
BuEi(m)M-1/00/II																	
54	2	_	98	100	Buche	3	_	_	3	_	_	_	2	x	x	_	L-Mull
50	5	_	95	100	Buche 90 Eiche 10	2-3	_	_	1	1	Bleichung	_	1	x			
49	10	1	89	100	Buche	2-3	_	_	1	1	Bleichung	_	1	x	_	_	F-Mull, Steinchen 2
48	5	_	95	100	Buche	3	_	_	_	1	Bleichung	_	1	x	_	_	L-Mull, Steine 2
59	5	_	95	100	Buche	3-4	_	_	1	_	_	_	1	x	x	_	L-Mull, Steine 3
45	10	_	90	100	Buche	3	_	_	1	1	Bleichung	_	2	x	x	_	L-Mull bis F-Mull
∅	**6**	**0,2**	**94**	**100**		**3**	**0**	**0**	**1**	**1**			**1**				
Bu(a)M-1/00/II																	
57	5	_	95	100	Buche	2-3	_	_	1-2	2	Bleichung 40 %	1	2-3	x	x	_	L-Mull
34	10	5	85	100	Buche	2-3	_	_	1-2	x	Bleichung 1 %	_	1	_	x	_	F-Mull bis mullartiger Moder
32	5	5	90	100	Buche	3	_	_	1	4	Bleichung	_	2	x	x	_	F-Mull
33	5	25	70	100	Buche	2-4	_	_	1	_	_	_	2-3	x			
31	5	45	50	100	Buche	2-4	_	_	1	3	_	_	3	x			
36	5	25	70	100	Buche	3	_	_	_	4	Bleichung	_	2	x	x	_	mullartiger Moder
∅	**6**	**18**	**77**	**100**		**3**	**0**	**0**	**1**	**2**			**2**				

KiBu(a)M-2/00/III

Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
42	5	95	_	100	Buche 70 Nadeln 30	3	x	_	1	2	Bleichung Mycel	_	2	x	_	x	Moder
40	2	43	55	100	Buche	2-4	_	_	1	4	gelbes Mycel	_	1	x	x	_	mullartiger Moder bis Moder
41	2	98	_	100	Buche 80 Nadeln 20	3	_	_	3	3	Mycel	_	3	x	x	x	Moder
44	5	95	_	100	Buche 80 Eiche 20	3-4	_	_	2	3	Mycel	_	2	x	_	_	Moder
43	2	98	_	100	Buche 80 Nadeln 20	3-4	_	_	2	3	Mycel	_	2-3	x	_	_	Moder
45	5	95	_	100	Buche 10 Nadeln 90	4	_	_	1	4	gelbes Mycel	_	1	x	x	_	Moder
∅	**4**	**87**	**9**	**100**		**3**	**0**	**0**	**2**	**3**			**2**				

KiBu(a)M-1/00/III

46	2	97	1	100	Bu 40, Ei 40 Nadeln 20	2-4	_	_	1	4-5	_	_	2-3	x	x	x	
47	5	80	15	100	Bu 50, Ei 20 Nadeln 30	2-3	_	_	1	3-4	gelbes Mycel	_	2-3	_	x	x	Moder, flachgründig
48	5	90	5	100	Buche 20 Nadeln 80	3-4	5	_	3	_	_	_	1	x	x	_	Moder
50	5	5	90	100	Buche	2-3	_	_	1	2	Bleichung 50 %	Schnecke Käfer	1	x	_	_	F-Mull bis mullartiger Moder, Steinchen 3
51	5	75	20	100	Buche 80 Nadeln 20	3	_	_	1	_	_	_	1	_	x	_	F-Mull bis mullartiger Moder, Ah gebleicht
49	5	75	20	100	Buche Nadeln	3	_	_	1		_	_	2	x	x	_	Moder
∅	**5**	**70**	**25**	**100**		**3**	**1**	**0**	**1**	**2**			**2**				

BuEi(m)M-1/00/III

52	5	10	85	100	Buche	3	_	_	_	_	_	_	2	x	x	_	F-Mull, Steinchen 3
53	5	_	95	100	Buche	3	_	_	1	1	gelbes Mycel	_	3	x	x	_	L-Mull o. F-Mull, Steinchen 3
51	5	95	_	100	Buche 80 Nadeln 20	3	_	_	1	3	Mycel	_	3	x	_	x	Moder
55	1	9	90	100	Buche	2-4	_	_	1	_	_	_	1	x	x	_	F-Mull bis mullartiger Moder, Steinchen 2
56	2	_	98	70	Buche 80 Eiche 20	2-3	_	_	1	_	_	_	1	x	_	_	F-Mull bis mullartiger Moder, Steinchen 3-4
57	5	_	95	80	Buche	3	_	_	1	x	Bleichung	_	3	x	x	x	L-Mull o. F-Mull, Steinchen 4
∅	**4**	**19**	**77**	**92**		**3**	**0**	**0**	**1**	**1**			**2**				

Bu(a)M-1/00/III

Pr.nr.	Anteile			Streu			Moos	Gras	Stöckchen	Verpilzung		Tierspuren	Durchwurzelung				
	Streu [%]	Humusform [%]	Mineralboden [%]	Menge [%]	Art	Zerk. 0-5	[%]	[%]	Menge 0-5	Menge 0-5	Beschreibung	Menge 0-5	Menge 0-5	f	m	g	
34	10	25	65	100	Buche	3	_	_	1	1	Bleichung	Käfer	3	x	x	x	Moder, flachgründig
36	10	15	75	100	Buche	3	_	_	1	2	Mycel	Käfer	2	x	x	_	mullartiger Moder
35	5	10	85	100	Buche	3	_	_	_	2	Bleichung	_	2	x	x	x	F-Mull bis mullartiger Moder, Steinchen 1
39	5	30	65	100	Buche	2-3	_	_	1	x	Bleichung	_	2	x	x	_	mullartiger Moder
38	5	25	70	100	Buche	3	_	_	_	1	Bleichung	_	2	x	x	_	mullartiger Moder
37	5	10	85	100	Buche	3	_	_	1	x	Bleichung	_	2	x	x	_	F-Mull, Steinchen 2
∅	**7**	**19**	**74**	**100**		**3**	**0**	**0**	**1**				**2**				

Vegetation

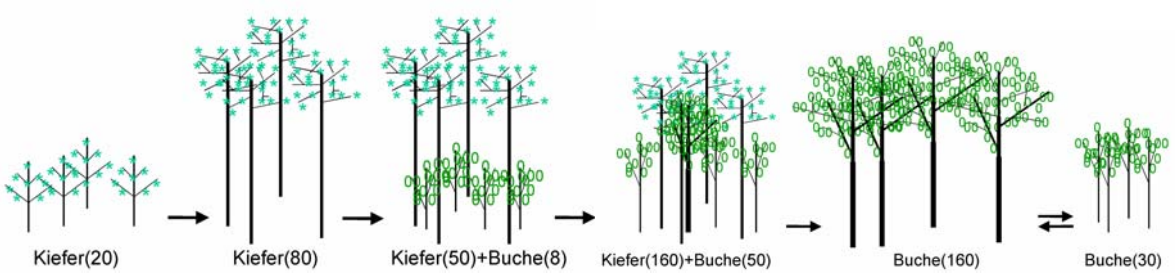
Zusammenstellung: Dipl.LÖNS. A. Wegener

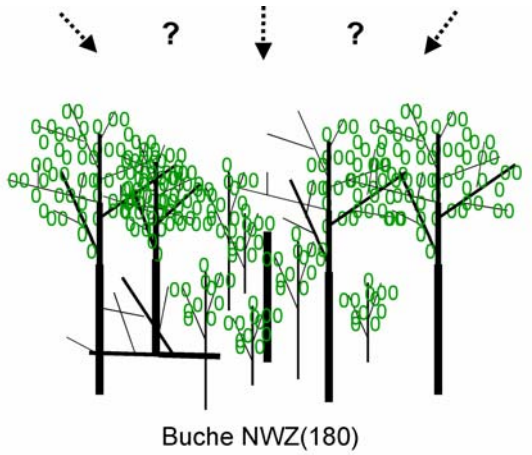
Eberswalde

Bestandesstruktur	Kiefernbestand			Kiefern-Buchen-Mischbestand		Buchenbestand
Schichtung	einschichtig			zweischichtig		einschichtig
Ökosystemtyp		Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst		Sauerklee-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halbforst		Flattergras-Buchenwald
Artenzahl		17		15		4
Fläche	Ki(a)E-1	Ki(m)E-2	Ki(m)E-1	KiBu(m)E-2	KiBu(m)E-1	Bu(m)E-1
Baumart (Alter [J.])	Ki (160)	Ki (84)	Ki (65-80)	Ki (76) / Bu (33)	Ki (65) / Bu (15)	Bu (101)

Müritz Nationalpark

Bestandesstruktur	Kiefernbestand		Kiefern-Buchen-Mischbestand				Buchenbestand
Schichtung	einschichtig		zweischichtig				zweischichtig
dominante Arten in der Strauch- / Krautschicht		*Vaccinium myrtillus* , *Pleurozium schreberi* , *Scleropodium purum*			*Vaccinium myrtillus* , *Pleurozium schreberi*		*Anemone nemorosa*
Fläche	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	Bu(a)M-1
Baumart (Alter [J.])	Ki (19)	Ki (80)	Ki (51) / Bu (8)	Ki (80) / Bu (40)	Ki (140) / Bu (50)	Ki (180) / Bu (50)	Bu (180)





Hypothetische Abfolge der untersuchten Probeflächen (siehe Teil Alt- und Totholz)

„Stratum Boden“

Zersetzeraktivität: Köderstreifen-Test

Dr. D. Russell

Betrachtet man die möglichen Auswirkungen eines Waldumbaus auf die Bodenfauna, so hat neben Auswirkungen auf ihre Biodiversität auch die auf ihre biologische Aktivität, d.h. ihre Funktionalität, eine zentrale Bedeutung. Ein wichtiger Aspekt dieser Aktivität besteht in ihrer Rolle beim Streuabbau (= Dekomposition). Wegen dieser Abbauaktivität spielen saprophage Bodentiere v.a. in Hinsicht auf die Nährstoffzyklen und die Bereitstellung pflanzenverfügbarer Nährstoffe letztlich eine wichtige Rolle bei der Nettoprimärproduktion im Wald.

Ein standardisiertes, integratives Testverfahren für die von der Bodenmesofauna beeinflusste biologische Aktivität im Boden bietet der Bait-Lamina- (= Köderstreifen-) Test (VON TÖRNE 1990a, 1990b). Mit diesem Verfahren wird die biologische Aktivität an definierten Ködern, die in Testreihen den edaphischen Prozessen ausgesetzt werden, nach einem spezifischen Zeitraum erfasst. Dadurch wird eine Abschätzung der saprophagen Fraßleistung (Fraßaktivität) v.a. der Mesofauna (in Kombination mit dem mikrobiellen Abbau) ermöglicht, die einen fundierten statistischen Vergleich dieser Aktivität zwischen verschiedenen Untersuchungsflächen erlaubt. Somit bietet der Bait-Lamina-Test eine operativ vergleichsweise einfache Beurteilung dieser Aktivität ohne zeitaufwendige und geräteintensive direkte Untersuchung des Streuabbaus und des Nährelementflusses im Boden (KRATZ 1994, 1998).

Der Test bietet Aussagen über die Gesamtheit der Bodenmesofauna und nicht nur der im Untersuchungsgebiet von uns bearbeiteten Mikroarthropoden. So wird z.B. auch die Aktivität der Nematoda erfasst, die im Teilprojekt „Nordostdeutsches Tiefland“ nicht untersucht werden. Somit können hier Aussagen getroffen werden, die über die Einschränkung auf spezifische taxonomische Gruppen hinausgehen können, die bei der Bearbeitung der Biodiversität notwendigerweise erfolgen muss.

Material und Methoden

Die Ausbringung der Köderstreifen fand parallel mit der Beprobung der Mikroarthropoden statt. Es wurden außerdem die gleichen Probeflächen wie bei den Mikroarthropoden

untersucht. Diese Vorgehensweise gewährleistet einen Vergleich der Ergebnisse der zwei Untersuchungen. Die Ausbringung der Teststreifen fand in den verschiedenen Untersuchungsflächen im Müritz Nationalpark bzw. bei Eberswalde in den drei Untersuchungsjahren (2000, 2001, 2002) jeweils im Frühjahr, Sommer bzw. Herbst statt. Aufgrund des verspäteten Beginns des Teilprojektes im Jahr 2000 und der damit verbundenen Notwendigkeit der Flächenneuordnung, um sich mit anderen Projektpartnern zu koordinieren, bzw. durch Überforstung von Teilen der Untersuchungsflächen im Herbst 2001 (im Standort Eberswalde), konnte der Köderstreifentest nicht in allen Untersuchungsflächen durch den gesamten Untersuchungszeitraum durchgeführt werden. Tab. 1 gibt Auskunft über die Beprobungszeiträume in den einzelnen Untersuchungsflächen.

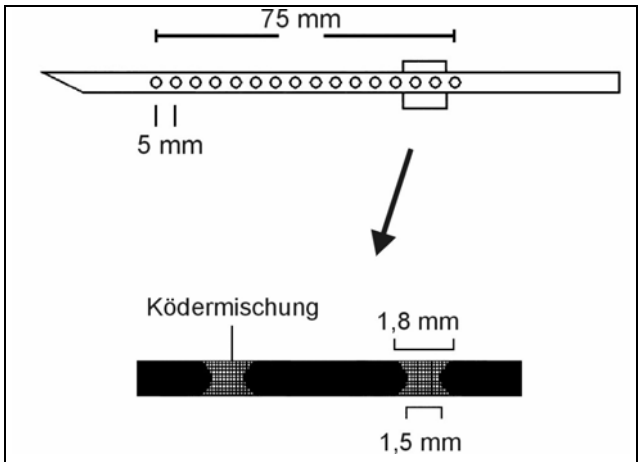


Abb. 1. Schema eines Köderstreifens

Tabelle 1: Übersicht über die Untersuchungsperioden für den Köderstreifentest in den verschiedenen Untersuchungsflächen.

		Sommer 2000	Herbst 2000	Frühjahr 2001	Sommer 2001	Herbst 2001	Frühjahr 2002	Sommer 2002	Herbst 2002
Eberswalde	Ki(m)E-1	X		X	X	X	X	X	X
	Ki(m)E-2	X		X	X	X			
	KiBu(m)E-1	X		X	X	X	X	X	X
	KiBu(m)E-2	X	X	X					
	Bu(m)E-1	X		X	X	X	X	X	X
Müritz Natinalpark	Ki(j)M-1			X	X	X	X	X	X
	Ki(m)M-1	X		X	X	X	X	X	X
	KiBu(m)M-1			X	X	X	X	X	X
	KiBu(m)M-2			X	X	X	X	X	X
	KiBu(a)M-1	X	X	X	X	X	X	X	X
	KiBu(a)M-2	X	X	X	X	X	X	X	X
	Bu(m)M-1	X	X	X	X	X	X	X	X

Die einzelnen Köderstreifen bestehen aus ca. 16 cm langen Stäbchen aus PVC mit einer Breite von 6 mm und einer Dicke von 1 mm (Abb. 1). Hierin werden 16 beiderseits konisch erweiterte Bohrungen (Ø-innen = 1,5 mm, Ø-aussen = 1,8 mm) in Abständen von ca. 5 mm angebracht, in die der Köder eingefüllt wird. Die Teststreifen wurden vertikal in den Boden eingeführt, so dass sie die Untersuchung der Fraßaktivität in einem Bodenbereich von ca. 8cm Tiefe erlaubten.

Die mit zellulosehaltigem Ködersubstrat gefüllten Lamina-Bait-Streifen wurden bei der Firma *terra Protecta GmbH* (Berlin) bezogen. Das Ködersubstrat besteht standardmäßig aus 65% Zellulose, 15% Agar Agar (um die Bindigkeit zu erhöhen), 10% Weizenkleie (<500 µm) und 10% Bentonit (LARINK und KRATZ 1994).

Die Teststreifen wurden in jeder Untersuchungsfläche in vier Gruppen mit jeweils 16 Streifen ausgebracht (Abb. 2). Die Streifen einer Gruppe wurden im Abstand von jeweils 10 cm in einem quadratischen Muster gesetzt. Die verschiedenen Gruppen einer Fläche befanden sich in einigen Metern Abstand voneinander. Die einzelnen Teststreifen wurden so im Boden eingeführt, dass das erste Köderloch 0,5-1 cm unter der Oberfläche (d.h. in der Streuauflage) lag. Somit lag das tiefste Loch in 8,0-8,5 cm Tiefe, und der oberste Bodenbereich von 0,5-8,5 cm wurde dabei in 0,5 cm Schritten beprobt. Die Expositionsdauer der Streifen im Gelände umfasste jeweils zwei Wochen.

Nach Beendigung der Exposition wurden die Streifen aus dem Boden entfernt, ins Labor gebracht, gereinigt, und die einzelnen Köderpositionen auf Fraßspuren untersucht. Zur Auswertung wurde die Fraßaktivität in jedem Streifenloch binär als entweder vorhanden oder nicht unterschieden. "Fraß" wurde visuell durch einen lichtdurchlässigen Durchbruch im Köder festgestellt, wobei zwischen abiotischen Rissen (= kein Fraß) und Lochfraß (= Fraß) unterschieden wird (EISENBEIS 1998).

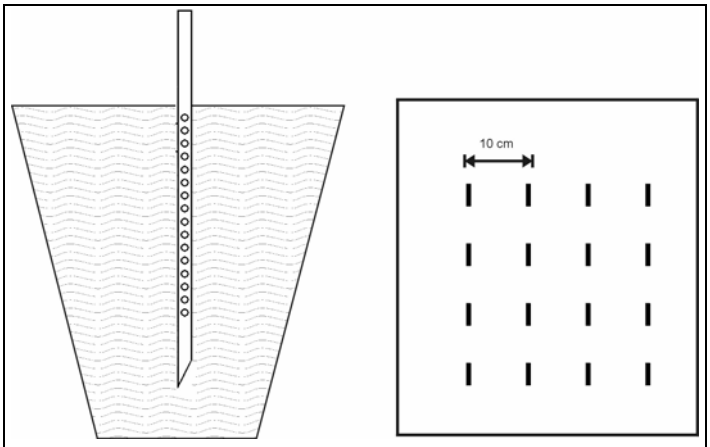


Abb. 2. Schema eines im Gelände eingesetzten Köderstreifens (*links*) und der Einordnung der 16 Streifen einer Gruppe (*rechts*).

Bei jeder Lochposition wurden die Ergebnisse aller 16 Streifen einer Gruppe kumuliert und als Prozent der 16 möglichen Stellen einer Position angegeben. Dadurch entstanden pro Untersuchungsfläche vier Einzelergebnisse, mit denen die Varianz einer Fläche festgestellt und weitere statistische Analysen durchgeführt werden konnten (vgl. Tabelle 2). Sowohl die Vertikalverteilung der Fraßaktivität

Teilserie	**1**		**2**		**3**		**4**			
Position	*n*	%	*n*	%	*n*	%	*n*	%	Mittelwert	Std.Abw.
1	16	100%	15	93,8%	13	81,3%	13	81,3%	89,1%	9,45%
2	14	87,5%	13	81,3%	12	75,0%	13	81,3%	81,3%	5,1%
3	15	93,8%	11	68,8%	11	68,8%	12	75,0%	76,6%	11,8%
4	12	75,0%	11	68,8%	9	56,3%	12	75,0%	68,8%	8,8%
5	11	68,8%	10	62,5%	5	31,3%	12	75,0%	59,4%	19,4%
6	5	31,3%	6	37,5%	4	25,0%	9	56,3%	37,5%	13,5%
7	5	31,3%	7	43,8%	2	12,5%	8	50,0%	34,4%	16,5%
8	3	18,8%	5	31,3%	2	12,5%	5	31,3%	23,4%	9,4%
9	3	18,8%	4	25,0%	4	25,0%	5	31,3%	25,0%	5,1%
10	3	18,8%	3	18,8%	3	18,8%	4	25,0%	20,3%	3,1%
11	1	6,3%	2	12,5%	2	12,5%	4	25,0%	14,1%	7,9%
12	1	6,3%	0	0,0%	2	12,5%	3	18,8%	9,4%	8,1%
13	2	12,5%	0	0,0%	1	6,3%	2	12,5%	7,8%	6,0%
14	0	0,0%	0	0,0%	1	6,3%	4	25,0%	7,8%	11,8%
15	2	12,5%	0	0,0%	0	0,0%	2	12,5%	6,3%	7,2%
16	2	12,5%	0	0,0%	0	0,0%	4	25,0%	9,4%	12,0%
Summe	95	37,1%	87	34,0%	71	27,7%	112	43,8%	35,6%	6,7%
oben (1-8)	81	63,3%	78	60,9%	58	45,3%	84	65,6%	58,8%	9,2%
unten (9-16)	14	10,9%	9	7,0%	13	10,2%	28	21,9%	12,5%	6,5%

Tabelle 2. Beispiel des Auswertungsschemas für den Miniködertest einer Untersuchungsfläche [KiBu(m)M-1] (Müritz Nationalpark vom 11.07.2001). "*n*" bezeichnet jeweils die Anzahl Streifen einer Gruppe (= Teilserie), die in den angegebenen Positionen positive Fraßaktivität aufwies.

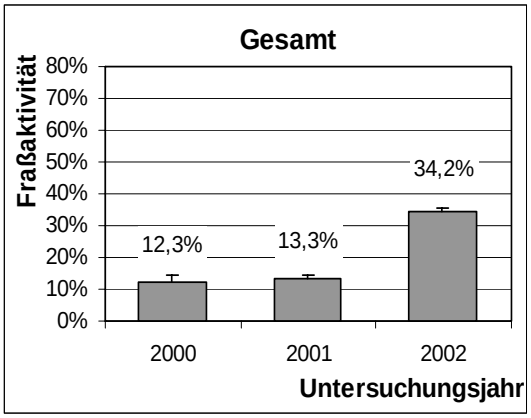
(in % aller Streifen der jeweiligen Position) als auch die Fraßaktivität insgesamt bzw. in den zwei "Horizonten" 0-4 cm und 4-8 cm Tiefe wurden für jede Untersuchungsfläche determiniert.

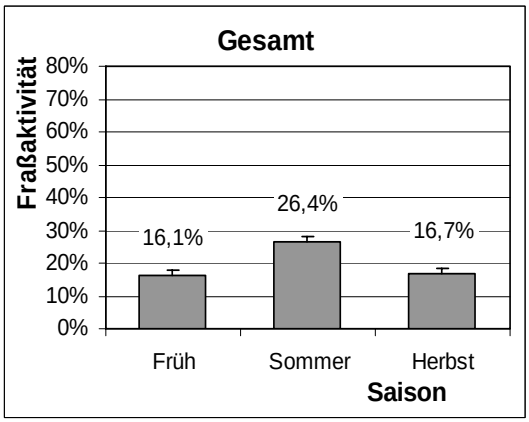
Für den Flächenvergleich wurden die Ergebnisse der verschiedenen Flächen zunächst einer Drei-Weg Varianzanalyse (ANOVA) mit den Faktoren „Fläche“, „Termin“ und “Standort“ (Eberswalde und Müritz Nationalpark) für Gesamtfraßaktivität bzw. für die der oberen und unteren 4 cm (= oberen und unteren acht Positionen) unterzogen. Aufgrund möglicher Standortunterschiede zwischen den Müritzer und Eberswalder Flächen wurde dieser Vergleich auch innerhalb der Großstandorte (Eberswalde bzw. Müritz Nationalpark) durchgeführt. Um Umbaustadien insgesamt miteinander zu vergleichen, wurde eine Drei-Weg ANOVA mit „Standort“, „Bestand“ (= Umbaustadium) und „Expositionstermin“ als Hauptfaktoren sowohl für die gesamten Ergebnisse als auch für die obere bzw. untere Hälfte der Streifen durchgeführt. Dabei wurden für die ANOVA die Kiefer-Reinbestände, Kiefer/Buche-Mischbestände und Buche-Reinbestände beider Standorte jeweils zusammengefasst. Da diese Flächen z.T. unterschiedlichen forstwirtschaftlichen Nährstoffstufen angehörten bzw. von unterschiedlichem Bestandesalter waren, wurde die ANOVA mit nur streng replizierten Bestandtypen aus Eberswalde und Müritz Nationalpark durchgeführt. Dabei wurden nur die Kiefer- und Kiefer/Buche-Mischstände der M-Standorte bzw. mittleren Alters berücksichtigt. Weiterhin wurden der Einfluss der verschiedenen forstwirtschaftlichen Nährstoffstufen (in Eberswalde) bzw. des unterschiedlichen Bestandesalters (im Müritz Nationalpark) durch getrennte Varianzanalysen ermittelt. Signifikanz wurde jeweils ab $P<0,05$ festgesetzt.

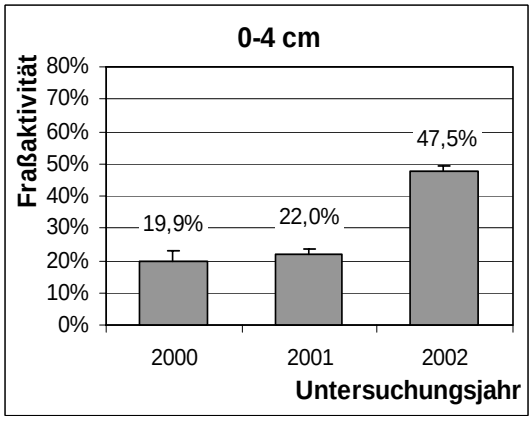
Ergebnisse

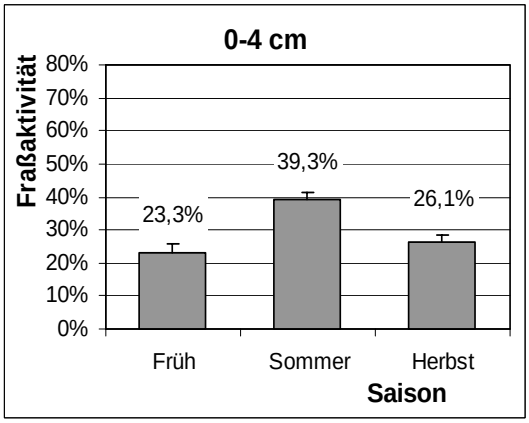
Allgemeines

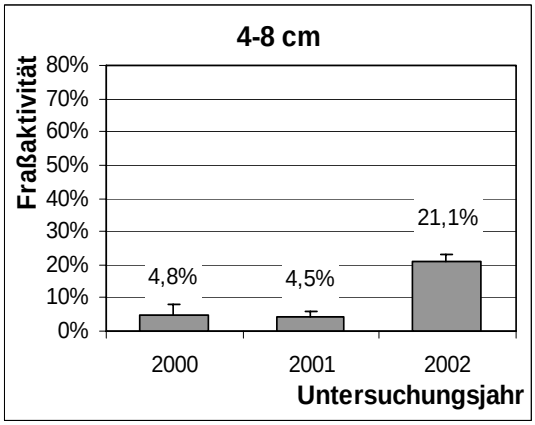
Der Köderstreifen-Test brachte hoch variable Ergebnisse, die von Jahr zu Jahr sowie innerhalb eines Jahres auch auf den einzelnen Untersuchungsflächen z.T. sehr verschieden ausfielen. Die Ergebnisse der verschiedenen Test-Anlagen innerhalb einer Fläche wiesen weiterhin oft unterschiedliche Werte auf, so dass die Standardabweichungen der einzelnen Versuchsperioden z.T. sehr hoch waren. Die Fraßaktivitäten waren auf allen Flächen in den oberen Zentimetern der Böden am stärksten und nahmen mit zunehmender Tiefe ab (s. Anhang). Die Ergebnisse aus den oberen 4 cm und die der Tiefe 4-8 cm waren z.T. unterschiedlich, weshalb sie im Folgenden z.T. getrennt betrachtet werden.











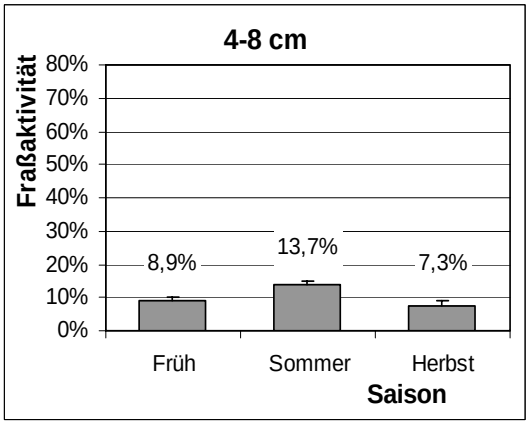


Abb. 3 (links): Durch den Köderstreifentest festgestellte Fraßaktivitäten der verschiedenen Untersuchungsjahre. Zusammengefasste, durchschnittliche Werte aller Flächen und Termine.
Abb. 4 (rechts): Durch den Köderstreifentest festgestellte Fraßaktivitäten der verschiedenen Jahreszeiten. Zusammengefasste, durchschnittliche Werte aller Flächen und Untersuchungsjahre.

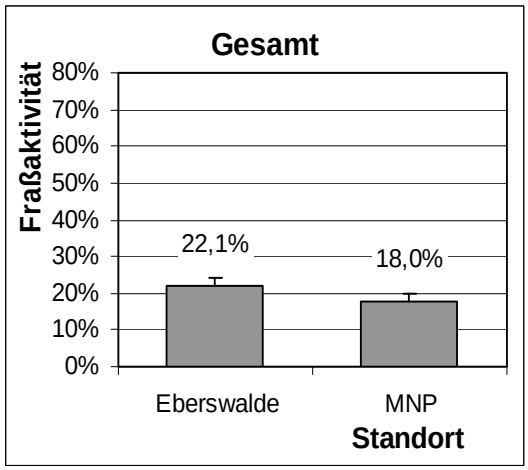
Während sich die Aktivitäten in den Jahren 2000 und 2001 stark ähnelten, waren die des Jahres 2002 stark und signifikant erhöht ($F(2,320) = 71{,}925$; $P < 0{,}001$; Abb. 3). Dies betraf sowohl die oberen 4 cm als auch die darunter liegenden 4 cm (Abb. 3). Im allgemeinen waren die Fraßaktivitäten auf fast allen Flächen im Sommer signifikant höher als im Frühjahr oder Herbst. Die Aktivitäteten im Frühjahr und Herbst waren sich relativ ähnlich ($F(2,320) = 12{,}884$; $P < 0{,}001$; Abb. 4). Dies war am deutlichsten in den obersten 4 cm ($F(2,320) = 16{,}211$; $P < 0{,}001$; Abb. 4), wobei die Herbstwerte nur leicht höher als die

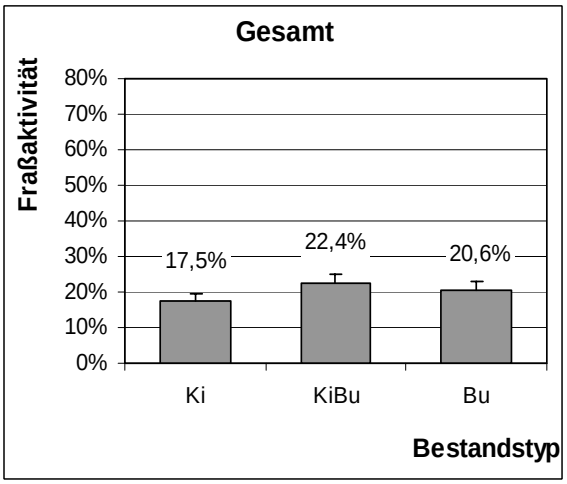
Frühjahrswerte waren. In der Tiefe (4-8 cm) waren die Unterschiede zwar schwächer ausgeprägt, aber immer noch signifikant ($F(2,320) = 6,354$; $P = 0,002$; Abb. 4); im Gegensatz zu den oberen Bodenschichten waren die Frühjahrsaktivitäten gegenüber den Herbstergebnissen leicht erhöht (nicht signifikant). Eine besondere Ausnahme dieser Phänologie zeigte die Ki(m)E-2 Fläche in Eberswalde, auf der im Mai 2002 z.T. die höchsten Aktivitäten festgestellt wurden (s. Anhang). Auch im Müritz Nationalpark waren auf der KiBu(m)M-I-Fläche die Fraßaktivitäten im Mai 2002 relativ hoch (s. Anhang). Im Allgemeinen zeigten die Ergebnisse auf den Flächen in Eberswalde eine Tendenz zu höheren Fraßaktivitäten als im Müritz Nationalpark ($F(1,161) = 2,452$; $P = 0,119$; Abb. 5). Diese höheren Aktivitäten waren nur in den obersten 4 cm signifikant ($F(1,161) = 4,781$; $P = 0,030$; Abb. 5).

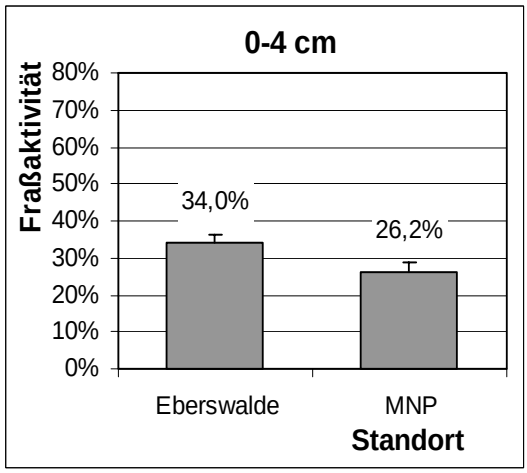
Bestand

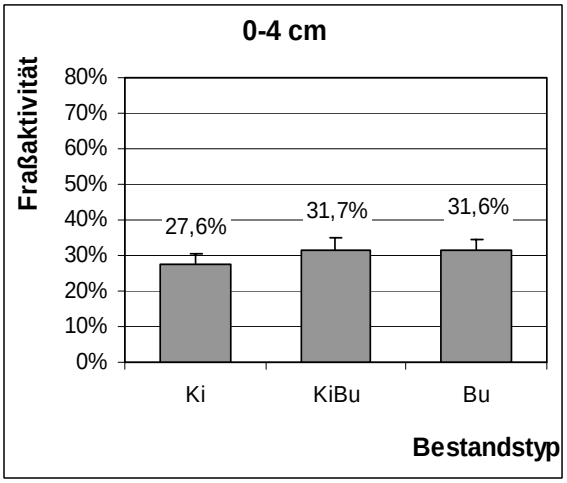
Beim Vergleich der Misch- gegenüber den Reinbeständen können nur ähnliche Flächen von den Eberswalder und Müritz-Nationalpark Standorten verglichen werden. Im vorliegenden Fall betraf dies die Bestände mittleren Alters bzw. mittlerer Nährstoffstufen. Im allgemeinen zeigte sich hierbei eine Tendenz zu erhöhten Fraßaktivitäten in den Kiefer/Buche-Mischbeständen gegenüber den reinen Kiefer- oder Buche-Beständen (Abb. 6). Diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant ($F(2,160) = 1,181$; $P = 0,310$; Abb. 6), und zwar weder in den oberen 4 cm noch in der Tiefe (4-8 cm) (Abb. 6). Wenn man allerdings die erhöhten Werten vom Mai 2002 nicht berücksichtigt, wurden die Unterschiede signifikanter. Zwar änderte sich wenig in den Durchschnittswerten (vergleichbar mit den Werten in Abb. 6), aber aufgrund der reduzierten Variabilität der Daten nahm der Signifikanzgrad zu. Bei einer statistischen Analyse der Gesamt-Fraßaktivitäten waren somit die erhöhten Aktivitäten in den Mischbeständen fast signifikant ($F(2,136) = 2,815$; $P = 0,063$; Kiefer-Buchebestände > Kieferbestände: $P = 0,025$), wobei v.a. die Unterschiede im unteren Horizont am deutlichsten ausfielen ($F(2,136) = 3,951$; $P = 0,021$; Kiefer-Buchebestände > Kieferbestände: $P = 0,006$).

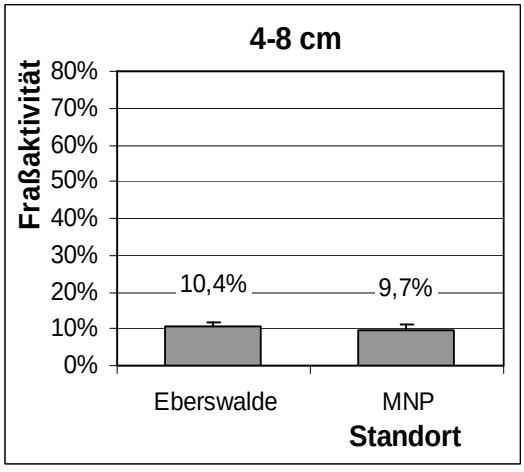
Die Unterschiede beim Bestandsvergleich waren in den verschiedenen Jahren und Standorten ungleich ausgeprägt. Hierbei können insbesondere die Jahre 2001 und 2002 miteinander verglichen werden, da nur in diesen Jahren die gleiche Flächenaufstellung untersucht wurde. Die erhöhten Fraßaktivitäten in den Kiefer/Buche-Mischbeständen waren am deutlichsten im Jahr 2001, trotz der allgemein niedrigeren Aktivitäten gegenüber den Ergebnissen des Jahres 2002 (Abb. 7). Im Jahr 2001 war die Tendenz der erhöhten Fraßaktivitäten deutlicher ($F(2,80) = 2,858$; $P = 0,064$; Abb. 7 Oben), während sie im folgenden Jahr geringfügiger ausfielen und statistisch nicht signifikant waren ($F(2,80) = 0,266$; $P = 0,767$; Abb. 7 Oben).











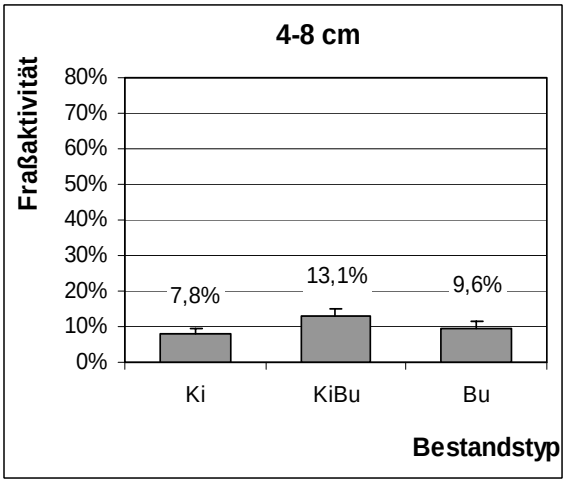


Abb. 5 (links): Vergleich der durch den Köderstreifentest festgestellten Fraßaktivitäten der zwei untersuchten Standorte. Dargestellt sind nur die in den zwei Standorten replizierten Flächen - im Sinne von Bestand, Altersstufe (m) und Nährstoffstufe (M). Zusammengefasste, durchschnittliche Werte der Flächen aus allen Terminen der Untersuchungsjahre 2001 und 2002.

Abb. 6 (rechts): Vergleich der festgestellten Fraßaktivitäten der verschiedenen Bestandstypen. Dargestellt sind nur die in den zwei Standorten replizierten Flächen - im Sinne von Bestand, Altersstufe (m) und Nährstoffstufe (M). Zusammengefasste, durchschnittliche Werte der Flächen aus allen Terminen der Untersuchungsjahre 2001 und 2002.

In den oberen Horizonten (0-4 cm) waren im Jahr 2002 die durchschnittlichen Fraßaktivitäten in den Mischbeständen sogar geringfügig niedriger als in den Reinbeständen (Abb. 7 Mitte), obwohl sich die Werte aller Bestandstypen sehr ähnelten. Die Unterschiede waren stärker in den unteren Horizonten (4-8 cm). Im Jahr 2001 zeigten die Buchenbestände in dieser Tiefe die höchsten Aktivitäten ($F(2,80) = 5,074$; $P = 0,009$; Abb. 7 Unten), während im Jahr 2002 die Mischbestände wieder die höchsten Aktivitäten aufwiesen ($F(2,80) = 2,510$; $P = 0,089$; Abb. 7 Unten).

Die Ergebnisse im Standort Eberswalde waren variabler als im Müritz Nationalpark. In Eberswalde zeigte der Vergleich der Durchschnittswerte der Bestandstypen keine signifikanten Unterschiede ($F(2,66) = 0,689$; $P = 0,501$; Abb. 8), da die zwei Untersuchungsjahre entgegengesetzte Resultate erbrachten. Im Jahr 2001 zeigte der Mischbestand signifikant höhere Fraßaktivitäten ($F(2,33) = 4,374$; $P = 0,021$; Abb. 8), und zwar in beiden Horizonten (0-4 cm und 4-8 cm). Im Jahr darauf waren die Fraßaktivitäten in den Mischbeständen allerdings niedriger als in den Reinbeständen (Abb. 8); diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant ($F(2,33) = 1,954$; $P = 0,158$). Demgegenüber waren im Müritz Nationalpark die durchschnittlichen Fraßaktivitäten fast immer in den Mischbeständen höher ($F(2,76) = 2,494$; $P = 0,089$; Abb. 9). Im Jahr 2001 waren bei einer Gesamtbetrachtung der beiden Horizonte die Fraßaktivitäten im Buchen-Reinbestand etwas höher als im Mischbestand, während die Kiefern-Reinbestände immer die niedrigsten Werte zeigte. In den oberen Horizonten (0-4 cm) waren die Aktivitäten im Mischbestand am höchsten, im darunter liegenden Horizont (4-8 cm) jedoch im Buchen-Reinbestand. Diese Unterschiede waren aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Beständen nicht signifikant (insgesamt: $F(2,33) = 0,241$; $P = 0,787$; Abb. 9). Im folgenden Jahr (2002) waren die Unterschiede im Mischbestand jedoch signifikant höher ($F(2,32) = 3,318$; $P = 0,049$; Abb. 9), und zwar in beiden Horizonten.

Die unterschiedlichen Fraßaktivitäten im Jahresverlauf verdienen auch eine differenzierte Betrachtung der zwei Hauptuntersuchungsjahre. Die deutlichen Schwankungen zeigten sich im Frühjahr. Im Jahr 2001 stiegen die durchschnittlichen Fraßaktivitäten in der Reihe Kiefern-Rein-, Misch- bis Buchen-Reinbestände (Abb. 9). Lediglich im unteren Horizont (4-8 cm) zeigten die Kiefer/Buche-Mischbestände im Durchschnitt leicht höhere Werte. Diese Ergebnisse waren jedoch nicht signifikant (insgesamt: $F(2,XXX) = 0,970$; $P = 0,396$). Im darauffolgenden Jahr (2002) zeigten die Kieferbestände aufgrund der stark erhöhten Werte einzelner Flächen (z.B. Ki(m)E-2) höhere durchschnittliche Aktivitäten als die Misch- oder Buchereinbestände, die wiederum ähnliche Aktivitäten aufwiesen (Abb. 9).

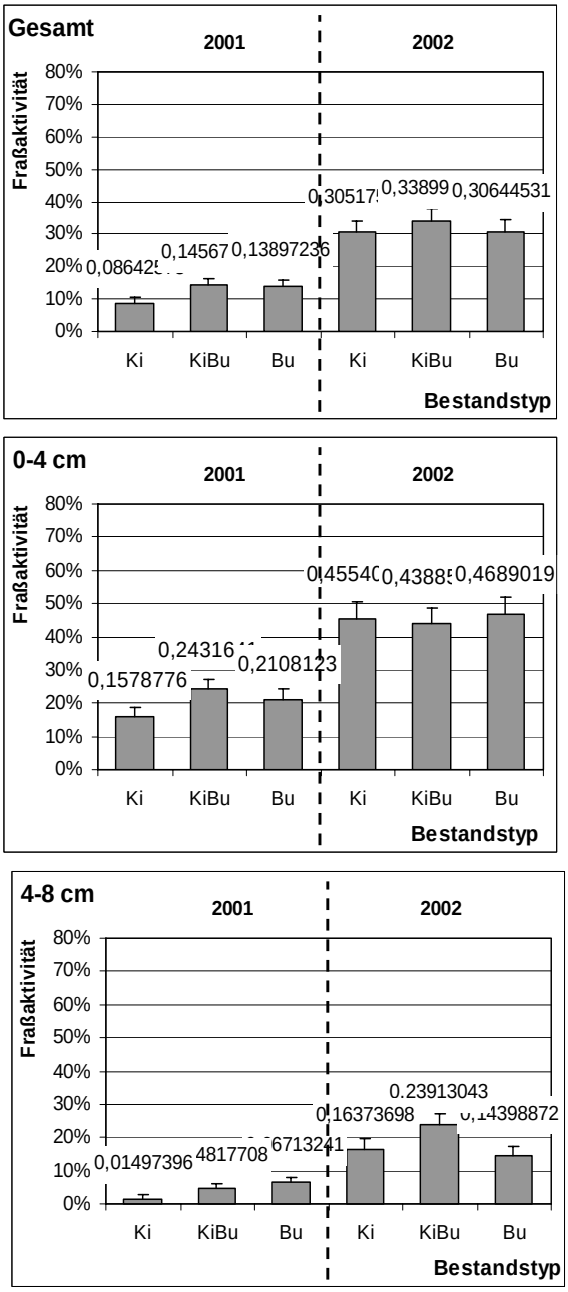


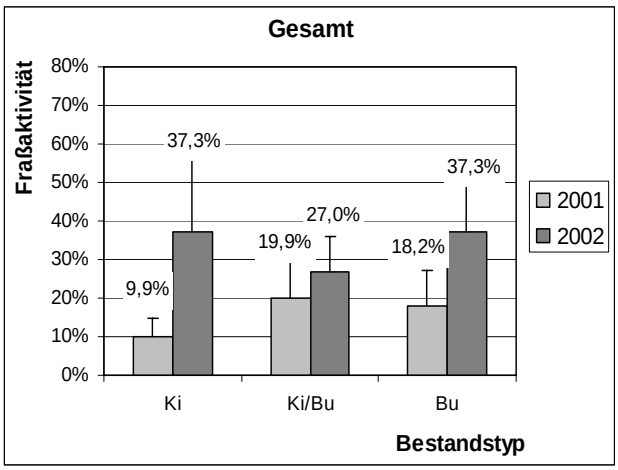
Abb. 7 (links): Vergleich der festgestellten Fraßaktivitäten der verschiedenen Bestandstypen aufgeteilt in die zwei Untersuchungsjahre 2001 und 2002. Sonst wie Abb. 6.

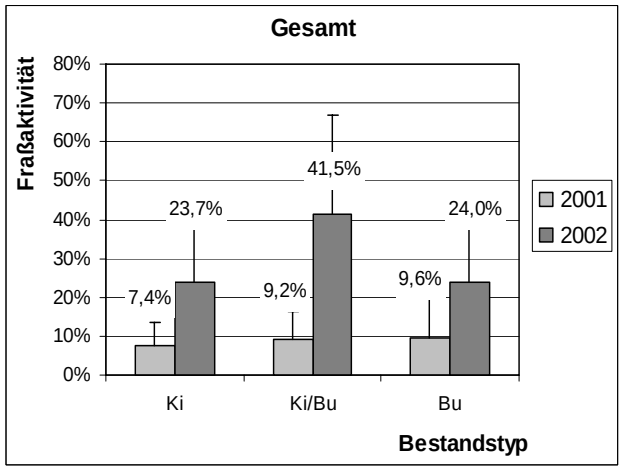
Diese Unterschiede wurden in beiden Horizonten festgestellt und waren statistisch ebenfalls nicht signifikant (gesamt: $F(2,XXX) = 1{,}820$; $P = 0{,}187$). Im Sommer waren im Jahr 2001 ebenfalls steigende Aktivitäten in der Reihe Kiefern-Rein-, Misch-, Buchen-Reinbestände zu konstatieren (Abb. 11). Diese Unterschiede waren in der Gesamtbetrachtung sowie in den unteren Horizonten (4-8 cm) statistisch fast signifikant (insgesamt: $F(2,XXX) = 2{,}658$; $P = 0{,}094$; 4-8 cm: $F(2,XXX) = 6{,}057$; $P = 0{,}080$). Im Jahr 2002 wiesen die Kiefern-Buchen-Mischbestände immer höhere Werte auf (Abb. XXX8), die jedoch statistisch nicht signifikant

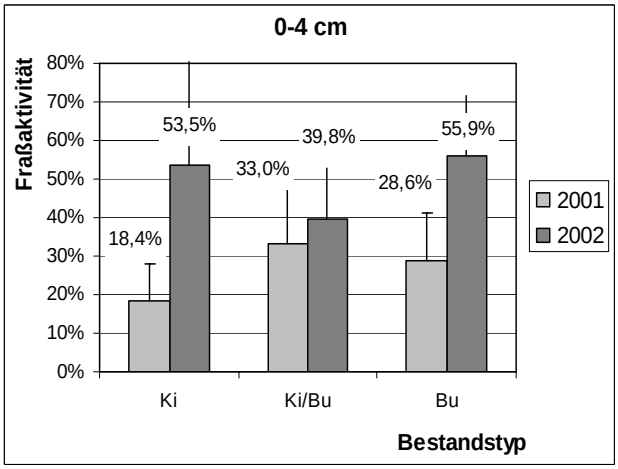
ausfielen (insgesamt: $F(2,XXX) = 1,255$; $P = 0,306$). Im Herbst wiederum fielen die Unterschiede zwischen den durchschnittlichen Fraßaktivitäten der verschiedenen Bestandstypen statistisch immer signifikant aus. Im Jahr 2001 waren die Aktivitäten immer in den Mischbeständen am höchsten (insgesamt: $F(2,XXX) = 4,381$; $P = 0,026$; Abb. 12). Im Jahr 2002 wiederum waren sich die durchschnittlichen Aktivitäten in den Misch- und Buchen-Reinbeständen bei einer Gesamtbetrachtung relativ ähnlich und signifikant höher als in den Kiefer-Reinbeständen ($F(2,XXX) = 5,364$; $P = 0,014$; Abb. 12 Oben). In den oberen Horizonten (0-4 cm) wiesen die Buchen-Reinbestände die höchsten Aktivitäten auf ($F(2,XXX) = 5,707$; $P = 0,011$; Abb. 12 Mitte), während in den darunter liegenden Horizonten die Mischbestände die höchsten Werte zeigten ($F(2,XXX) = 4,435$; $P = 0,025$; Abb. 12 Unten).

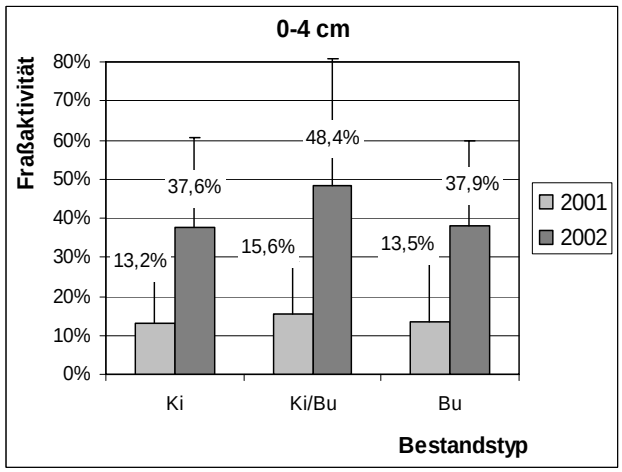
Nährstoffstufe des Bodens

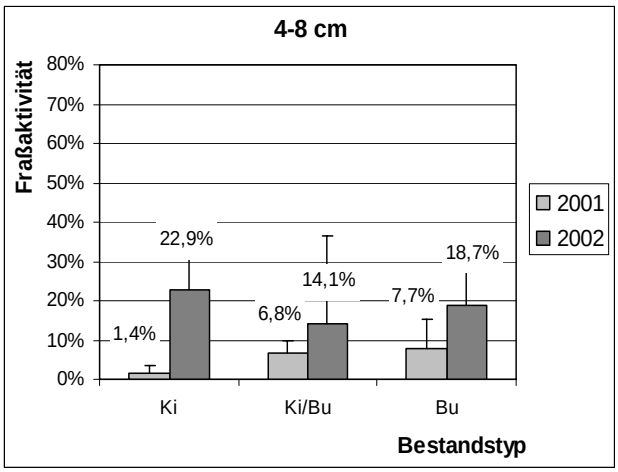
Zum Vergleich der verschiedenen forstwirtschaftlichen Nährstoffstufen (M, K) wurden nur Untersuchungsflächen im Standort Eberswalde im Herbst 2000 bzw. im Jahr 2001 untersucht. Dabei zeigten sich widersprüchliche Ergebnisse, je nach Bestandstyp (nur Kiefern-Reinbestände und Kiefern/Buchen-Mischbestände wurden getestet), so dass ein durchgehender Einfluss der Nährstoffstufe auf die Fraßaktivität nicht konstatiert werden kann. Bei den Kiefern-Reinbeständen wurden v.a. im Jahr 2001 steigende Fraßaktivitäten in den K-Flächen nachgewiesen (Abb. 13). Diese waren bei einer Gesamtbetrachtung statistisch fast signifikant ($F(1,30) = 3,800$; $P = 0,061$) und waren lediglich in den Tiefen 4-8 cm signifikant höher ($F(1,30) = 3,287$; $P = 0,008$). Demgegenüber wurde in den Mischbeständen abnehmende Aktivitäten in den K-Standorten bei beiden Horizonten festgestellt; die Unterschiede waren jedoch statistisch nicht signifikant (insgesamt: $F(1,26) = 0,546$; $P = 0,459$; Abb. 13). Bei einer Betrachtung beider Bestandstypen war aufgrund dieser widersprüchlichen Ergebnisse insgesamt kein signifikanter Effekt der Nährstoffstufe nachzuweisen ($F(1,58) = 0,161$; $P = 0,689$).











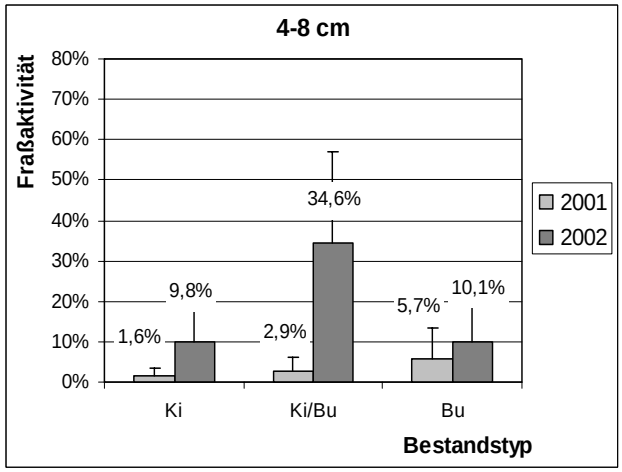


Abb. 8 (links): Vergleich der festgestellten Fraßaktivitäten in den drei Bestandstypen der untersuchten Chronosequenz in Eberswalde, aufgeteilt in die zwei Untersuchungsjahre 2001 und 2002. Dargestellt sind nur die mit Müritz Nationalpark replizierten Flächen. Zusammengefasste, durchschnittliche Werte aller Termine des jeweiligen Jahres.

Abb. 9 (rechts): Vergleich der festgestellten Fraßaktivitäten in den drei Bestandstypen der untersuchten Chronosequenz im Müritz Nationalpark, aufgeteilt in die zwei Untersuchungsjahre 2001 und 2002. Dargestellt sind nur die mit Eberswalde replizierten Flächen. Zusammengefasste, durchschnittliche Werte aller Termine des jeweiligen Jahres.

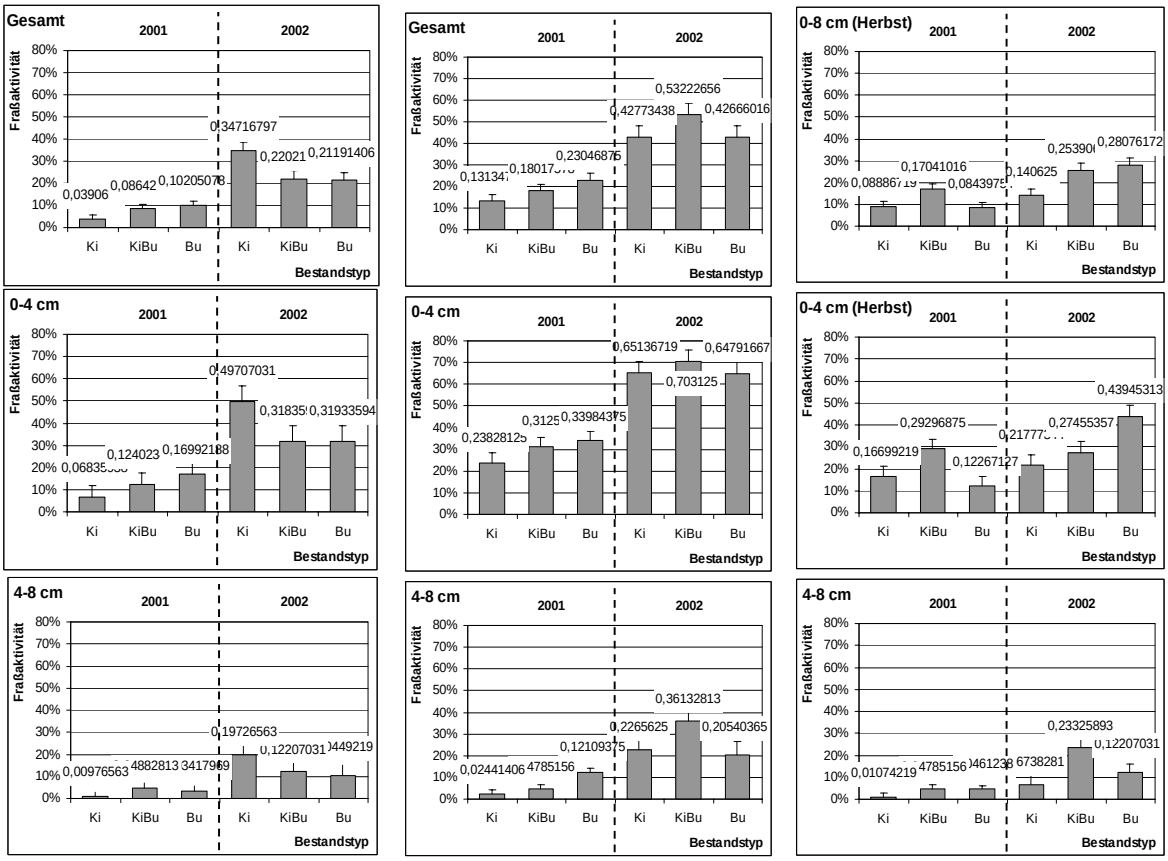


Abb. 10 (links): Durchschnittliche Fraßaktivitäten an den Köderstreifen im Frühjahr 2001 bzw. 2002. Dargestellt sind die zusammengefassten Werte der in den zwei Standorten replizierten Bestandstypen (jeweils mittlere Altersstufe und mittlere bodenkundliche Nährstoffstufe).
Abb. 11 (mitte): Durchschnittliche Fraßaktivitäten an den Köderstreifen im Sommer 2001 bzw. 2002. Dargestellt sind die zusammengefassten Werte der in den zwei Standorten replizierten Bestandstypen (jeweils mittlere Altersstufe und mittlere bodenkundliche Nährstoffstufe).
Abb. 12 (rechts): Durchschnittliche Fraßaktivitäten an den Köderstreifen im Herbst 2001 bzw. 2002. Dargestellt sind die zusammengefassten Werte der in den zwei Standorten replizierten Bestandstypen (jeweils mittlere Altersstufe und mittlere bodenkundliche Nährstoffstufe).

Alter

Untersuchungen zum Einfluss des Bestandesalters auf die Fraßaktivität wurden im Müritz Nationalpark durchgeführt, wo in den Jahren 2001 und 2002 zwischen jungen und mittleren Kieferbeständen sowie zwischen mittleren und alten Kiefer/Buche-Mischbeständen unterschieden wurde. In beiden Fällen wurden höhere Fraßaktivitäten in den jeweils jüngeren Beständen festgestellt. Während sich in den Kieferbeständen im Jahr 2001 die Aktivitäten in beiden Altersstufen ähnelten, waren sie im Jahr 2002 in den jungen Beständen deutlich höher. Insgesamt waren die Unterschiede fast signifikant ($F(1,44) = 3{,}393$; $P = 0{,}072$; Abb. 14) bzw. erreichten statistische Signifikanz v.a. in dem unteren Horizont ($F(1,44) = 5{,}312$; $P = 0{,}026$). In den Mischbeständen waren die Aktivitäten der Bestände mittleren Alters in beiden Jahren durchweg höher als die der älteren Bestände ($F(1,92) = 7{,}991$; $P = 0{,}006$; Abb. 15). Die

Unterschiede waren zwar größer im Jahr 2002, erreichten jedoch in beiden Horizonten immer statistische Signifikanz.

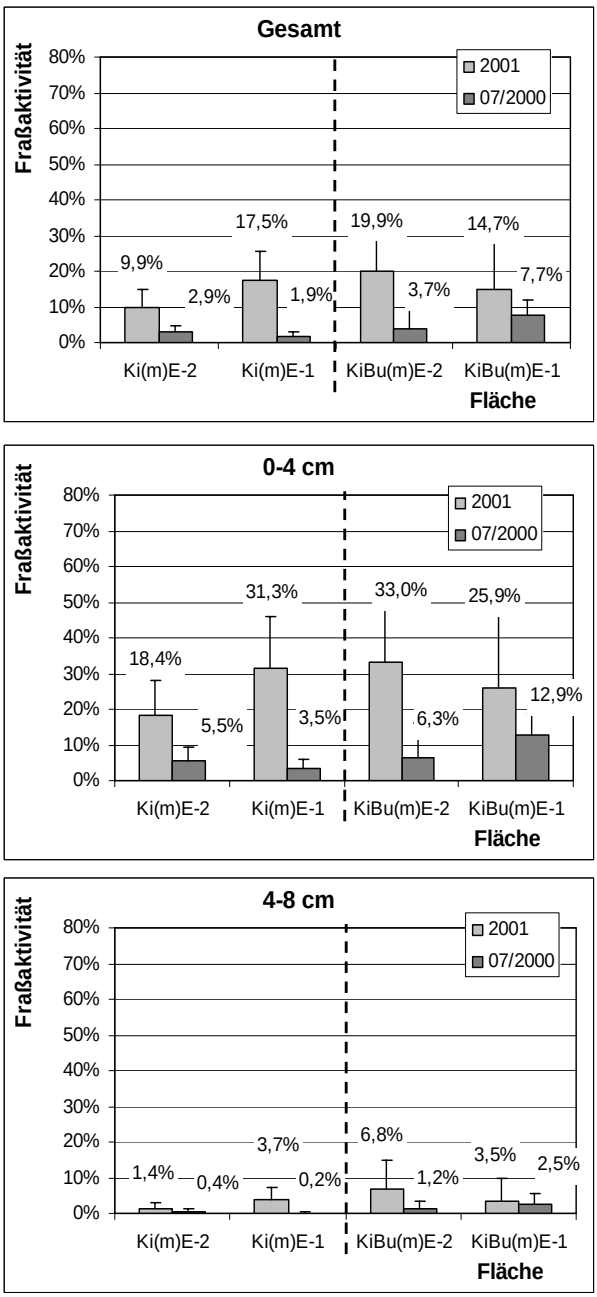


Abb. 13: Durchschnittliche Fraßaktivitäten in Kiefern-Rein- bzw. Kiefern/Buchen-Mischbeständen auf Böden verschiedener forstwirtschaftlicher Nährstoffstufen in Eberswalde. „*1*“ = K-Standorte; „*2*“ = M-Standorte. Die Werte von 2001 sind aus drei Terminen zusammengefasst.

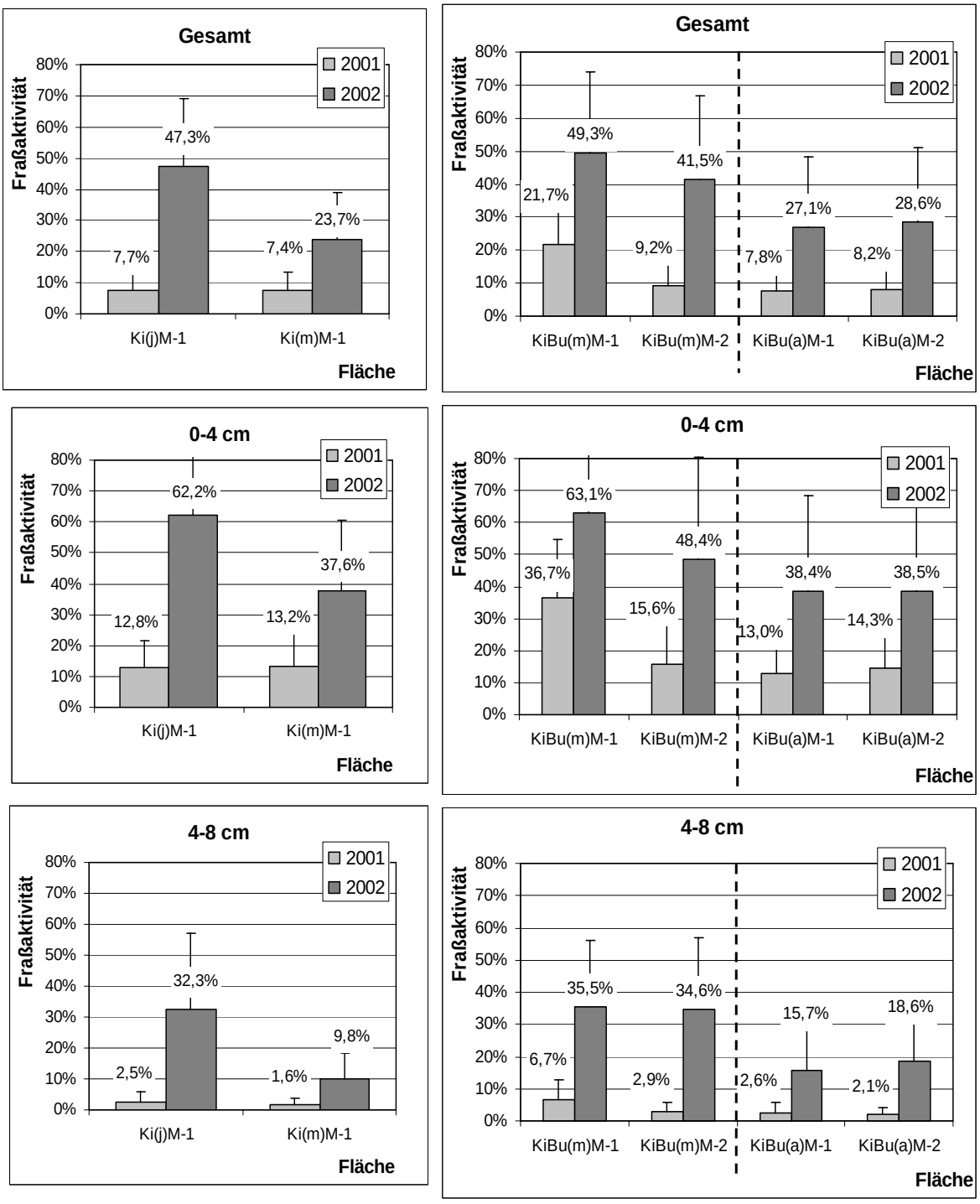


Abb. 14 (links): Durchschnittliche Fraßaktivitäten in Kiefern-Reinbeständen verschiedener Altersstufen im Müritz Nationalpark. Dargestellt sind die zusammengefassten Werte dreier Termine 2001 bzw. 2002.

Abb. 15 (rechts): Durchschnittliche Fraßaktivitäten in Kiefer/Buche-Mischbeständen verschiedener Altersstufen im Müritz Nationalpark. Dargestellt sind die zusammengefassten Werte dreier Termine 2001 bzw. 2002.

Diskussion

Bodentiere besitzen eine wichtige funktionelle Bedeutung für den Abbau von organischem Material im Boden (= Dekomposition) und somit für die Bereitstellung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen am Standort und die Nährstoffzyklen im allgemeinen. Veränderungen im Teilökosystem Boden können deshalb nicht nur Auswirkungen auf die Individuendichte und Artenzusammensetzung der Bodentiergemeinschaften (d.h. auf ihre Biodiversität) sondern auch Veränderungen der Leistungsfähigkeit dieser Zönosen (d.h. auf ihre Funktionalität) zur Folge haben. Es gibt mehrere Methoden, um die Zersetzerleistung der Bodenorganismen zu messen. Viele hiervon, z.B. sog. Streubeutel, sind jedoch sehr aufwendig und umständlich (Larink 1993; Eisenbeis 1994). Ein einfacher Schnelltest, um die funktionelle bodenbiologische Aktivität zu messen, ist der Köderstreifentest, der auf der Fraßaktivität an zellulosehaltigen Ködern beruht (von Törne 1990a, 1990b). Der Test erlaubt es, in kürzester Zeit und mit einfachsten Mitteln die zoogene Zersetzeraktivität verschiedener Untersuchungsflächen miteinander zu vergleichen. Er wurde bisher v.a. in ökotoxikologischen Untersuchungen und Studien zur Bodenmelioration in der Land- und Forstwirtschaft angewandt, wobei deutliche Unterschiede in der bodenbiologischen Aktivität verschiedener Behandlungsvarianten aufgezeigt werden konnten (Federschmidt & Römbe 1994; Eisenbeis et al. 1996; Bayer & Schrader 1997; Bode & Blume 1997; Geissen et al. 1997). Somit hat sich der Köderstreifentest als wirkungsvoller Indikationstest für Veränderungen in der bodenbiologischen Funktionalität bewährt. Untersuchungen mit dem Köderstreifentest zu Fragen von Methoden der Forstwirtschaft wurden bis jetzt allerdings kaum durchgeführt.

In verschiedenen Untersuchungen konnten die Organismen ermittelt werden, die die größte Fraßaktivität an den Köderstreifen aufweisen. V.a. Collembola, Milben, Enchytraeiden, Fliegenlarven und vermutlich Nematoden zeigen die größte Fraßaktivität an den Köderstreifen (Köhler 1993, Larink 1993, Helling et al. 1997, 1998). Aufgrund der kurzen Expositionszeit spielen Mikroorganismen kaum eine Rolle bei den ermittelten Aktivitäten (<4%; Larink 1993; Köhler 1993; Bode & Blume 1997; Helling et al. 1997, 1998), obwohl die Besiedlung mit Pilzen durchaus eine anlockende Wirkung für andere Bodentiere haben kann (Köhler 1993). Regenwürmer sind z.T. an den Streifen beobachtet worden, sie spielen jedoch ebenfalls meist nur eine sehr geringe Rolle (Köhler 1993; Larink 1993; Helling et al. 1997). Wegen ihrer vergleichsweise geringen Bedeutung auf den Untersuchungsflächen in Eberswalde bzw. Müritz Nationalpark ist auch bei den vorliegenden Ergebnissen keine große Beteiligung der Lumbricidae zu erwarten. Somit ist dieser Test v.a. ein Indikator für die

Abbauaktivität der Bodenmesofauna, zu dem die hier beprobten Mikroarthropoden gehören. Allerdings muss an dieser Stelle auf die stark erhöhten Fraßaktivitäten im Jahr 2002 hingewiesen werden. In diesem Jahr wurden auf den gleichen Untersuchungsflächen auch erhöhte Individuenzahlen der Regenwürmer festgestellt. Hiermit ist kein Beweis einer kausalen Beziehung dieser zwei Parameter aufzuzeigen; es soll lediglich auf eine Parallelität der erhöhten zoogenen Aktivität im Jahr 2002 hingewiesen werden. 2002 war das niederschlagreichste der drei Untersuchungsjahre, womit eine Erhöhung der allgemeinen Bodenfeuchten der Untersuchungsflächen zu vermuten ist. In mehreren Untersuchungen konnte ein positiver Einfluss höherer Bodenfeuchten auf die Fraßaktivität nachgewiesen werden (von Törne 1990a, Koehler 1993, Larink 1993, Eisenbeis et al. 1996, Bode und Blume 1997), so dass die hydrologischen Bedingungen die wahrscheinlichste Erklärung der höheren Aktivitäten im Jahr 2002 liefern.

Die großen Standortunterschiede in den Zersetzer-Aktivitäten zwischen den Flächen in Eberswalde und denjenigen im Müritz Nationalpark lassen sich nicht ohne weiteres erklären. Während in Müritz z.T. unbewirtschaftete Wälder untersucht wurden, stellen die Untersuchungsflächen in Eberswalde v.a. Wirtschaftsforste dar. Außerdem wurde in Müritz eine größere Spannbreite im Bestandesalter untersucht. Trotzdem sind die gleichen Aktivitätsunterschiede zu erkennen, wenn nur streng replizierte Flächen (bzgl. Nährstoffstufe und Alter der Bestände) analysiert werden, wobei diese replizierten Flächen in Müritz zum Teil auch bewirtschaftete Forste darstellen. Somit scheinen die Unterschiede eher standortspezifisch (klimatisch und/oder edaphisch) als forstwirtschaftlich bedingt zu sein. Nicht auszuschließen ist die Möglichkeit, dass verschiedene forstwirtschaftliche Methoden in den zwei Gebieten zu klimatischen, edaphischen oder bodenbiologischen Unterschieden führen, die sich dann auf die Zersetzer-Aktivität auswirken. Dies kann aber bei den z. Zt. vorhandenen Daten nicht geklärt werden.

Die Tatsache, dass signifikant höhere Aktivitäten im Juli festgestellt wurden, spiegelt lediglich die Saisonalität der zootischen Aktivität im Boden wider. Auch Bode & Blume (1997) und Heinsdorf (1993) stellten höhere Aktivitäten im Sommer und Herbst fest. Es wurden weiterhin keine signifikanten Unterschiede in der Jahresentwicklung der Aktivitäten zwischen den verschiedenen Flächen bzw. Standorten festgestellt, so dass diese Saisonalität eher ein natürliches Phänomen und keine Bestandstyp-spezifischen Unterschiede darstellt.

Die allgemein festgestellten Fraßaktivitäten bewegten sich im Rahmen der aus der Literatur bekannten Werte für Wälder (zwischen ca. 10-50%: Heinsdorf 1993, Federschmidt und Römbke 1994; Eisenbeis et al. 1996; Giessen et al. 1997). Die höchsten festgestellten

Fraßaktivitäten fanden sich in der obersten Hälfte der Streifen und somit in den obersten, zootisch aktivsten Bodenhorizonten. Diese auf allen Flächen beobachtete Tiefenverteilung der Aktivitäten ist bei diesem Test allgemein üblich (Federschmidt & Römbke 1994; Bayer & Schrader 1997; Boden & Blume 1997; Geissen et al. 1997) und spiegelt den höheren Tierbesatz, Wärme, Porenreichtum (= Lebensraum) usw. in den obersten Zentimetern des Bodens wider. Somit stellt die *allgemeine* Tiefenverteilung ebenfalls kein bestandsspezifisches Phänomen dar, obwohl Unterschiede zwischen den verschiedenen Flächen in den absoluten Fraßaktivitäten der verschiedenen Tiefen festzustellen waren (s.u.).

Wenn nur die einzelnen Flächen miteinander verglichen wurden, war zunächst kein durchgehender Gradient der Aktivitäten (höhere oder niedrigere) entlang der Chronosequenzen zu erkennen. Große Unterschiede bei einzelnen Flächen müssen deshalb zunächst als flächenspezifisches Ereignis angesehen werden. Erst die Zusammenfassung der Flächen zu Bestandstypen brachten Aktivitätsunterschiede zutage. Hierbei war eine deutliche Tendenz zu erhöhten Aktivitäten in den Kiefern/Buchen-Mischbeständen zu erkennen. Auch Heinsdorf (1993) fand bei Untersuchungsflächen im gleichen Revier bei Eberswalde erhöhte Fraßaktivitäten in Mischbeständen gegenüber Kiefern-Reinbeständen. Die Mischbestände in den vorliegenden Untersuchungen zeigten allerdings nicht durchweg höhere Aktivitäten, sondern nur bei einzelnen Terminen oder Jahren. Die erhöhten Aktivitäten in den Mischbeständen waren außerdem nicht immer signifikant. Die große Variabilität (Standardabweichungen) zwischen und innerhalb der verschiedenen Messungen bei den einzelnen Flächen verhinderte oft, dass unterschiedliche Aktivitäten statistische Signifikanz erreichten. Wenn dennoch höhere Fraßaktivitäten statistische Signifikanz aufwiesen, wurden sie nur in den Mischbeständen (oder z.T. auch den Buche-Reinbeständen) festgestellt. Wurden ausnahmsweise bei den Kiefern-Reinbeständen höhere Aktivitäten gemessen, erreichten diese nie statistische Signifikanz.

Die niedrigsten Aktivitäten wurden dennoch fast immer in den Kiefer-Reinbeständen festgestellt, mit Ausnahme von v.a. einem Termin (Mai 2002). Da die Buche-Reinbestände die naturnächsten Zustände darstellen (verglichen mit der potentiellen natürlichen Vegetation), müssen die vergleichsweise niedrigeren Aktivitäten in den Kiefern-Reinbeständen als Abweichung vom naturnahen Zustand angesehen werden. Außerdem wurden die höchsten Schwankungen der Fraßaktivitäten in den Kieferreinbeständen beobachtet. Die Aktivitäten in diesem Bestandstyp scheinen dadurch in höherem Maße von klimatischen oder edaphischen Schwankungen als in den anderen Bestandstypen abhängig und somit von größerer potentieller Unsicherheit bzw. Labilität gekennzeichnet zu sein.

Höchste Aktivitäten wurden in den Buchenbeständen lediglich sporadisch und fast immer nur im unteren Horizont (4-8 cm) festgestellt. Dies ist insofern erstaunlich, als der Auflagehorizont dieser Bestände die geringste Mächtigkeit aufwies. Die Vertikalausdehnung der Köderstreifen erreichte in den Kiefern-Rein- und z.T. auch den Mischbeständen den Mineralboden oft nicht und blieb in den biologisch aktivsten O_f- und O_h-Horizonten. Dennoch zeigten die Kiefer-Bestände die niedrigsten Aktivitäten in den tieferen Schichten, während die Misch- und Buchen-Reinbestände höhere Aktivitäten trotz weniger ausgeprägter Humusauflagen aufwiesen. Somit ist die Tiefe der Humusauflage allein kein Indikator der biologischen Aktivität, da diese in den weniger mächtigen Auflagen der Buchen-Bestände durchaus höher lag.

Im allgemeinen glichen sich somit die Fraßaktivitäten in den Mischbeständen denen der Buchen-Bestände an und übertrafen sie sogar oft. Daher können in den Mischbeständen eher naturnähere Zersetzer-Aktivitäten konstatiert werden als in den Kieferbeständen. Die vergleichsweise niedrigsten Fraßaktivitäten in den Kieferbeständen scheinen auf eine Schwächung der Aktivitäten und somit der Dekompositionsleistung der Mesofauna hinzuweisen. Die höheren Aktivitäten in den Mischbeständen deuten darauf hin, dass diese Schwächung bei einer Mischung des Baumbestands mit naturnäheren Baumarten aufgehoben wird und diese somit positiv bewertet werden kann.

In den parallel stattfindenden Untersuchungen der Mikroarthropoden in Müritz und Eberswalde wurden keine, den Ergebnissen des Köderstreifentests entsprechende Unterschiede in den Individuendichten z.B. der Kiefern-Reinbestände und Mischbestände festgestellt. In verschiedenen Studien wurden auch keine eindeutigen Korrelationen zwischen festgestellten Abundanzen untersuchter Mesofaunagruppen und den mit den Köderstreifen ermittelten Aktivitäten beobachtet (Larink 1993; Federschmidt & Römbke 1994; Helling et al. 1997). Dies liegt vermutlich daran, dass es einerseits unmöglich ist, alle Gruppen der Bodenmesofauna repräsentativ zu erfassen und dass andererseits der Köderstreifentest doch integrativ die Aktivität aller Gruppen erfasst. Somit spiegeln die hier festgestellten Ergebnisse durchaus Unterschiede in den Zersetzer-Aktivitäten in den verschiedenen Bestandstypen wider und sind nicht nur ein Faktor unterschiedlicher Besiedlungsdichten der Bodentiere. Die erhöhten Aktivitäten in den Mischbeständen können allerdings eine indirekte Auswirkung der Baumartenmischung und nicht nur ein direkter Effekt der beteiligten Tiere sein. Obwohl die Mikroorganismen keine nennenswerte Zersetzer-Aktivität in der kurzen Expositionszeit aufweisen (s.o.), besiedeln sie den Köder und können somit durchaus eine anlockende Wirkung haben. In diesem Zusammenhang ist es bedeutsam, dass Alphei (mündl. Mitteil.,

BMBF-Statuskolloquium Freising 2002) z.T. eine erhöhte pilzliche Biomasse in Mischbeständen gegenüber Nadelholz-Reinbeständen im Solling fand. Somit können die erhöhten Aktivitäten nicht nur direkt die Fraßaktivität an den Ködern, sondern auch eine Erhöhung der Nahrungsressourcen der Mesofauna in den Mischbeständen widerspiegeln.
Bei Berücksichtigung der forstwirtschaftlichen Nährstoffstufe wurde kein Effekt auf die Fraßaktivität festgestellt. Das bodenkundliche Nährstoffangebot – das v.a. auf pflanzenverfügbare Nährstoffe hinweist – scheint daher keine Auswirkung auf die Fraßaktivität – welche die zoologische Leistung widerspiegelt - zu haben. Demgegenüber waren bei dem Alter der Bestände deutliche Unterschiede zu erkennen. Hierbei wurden immer bei den jüngeren Beständen höheren Aktivitäten festgestellt. Allerdings stellten die höheren Aktivitäten keinen Faktor des absoluten Alters der Bestände dar, sondern nur der relativen Altersunterschiede in den verschiedenen Bestandstypen. Da Köder statt reeller Streu für den Aktivitätstests verwendet wurden, spiegeln diese Unterschiede eher die allgemeine Leistung der Zersetzerzönosen und nicht die Abbaubarkeit der vorhandenen Streu (z.B. jünger oder älter) wider. Allerdings kann die Entwicklung der Streuhorizonte – als indirekte Nahrungsressource der Mesofauna – durchaus eine Rückwirkung auf die Zusammensetzung und somit die Leistung dieser Zönosen haben. Die jüngeren Bestände zeigten außerdem fast immer eine stärker entwickelte Bodenvegetation, deren Wurzelexuvdate beispielsweise durchaus zu einer erhöhten bodenbiologischen Aktivität führen könnten. Bei dem verwendeten Schnelltest können jedoch zunächst lediglich die verschiedenen Aktivitäten in den Beständen unterschiedlichen Alters aufgezeigt und keine kausale Erklärung dafür gegeben werden. Verschiedene Altersstufen bei den Buchenbeständen wurden nicht untersucht, so dass nichts darüber ausgesagt werden kann, ob die abnehmenden Aktivitäten ein allgemeines Phänomen von älteren Forstbeständen ist, oder lediglich von Forstbeständen, die mit Kiefern (mit-) bestockt werden.

Zusammenfassung

Einfluss der Bestockung (Baumart)

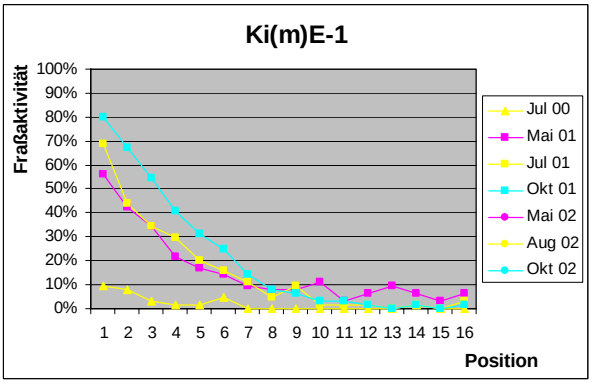
Die Ergebnisse der Köderstreifentests zeigten, dass die Zersetzeraktivität der Bodenmesofauna in den Kiefern/Buchen-Mischbeständen im Vergleich zum Niveau der Kiefern- oder Buchen-Reinbestände oft signifikant erhöht war. Verglichen mit den Buchen-Beständen – als Forstform, die am ehesten der potentiellen natürlichen Vegetation entspricht – waren die Aktivitäten in den Kiefern-Reinbeständen deutlich reduziert und z.T. sehr schwankend. Obwohl die biologisch sonst sehr aktive Humusauflage deutlich tiefer in den

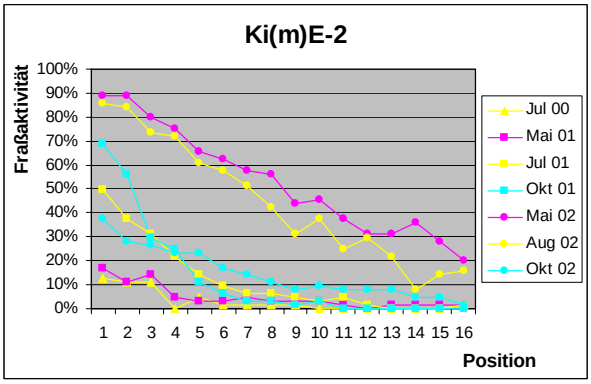
Kiefern-Beständen als in den Buchen-Beständen ausgebildet war, waren die Aktivitäten auch in tieferen Horizonten der Kiefern-Bestände deutlich niedriger als in den Misch- und Buchen-Reinbeständen. Somit kann eine Angleichung der Zersetzeraktivitäten an naturnähere Verhältnisse durch den Umbau von Kiefer-Reinbestände in Kiefer/Buche-Mischbestände konstatiert werden.

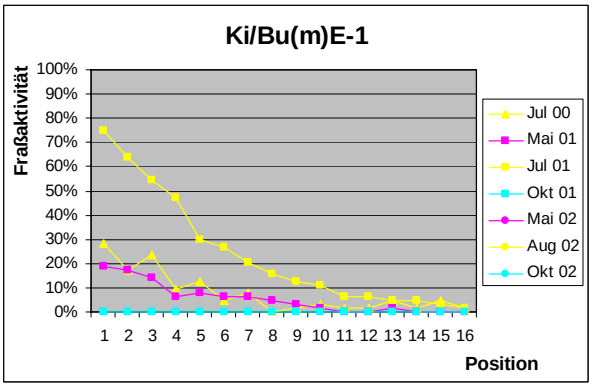
Einfluss des Bestandesalters

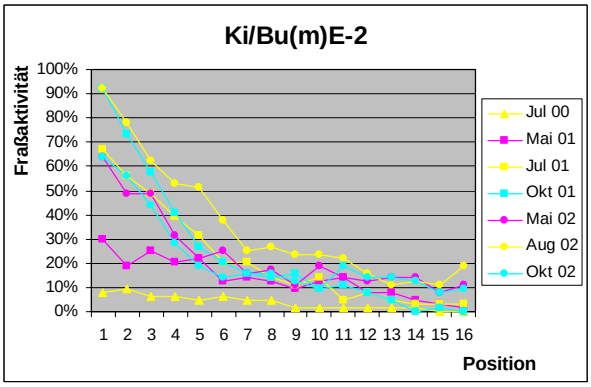
In jüngeren Beständen wurden signifikant höhere Zersetzeraktivitäten der Bodenmesofauna festgestellt als in vergleichsweise älteren Beständen. Nicht das absolute Alter der Bestände stellte einen Faktor der erhöhten Aktivitäten dar, sondern die erhöhten Aktivitäten waren nur im Vergleich verschiedener Bestandesalter des gleichen Bestandtyps zu beobachten. Obwohl genaue Kausalitäten mit diesem Schnelltest nicht festzustellen sind, liegt die Vermutung nahe, dass die stärkere Bodenvegetation in den relativ jüngeren Beständen einen positiven Einfluss auf die bodenbiologische Aktivität ausübt.

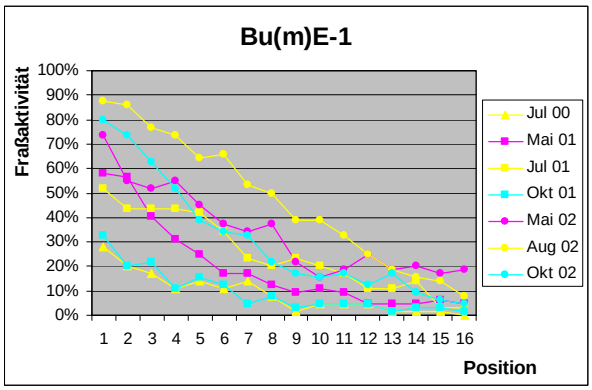
Anhang



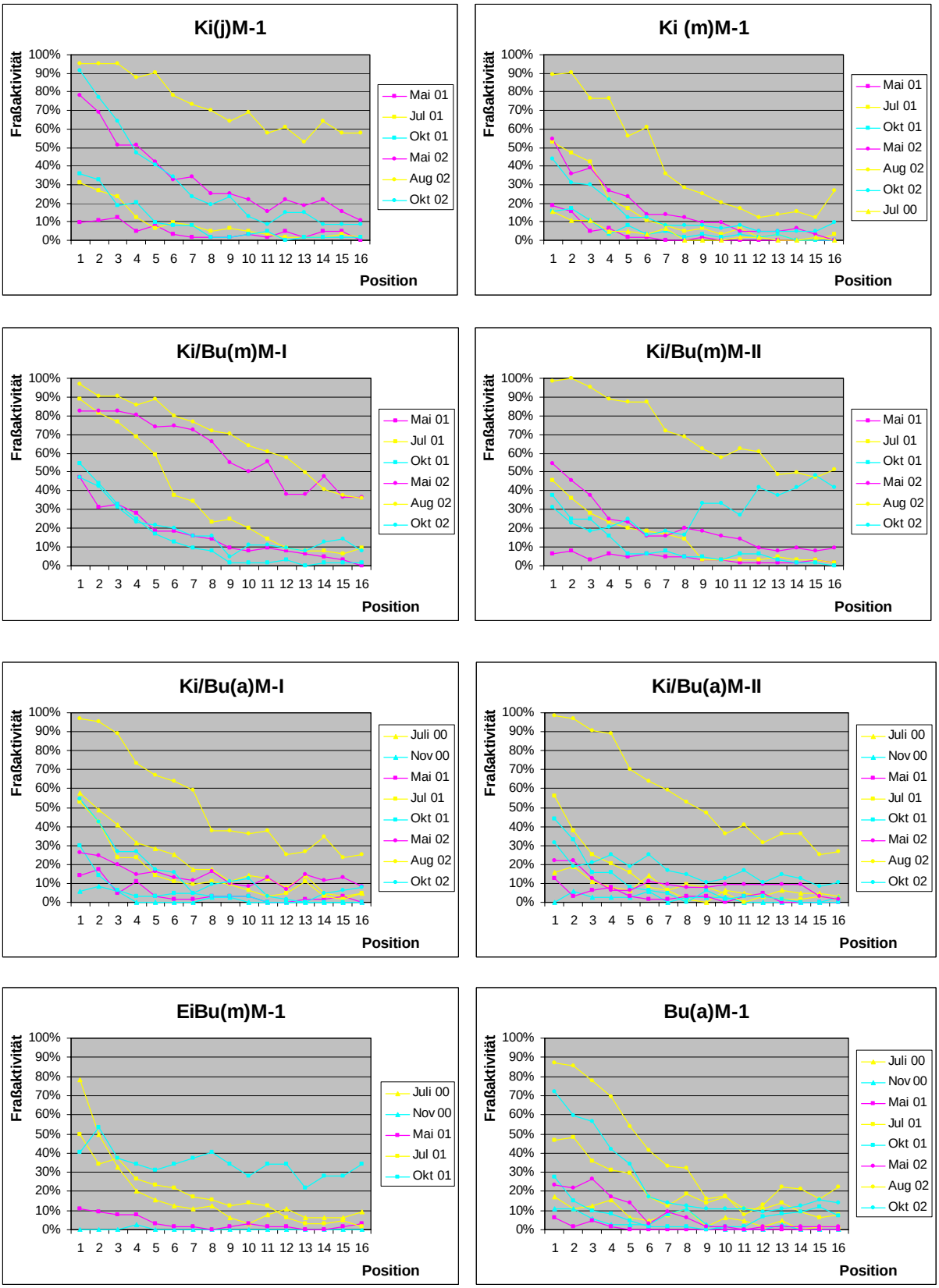








Fraßaktivität an den verschiedenen Köderstreifenpositionen in Eberswalde



Fraßaktivität an den verschiedenen Köderstreifenpositionen im Müritz Nationalpark

Lumbricidae-Regenwürmer

Untersuchungen zur Lumbricidenfauna im Müritz-Nationalpark und Eberswalde in den Jahren 2000 bis 2002

Dr. K. Unger

Einleitung und Zielstellung

Laut Literaturangaben (DUNGER & FIEDLER 1989) leben im mittleren und nördlichen Mitteleuropa etwa vierzig Regenwurmarten. Den Untersuchungsergebnissen nach, treten jedoch nur ungefähr die Hälfte dieser Arten regelmäßig auf. Die Ursachen für das Fehlen einiger Arten auf bestimmten Standorten sind nach TISCHLER (1979) im topographischen, klimatischen, historischen sowie ökologischen Grund zu sehen. Da topographische und klimatische Faktoren eher auf großen Flächen wirksam werden, sind für das Auftreten bestimmter Lumbriciden vor allem historische und ökologische Gründe zu suchen. Unter den bekannten ökologischen Faktoren wiederum, scheinen nach PETERS (1985) vor allem die Bodenart, Bodenfeuchtigkeit, der pH-Wert, die Basensättigung und die Tiefgründigkeit des Bodens sowie die Qualität und Quantität des Nahrungsangebotes sowie landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen entscheidende Bedeutung zu haben. Auch die Korngröße, die ihrerseits in entscheidendem Maße die Wasserkapazität eines Bodens, also seine Bodenfeuchte bestimmt, ist den ökologischen Faktoren zuzurechnen. Schluffige Lehmböden bieten nach GUILD (1948) die besten Voraussetzungen für eine hohe Lumbricidenpopulation. Diese Umweltfaktoren müssen mit den Ansprüchen der Lumbriciden harmonieren. Letztere lassen sich größtenteils aus den Lebensformen dieser Tiere ableiten. Nach DUNGER & FIEDLER (1989) teilt man die Regenwürmer in den epigäischen, anözischen und endogäischen Typ ein. Der epigäische Typ, oder die auch als Streuformen bezeichneten Tiere, leben vorwiegend in der Humusauflage, im Kompost oder an sich zersetzendem Holz. Zu ihnen gehören z.B. *Lumbricus rubellus, Lumbricus castaneus, Dendrobaena octaedra, Dendrodrilus rubidus rubidus* sowie *Eisenia*- und *Eiseniella*-Arten. Anözische Regenwürmer wie z.B. *Lumbricus terrestris und Aporrectodea longa*, legen tiefgehende Gangsysteme an und kommen zur Nahrungsaufnahme an die Oberfläche. Die Mineralbodenformen (endogäischer Typ) wie z.B. *Allobophora chlorotica, Aporrectodea caliginosa, Aporrectodea rosea, Aporrectodea icterica, Helodrilus antipai, Octolasium cyaneum* sowie *Octolasium lacteum* besiedeln vorwiegend flache Gangsysteme von 30 - 50 cm Tiefe. Nach PEREL (1979), BOUCHE (1977) und DUNGER (1983) ist die Abgrenzung der Lebensformen fließend. So

liegen beispielsweise in den warmen Sommermonaten einige Streuformen nur im Eistadium vor, während andere aktiv bleiben. Auch die Lebens- und Entwicklungsdauer der Tiere wird durch ihre Lebensform bestimmt. Während die epigäischen Tiere häufig nur ein Jahr alt werden und ihre Entwicklung vom Ei zum geschlechtsreifen Wurm minimal drei Monate beträgt, erreichen Tiefgräber mehr als sechs Jahre. Die Entwicklung der anözischen und endogäischen Arten variiert zwischen 2 - 3 Jahren.

Unsere Aufgabe bestand in der Untersuchung der Lumbricidenpopulationen von verschiedenen Waldarealen im Müritz-Nationalpark und Eberswalde. Die bodenbiologische Bedeutung dieser Tiergruppe besteht in der Verbesserung der Durchlüftung des Bodens im Wurzelraum der Pflanzen, in der Erleichterung des Eindringens von Wasser, in der Förderung des Wurzelwachstums sowie im Streuabbau, in der Stabilisierung und Durchmischung des Bodens.. Durch ihre Lebensweise fördern sie die Aktivität der Bodenorganismen, die Humusbildung, die Pflanzenverfügbarkeit der Bodennährstoffe und tragen außerdem zur Verbesserung der Bodenstruktur bei (DUNGER 1960, 1968, 1982, 1983; PILIPIUK 1981; GRAFF 1983; PETERS 1985).

Methode

Die Probennahme erfolgte im Sommer und Herbst 2000 sowie im Frühjahr, Sommer und Herbst 2001 bzw. 2002 auf jeweils vier Teilflächen (Einzelproben von 0,25 m^2 pro Areal) der insgesamt elf Areale im Müritz-Nationalpark und Eberswalde. Als konkrete Untersuchungsflächen wurden folgende Standorte (vgl. Probennahmeschema – siehe Einleitung) ausgewählt:

Müritz-Nationalpark (MNP):

- Bu(a)M-1
- KiBu(a)M-2
- KiBu(a)M-1
- Ki(m)M-1
- BuEi(m)M-1

Eberswalde:

- Ki(m)E-2
- KiBu(m)E-1
- KiBu(m)E-2

- Ki(a)E-1
- Ki(m)E-1
- Bu(m)E-1

Die Tiere wurden mittels des elektrischen Regenwurmextraktionsgerätes Worm-Ex III der Gesellschaft für angewandte Ökologie und Umweltplanung mbH Nußloch/Heidelberg aus dem Boden gemäß der Oktett Methode nach THIELEMANN (1986) isoliert und in Kühlboxen transportiert. Im Labor wurden die Lumbriciden gewaschen, auf Filterpapier getrocknet, anschließend einzeln gewogen und bis zur Art bestimmt. Die Fixierung ausgewählter Exemplare erfolgte in 70%igen Alkohol (mit 4 % Formalinanteil).
Da eine eindeutige Artdetermination bei Jungtieren unmöglich ist, wurden sie als gesonderte Gruppe den adulten Tieren gegenüber herausgestellt.

Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden pro Jahr auf den Untersuchungsflächen in Eberswalde zwischen 1 - 122 Ind./m^2 und im Müritz-Nationalpark zwischen 0 - 62 Ind./m^2 erfaßt (Abb. 16). Die Lumbriciden gehören drei Gattungen und drei Arten an. Davon war eine Art mit zwei Unterarten vertreten: *Dendrobaena octaedra* (SAVIGNY 1826), *Dendrodrilus rubidus rubidus* (SAVIGNY 1826), *Dendrodrilus rubidus subrubicundus* (Eisen 1874) und *Lumbricus rubellus* (HOFFMEISTER 1843). Alle vier Arten bzw. Unterarten sind den epigäischen Regenwürmern (Humusbodenformen) zuzuordnen (BOUCHÉ 1977). In der Literatur (GRAFF 1953, ZICSI 1965, PETERS 1985, SCHULTE et. al. 1990, STRESEMANN 1992) werden die nachgewiesenen Lumbriciden als wichtige Streuzersetzer beschrieben, deren Habitate vor allem die obersten Bodenschichten der Laubwälder, vermodernde Stubben und Wiesen sind, also Gebiete, in denen organisches Material reichlich vorkommt. Während *D. rubidus* eine subdominante, stenotope Art ist, werden *D. octaedra* und *L. rubellus* als eurytope Streuformen beschrieben. *L. rubellus* gilt nach *Aporrectodea caliginosa* als häufigste Art in Deutschland, deren Vermehrungsquote ebenso wie bei *D. rubidus* sehr hoch ist (SCHRUFT & ULSHOFER 1982). Alle genannten Arten sind säuretolerant (GRAFF 1953, SATCHELL 1955, BALTZER 1956, NORDSTRÖM & RUNDGREN 1973, PETERS 1985).

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass *Dendrobaena octaedra* und *Lumbricus rubellus* in allen beprobten Habitaten vorhanden und hier eudominant bzw. dominant waren. So wies *D. octaedra* im Müritz-Nationalpark in den Standorten Bu(a)M-1, KiBu(a)M-2 und KiBu(a)M-1 eine mittlere Dominanz der Adulten von 37,5 - 95,2 % und in den Eberswalder Habitaten KiBu(m)E-2, Ki(m)E-2 und Bu(m)E-1 von 29,2 - 89,0 % auf (Anhang-Tab.:5/6). *L. rubellus* war in diesen Bereichen im Müritz-Nationalpark mit einer mittleren Dominanz der Adulten von 1,3 - 62,5 % und in Eberswalde mit 5,6 - 70,9 % vertreten. In den Kiefer- und Mischwaldbeständen Ki(a)E-1, Ki(m)E-1, KiBu(m)E-1 (Eberswalde) sowie Ki(m)M-1 und BuEi(m)M-1 (Müritz-Nationalpark) ist ein verstärktes Auftreten von *L. rubellus* zu beobachten (mittlere Dominanz der Adulten 25,1 - 100 % in Eberswalde; 0 - 33,3 % im Müritz-Nationalpark; *D. octaedra* 0 - 74,9 % sowie 0 - 35,7 %). Eine eindeutige Aussage ist auf Grund aufgetretener Schwankungen in den Lumbricidenbeständen, ihre geringen Abundanzen und unzureichender Probenahmen nicht mit hinreichender Sicherheit möglich. Trotz durch die Universität bereitgestellter Möglichkeiten wurden durch forstwirtschaftliche Maßnahmen die Probenahmen in einigen Arealen stark eingeschränkt. *Dendrodrilus rubidus rubidus* und *Dendrodrilus rubidus subrubicundus* wurden nur in Einzelexemplaren vorwiegend in den Laub- und Mischwäldern festgestellt. (Anhang-Tab.1/2).

Ein Vergleich der Abundanzen der Lumbriciden ergibt, dass im Müritz-Nationalpark und in Eberswalde im Jahr 2000 1 - 25 bzw. 4 - 56 Ind./m^2 nachweisbar waren (Anhang-Tab.:1/2). 2001 betrug der Lumbricidenbesatz 0 - 46 bzw. 3 - 107 Ind./m^2 und 2002 1 - 62 sowie 24 - 122 Ind./m^2. Die erhöhten Abundanzen in den Jahren 2001 und 2002 sind unter anderem auf die verschiedenen ökologischen Faktoren innerhalb der einzelnen Habitate und sicher zum Teil auch auf die höheren Niederschläge im Vergleich zu 2000 zurückzuführen. Da nach GUILD (1952) und WILCKE (1955) die Verteilung der Lumbriciden im Boden nicht gleichmäßig, sondern mehr mosaikartig ist, müssen, um gesicherte Aussagen treffen zu können, entsprechend viele Einzelproben entnommen werden. Eine derartige Fluktuation des Lumbricidenbesatzes, die sowohl jahreszeitlich, aber auch in aufeinanderfolgenden Jahren zu beobachten war, beschreibt auch Römbke (1989). Er konnte in seinen sechsjährigen Untersuchungen eine um 500 % schwankende Besiedlungsdichte nachweisen.

Die jahreszeitliche Verteilung der Gesamtindividuenzahlen und der Gesamtbiomasse war innerhalb der dreijährigen Beprobungszeit starken Schwankungen unterworfen. Trotzdem zeichnet sich die Tendenz ab, dass die höchsten Abundanzen in den Jahren 2000 und 2001 vorwiegend im Herbst zu beobachten waren (Ausnahmen: Bu(m)E-1 und BuEi(m)M-1 im

Sommer; KiBu(m)E-2 im Frühjahr), während 2002 der Lumbricidenbesatz vor allem im Sommer vergleichsweise hoch war (Ausnahmen: Ki(m)E-2 und Ki(m)E-1 im Frühjahr). Eine ähnliche Tendenz zeigt der Verlauf der Biomasse auf. So konnte im Müritz-Nationalpark im Jahr 2000 und in Eberswalde in den Jahren 2000 und 2001 die höchste Gesamtbiomasse der Tiere im Herbst registriert werden (Ausnahmen: KiBu(a)M-1 im Müritz-Nationalpark im Sommer, Ki(m)E-2 in Eberswalde im Frühjahr). 2001 und 2002 war im Müritz-Nationalpark und 2002 im Eberswalder Areal KiBu(m)E-2 die höchste Biomasse im Sommer zu beobachten, während sie in den restlichen Eberswalder Standorten im Frühjahr auftrat.

Auch die Anzahl der juvenilen Tiere war jahreszeitlich sowie innerhalb der Beprobungszeit und auf den verschiedenen Habitaten starken Variationen unterworfen (Anhang-Tab.:1/2). Ein Vergleich ergibt, dass aber generell die höchsten Dominanzen der Jungtiere im Frühjahr und Herbst zu verzeichnen waren (64,0 - 91,7 % in Eberswalde, 36,4 - 100 % im Müritz-Nationalpark). Lediglich in den Habitaten KiBu(a)M-1 (2001 79,5 %; 2002 80,0 %) sowie Ki(m)E-1 (77,5 %) und KiBu(m)E-1 (70,0 %) waren 2001 die höchsten Dominanzen im Sommer nachweisbar. Eine Verlagerung der Hauptschlupf- und Entwicklungszeit der juvenilen Tiere in den Sommer und Herbst hinein, scheint auf die relativ kühlen Temperaturen im Frühjahr 2001 zurückzuführen zu sein.

Weiterhin zeichnet sich bei einem Vergleich der Ergebnisse ein Zusammenhang zwischen der Populationsdichte der Lumbriciden und dem Baumbestand der Habitate ab. Es läßt sich belegen, dass der Individuenbesatz und die Gesamtbiomasse in den Laubwäldern, speziell in den Buchenbeständen höher als in den Kiefernforsten ist. So wurden im Müritz-Nationalpark im Buchen- und Eichen-Buchenwald im Jahresdurchschnitt 9,5 - 25,67 Ind./m^2 und im Eberswalder Buchenbestand 7,5 - 89,7 Ind./m^2 nachgewiesen. Die Biomasse betrug im Jahresmittel 2,19 - 10,31 g/m^2 (MNP) und 2,04 - 13,88 g/m^2 (Eberswalde) (Abb. 17). In den Kiefernforsten wurden dagegen im Müritz-Nationalpark nur 3 - 4 Ind./m^2 (Biomasse 0,65 - 1,69 g/m^2) und in Eberswalde 1 - 55,7 Ind./m^2 (Biomasse 0,21 - 8,88 g/m^2) beobachtet. Vergleichbare Ergebnisse haben auch NORDSTRÖM & RUNDGREN (1973) sowie KRAUSE (2000/01 mdl. Information) erzielt.

Der Lumbricidenbestand in den Mischwäldern läßt keine eindeutige Aussage zu. Während im Müritz-Nationalpark in den Habitaten KiBu(a)M-2 und KiBu(a)M-1 der jahresdurchschnittliche Besatz bei 12,5 - 37,0 Ind./m^2 und damit über dem der Laubwälder lag, betrug er in den Eberswalder Standorten KiBu(m)E-2 und KiBu(m)E-1 1,5 - 44,4 Ind./m^2 und lag somit in der Abundanz unterhalb der Kieferforste. Auch im Naturwald Ki(a)E-1 konnte nur ein Regenwurmbesatz von 3 - 48,7 Ind./m^2 und somit eine kaum merklich höhere

Lumbricidenpopulation als in den forstwirtschaftlich genutzten Mischwäldern beobachtet werden. Vergleicht man die jahresdurchschnittlichen Ergebnisse der Biomassen miteinander, ergibt sich, dass die Werte in den Mischwäldern mit 1.96 - 3,81 g/m^2 (MNP) und 10,03 g/m^2 im Naturwald (Eberswalde) zwischen den Kiefernforsten und Buchenbeständen einzuordnen sind. In den Mischwäldern KiBu(m)E-2 und KiBu(m)E-1 lagen sie mit 0,62 - 6,60 g/m^2 unter den Werten der Kiefernbestände. Offenbar üben die Bestandsdichte, die Strukturierung und das Alter eines Bestandes einen größeren Einfluß auf den Lumbricidenbestand aus als die Baumart. Zu einem gleichen Ergebnis kamen auch RONDE (1951, mdl. Information von Krause), CASTIN-BUCHET & ANDRE′ (1998), PLATNER (1997) und KRAUSE (2001, mdl. Information).

Ein Zusammenhang zwischen den einzelnen Lumbricidenarten und dem Baumbestand wurde bereits weiter oben erwähnt. So tritt in den reinen Kiefernbeständen *D. octaedra* gegenüber *L. rubellus* zurück. Ein Vergleich der duchschnittlichen Biomassewerte verdeutlicht diese Aussage noch einmal. So beträgt die Biomasse von *D. octaedra* in den Kieferforsten Ki(m)E-1, Ki(m)E-2 und Ki(m)M-1 0 - 1,65 g/m^2, während *L. rubellus* mit Werten von 0 - 4,33 g/m^2 vertreten war. Auch in den Mischwäldern Ki(a)E-1 (*L. rubellus* 2,21 - 4,44 g/m^2*, D. octaedra* 0,07 - 2,31 g/m^2), KiBu(m)E-1 (*L. rubellus* 0,3 - 1,55 g/m^2, *D. octaedra* 0 - 0,77 g/m^2) und KiBu(a)M-1 (*L. rubellus* 0,29 - 2,55 g/m^2, *D. octaedra* 0,48 - 1,38 g/m^2) ist diese Tendenz belegbar. GRAFF (1953) schreibt dazu, dass in den Nadelwäldern *L. rubellus* häufig als einziger Lumbricide vertreten ist. Offenbar spielt das verminderte Nahrungsangebot eine entscheidende Rolle. WITTICH (1953) untersuchte die Zersetzungsgeschwindigkeit in verschiedenen Streuarten. Er konnte beobachten, dass bei einem mittleren Regenwurmbesatz die Buche im Vergleich zu anderen Laubbäumen (Erle, Ulme, Eiche u.a.) relativ langsam abgebaut wird und die günstigste Nadelstreu sich noch langsamer als die Buche zersetzte. Eine Beschleunigung des Abbaus der Nadelstreu war erst zu beobachten, wenn diese durch die Wühltätigkeit der Lumbriciden in den Boden gelangte. Als entscheidend für die Abbaugeschwindigkeit erwies sich bei seinen Untersuchungen das C/N-Verhältnis, das als Maß für die Zersetzbarkeit des organischen Materials herangezogen wird. Einen Zusammenhang zwischen der Lumbricidenbiomasse und dem C/N-Verhältnis (bzw. dem Humusgehalt des Bodens und der Streuauflage) konnte in unseren Befunden ebenfalls festgestellt werden (Anhang-Tab. 3/4). So konnte in den Laubwäldern Bu(a)M-1 und BuEi(m)M-1 des Müritz-Nationalparkes (Biomasse 2,19 - 10,31 g/m^2) und in dem Eberswalder Buchenbestand Bu(m)E-1 (Biomasse 2,04 - 13,88 g/m^2) in denen die Biomassewerte vergleichsweise besonders hoch lagen, ein engeres C/N-Verhältnis (15,78 -

19,97) ermittelt werden als in den Kiefernbeständen Ki(m)E-2, Ki(m)E-1 (C/N-Verhältnis 21,83 bzw. 21,12) und Ki(m)M-1 (21,63). Ein enges C/N-Verhältnis wies auch der Naturwald Ki(a)E-1, in dem die jahresdurchschnittliche Biomasse 2,36 - 10,03 g/m^2 betrug, mit 16,32 auf. Ein eindeutiger Zusammenhang zwischen dem Lumbricidenbesatz und dem C/N-Verhältnis konnte nicht belegt werden. Obwohl in den Mischwäldern KiBu(a)M-2 und KiBu(a)M-1 (MNP) höhere Lumbricidenabundanzen nachgewiesen wurden, lag das C/N-Verhältnis nur bei 20,52 - 21,42). Nach PETERS (1985) ermöglicht neben der Abundanz vor allem die Biomasse der Tiere eine Aussage dazu, welche Leistungen der Regenwürmer in dem jeweiligen Habitat im Vordergrund stehen, d.h. überwiegt die Arbeit einiger kräftiger Tiere, die eine Stabilisierung und Durchmischung des Bodens und eine Verbesserung der Bodenstruktur bewirkt oder spielt vor allem die Zersetzung des organischen Materials durch viele kleine Arten und juvenile Tiere die entscheidende Rolle? Da alle von uns nachgewiesenen Lumbriciden dem epigäischen Typ zuzuordnen sind, steht bei ihnen die Aufarbeitung des organischen Materials, z.B. der Laubstreu, im Vordergrund.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in einem Zeitraum von zweieinhalb Jahren in den untersuchten Waldhabitaten pro Jahr auf den Untersuchungsflächen zwischen 1- 122 Ind./m^2 nachgewiesen wurde. Das entspricht einer jahresdurchschnittlichen Abundanz zwischen 1 - 89,7 Ind./m^2 (Eberswalde) bzw. 3,4 - 35,7 Ind./m^2 (Müritz-Nationalpark). Betrachtet man das Nahrungsangebot und den pH-Wert des Bodens, der in den Beprobungsflächen in Eberswalde und im Müritz-NP zwischen 3,15 und 3,82 lag, so waren höhere Individuenzahlen und andere Lumbricidenarten nicht zu erwarten. Bekanntlich wird die Besiedlungsdichte der Lumbriciden durch das Nahrungsangebot und abiotische Faktoren reguliert (TOPP 1981). In der Literatur werden vergleichbare Werte und Lumbricidenarten für Wälder beschrieben (JUDAS 1989). So registrierten GEMESI et. al. (1995) für ein Waldareal 32 und 64 Ind./m^2 , die 13 Arten angehörten, während ZAJONC (1971) 53 Ind./m^2 für Bergmischwälder der Slowakischen Republik und PHILLIPSON et. al. (1976) 118 - 138 Ind./m^2 für Buchenwälder im Flachland Englands angeben. KRAUSE (2001, mündliche Mitteilung), die einige vergleichbare und übereinstimmende Standorte in Eberswalde per Handauslese untersucht hat, fand eine Lumbricidendichte von 14 - 100 Ind./m^2. Auch die von uns nachgewiesenen Lumbricidenarten waren diesen Standorten angepaßt. Weiterhin galt es die Frage zu beantworten, wie sich der Umbau von Kiefern-Reinbeständen zu Buchen/Kiefern-Mischbeständen bzw. zu naturnahen Beständen auswirkt. Unsere Untersuchungen ergaben, dass weder die Besiedlungsdichte noch die Artenzusammensetzung in Mischwäldern oder naturnahen Beständen eindeutig günstiger als in reinen Kiefernbeständen ist (Anhang-Tab.

1/2). Der Lumbricidenbesatz betrug in den vier Mischwäldern im Jahresdurchschnitt 1,5 - 44,4 Ind./m^2 und im Naturwald Ki(a)E 3 - 48,7 Ind./m^2. Die Biomasse lag in den Mischwäldern bei 1,96 - 6,6 g/m^2. Etwas höhere Werte (2,36 - 10,03 g/m^2) konnten im naturnahen Kiefernbestand ermittelt werden. Im Vergleich dazu wiesen die Kiefernforste eine jahresdurchschnittliche Besiedlungsdichte von 1 - 55,7 Ind./m^2 und eine Biomasse von 0,21 - 8,88 g/m^2 auf. Als Resümee läßt sich feststellen, dass die hier erfaßten Lumbriciden auf Grund ihrer geringen Abundanzen und den starken Schwankungen in ihrer Besiedlungsdichte für unsere Fragestellung als relativ wenig aussagefähige Indikatorgruppe angesehen werden können.

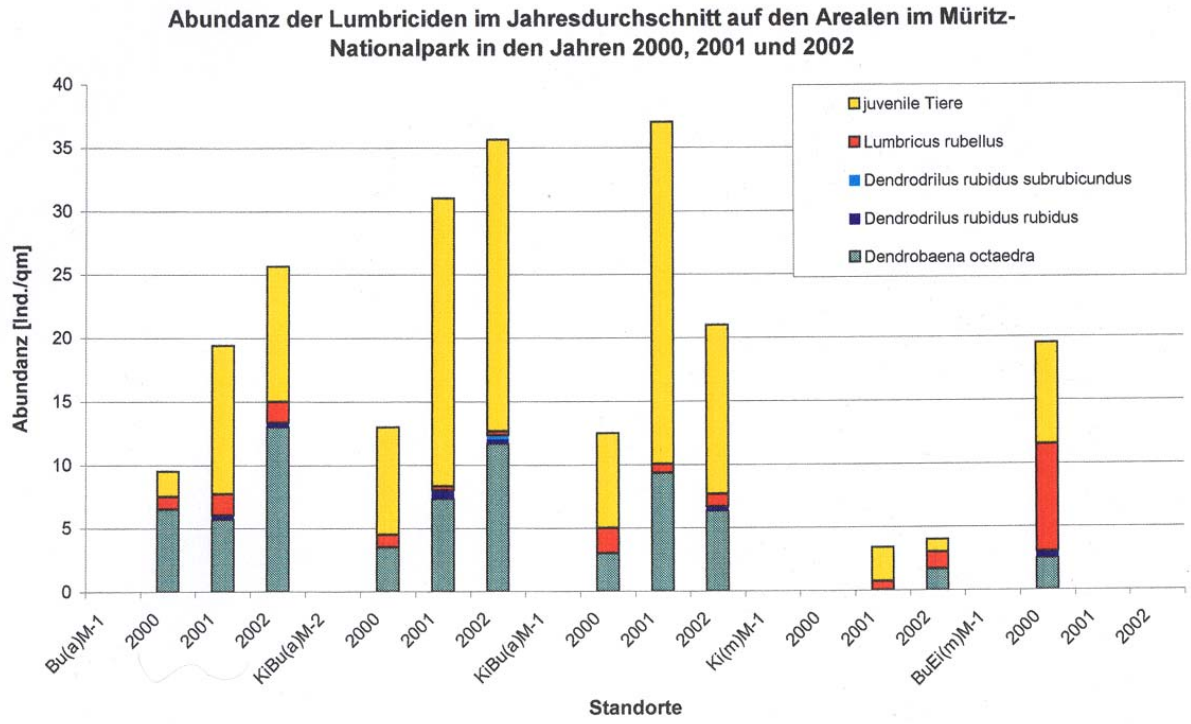


Abb. 16a:

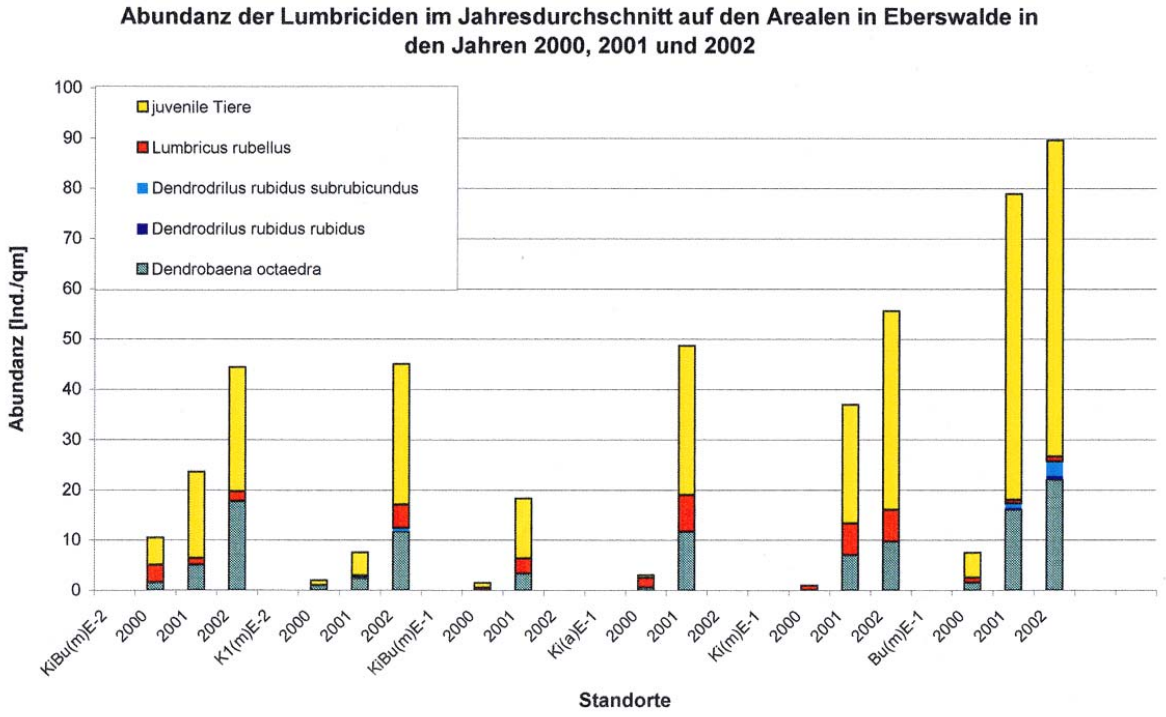


Abb. 16b:

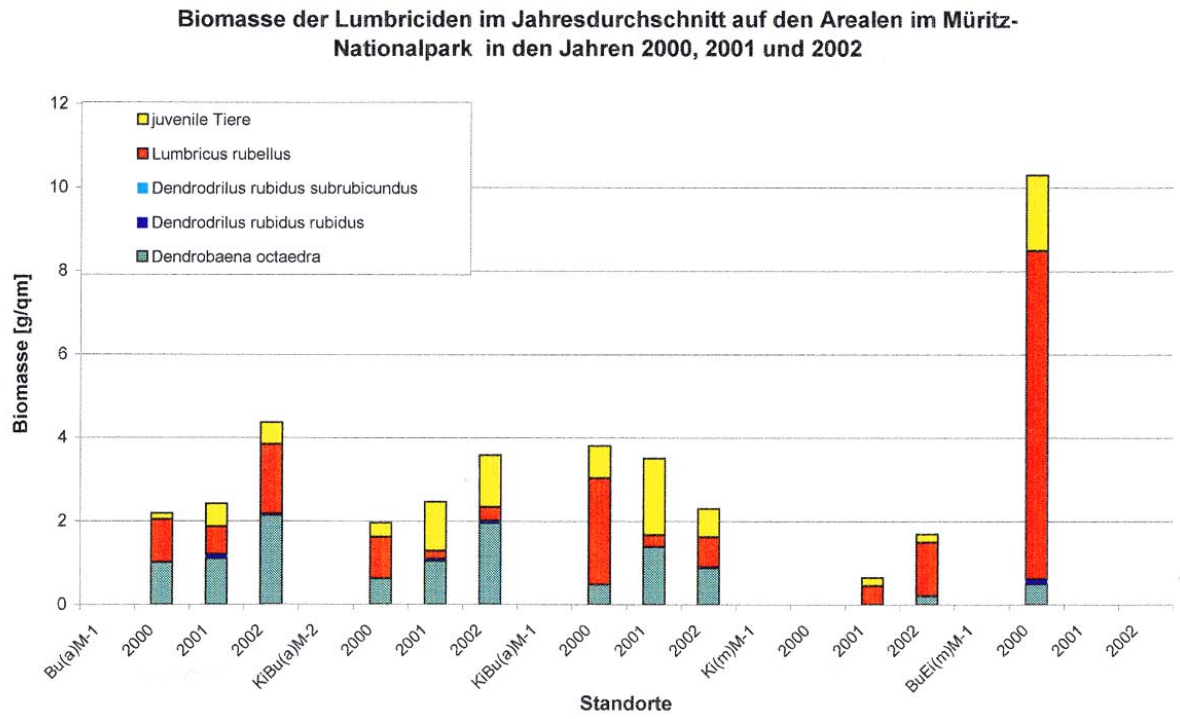


Abb. 17a:

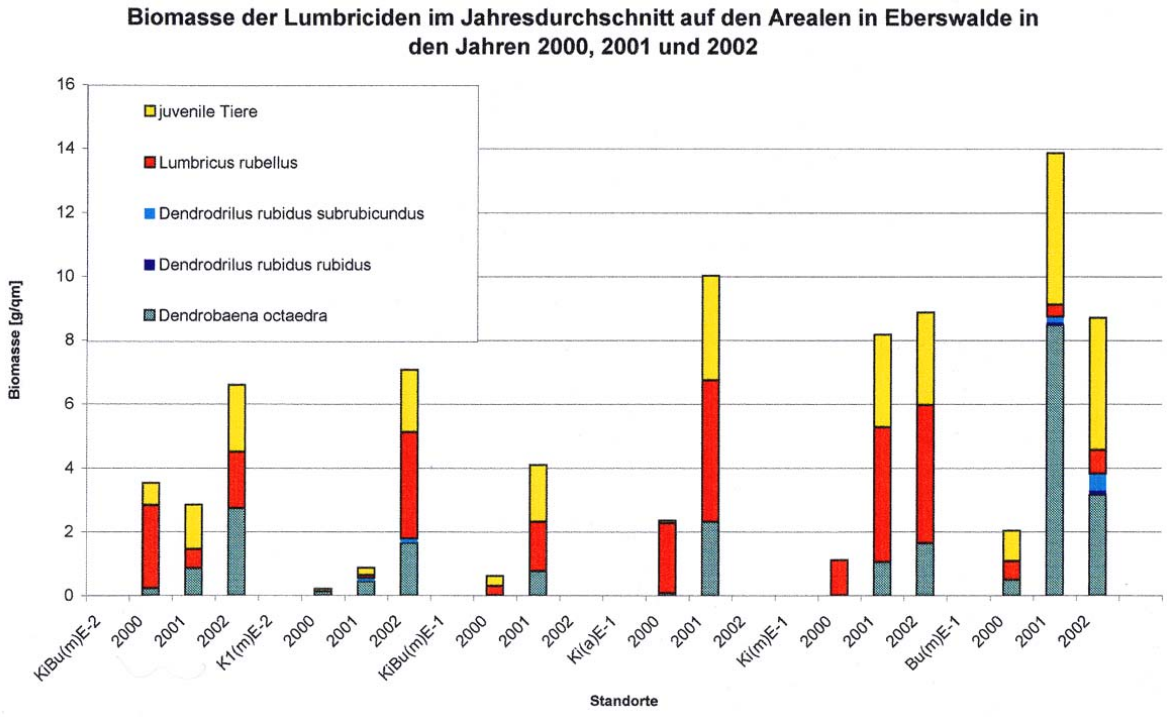


Abb. 17b:

Tab. 1: Abundanz u. Biomasse der Lumbriciden sowie der ph-Wert, der Anteil an org. Substanz u. das C/N-Verhält. des Bodens auf Arealen in Eberswalde

	KiBu(m)E-2			Ki(m)E-2			KiBu(m)E-1			Ki(a)E-1			Ki(m)E-1			Bu(m)E-1		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002
Abundanz (Ind./ m^2)																		
Dendrobaena octaedra	1,5	5	17,7	1	2,3	11,7	0	3,3	n.b.	0,5	11,7	n.b.	0	7	9,66	1,5	16	22
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0		0	0	0	0	0,3	0,66
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0,3	0,7	0	0		0	0		0	0	0	0	1	3
Lumbricus rubellus	3,5	1,3	2	0	0,3	4,7	0,5	3		2	7,3		1	6,3	6,33	1	0,7	1
juvenile Tiere	5,5	17,3	24,7	1	4,67	28	1	12		0,5	29,7		0	23,7	39,66	5	61	63
Gesamtindividuen (Ind./m^2)	10,5	23,7	44,4	2	7,67	45,1	1,5	18,3		3	48,7		1	37	55,65	7,5	79	89,66
Biomasse (g/m^2)																		
Dendrobaena octaedra	0,22	0,85	2,73	0,12	0,43	1,65	0	0,77	n.b.	0,07	2,31	n.b.	0	1,05	1,64	0,49	8,48	3,16
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0		0	0	0	0	0,07	0,12
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0,11	0,13	0	0		0	0		0	0	0	0	0,18	0,54
Lumbricus rubellus	2,61	0,6	1,77	0	0,09	3,34	0,3	1,55		2,21	4,44		1,12	4,23	4,33	0,59	0,39	0,74
juvenile Tiere	0,7	1,4	2,1	0,09	0,24	1,96	0,32	1,78		0,08	3,28		0	2,91	2,91	0,96	4,76	4,15
Gesamtbiomasse	3,53	2,85	6,6	0,21	0,87	7,08	0,62	4,1		2,36	10,03		1,12	8,19	8,88	2,04	13,88	8,71
pH (0 - 5 cm)	3,71	3,15		3,54	3,14		3,35	3,29		3,65	3,32		3,57	3,16		3,77	3,59	
org. Substanz (%) (0 - 5 cm)	48,35	37,92		51,57	36,1		21,58	20,83		23,09	18,47		39,61	41,02		12,82	10,04	
C/N-Verhältnis (0 - 5 cm)	24,67	21,83		23,04	21,83		20,41	20,54		17,8	16,32		20,9	21,12		19,68	15,78	

Tab. 2: Abundanz und Biomasse der Lumbriciden sowie der pH-Wert, der Anteil an org. Substanz und das C/N-Verhältnis des Bodens auf Arealen im Müritz-Nationalpark

	Bu(a)M-1			KiBu(a)M-2			KiBu(a)M-1			Ki(m)M-1			BuEi(m)M-1		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000	2001	2002	9,5	2001	2002
Abundanz (Ind./ m^2)															
Dendrobaena octaedra	6,5	5,7	13	3,5	7,33	11,67	3	9,33	6,33	n.b.	0	1,67	2,5	n.b.	n.b.
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0,33	0,33	0	0,67	0,33	0	0	0,33		0	0	0,5		
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0	0,33	0	0	0		0	0	0		
Lumbricus rubellus	1	1,7	1,67	1	0,33	0,33	2	0,7	1		0,7	1,33	8,5		
juvenile Tiere	2	11,7	10,67	8,5	22,7	23	7,5	27	13,33		2,7	1	8		
Gesamtindividuen (Ind./m^2)	9,5	19,43	25,67	13	31,03	35,67	12,5	37,03	21		3,4	4	19,5		
Biomasse (g/m^2)															
Dendrobaena octaedra	1,01	1,1	2,14	0,62	1,04	1,95	0,48	1,38	0,87	n.b.	0	0,21	0,49	n.b.	n.b.
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0,1	0,03	0	0,05	0,03	0	0	0,03		0	0	0,12		
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0		0	0	0		
Lumbricus rubellus	1,03	0,67	1,67	1	0,2	0,33	2,55	0,29	0,72		0,45	1,28	7,88		
juvenile Tiere	0,15	0,55	0,53	0,34	1,18	1,25	0,78	1,84	0,68		0,2	0,2	1,82		
Gesamtbiomasse (g/m^2)	2,14	2,42	4,37	1,96	2,47	3,59	3,81	3,51	2,3		0,65	1,69	10,31		
pH (0 - 5 cm)	2,33	3,63		3,48	2,95		3,52	3,04		3,43	2,97		3,63	3,82	
org. Substanz (%) (0 - 5 cm)	18,36	7,3		66,73	48,39		44,49	69,42		46,91	41,7		7,05	4,82	
C/N-Verhältnis (0 - 5 cm)	13,89	19,63		26,41	20,52		24	21,42		24,89	21,63		16,23	19,72	

2000 erfolgte die Beprobung im Sommer und Herbst auf je 1 m^2 Boden und 2001 sowie 2002 im Frühjahr, Sommer und Herbst auf je 1 m^2 Boden
n.b. - nicht beprobt

Tab.3: Der Lumbricidenbestand in Eberswalde in den Jahren 2000, 2001 und 2002

	KiBu(m)E-2								Ki(m)E-2								KiBu(m)E-1					
	2000		2001			2002			2000		2001			2002			2000		2001			2002
	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	05.06.	13.08.	30.10.	07.05.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	05.06.	13.08.	30.10.	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	
Abundanz (Ind./ m^2)																						
Dendrobaena octaedra	1	2	5	5	5	12	32	9	1	---	1	2	4	18	12	5	0	0	3	2	5	n.bepr.
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	---	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	---	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	
Lumbricus rubellus	3	4	1	1	2	2	3	1	0	---	1	0	0	6	6	2	1	0	1	4	4	
juvenile Tiere	3	8	22	12	18	30	26	18	1	---	2	1	11	48	20	16	0	2	2	14	20	
Gesamtindividuen (Ind./m^2)	7	14	28	18	25	44	61	28	2	---	5	3	15	73	38	24	1	2	6	20	29	
Gesamtbiomasse (g/m^2)	3	4,05	2,52	2,59	3,43	6,24	9,11	4,46	0,21	---	1,11	0,55	0,93	11,97	6,77	2,51	0,59	0,63	1,7	5,08	5,52	
Dominanz der juvenilen Tiere (%)	42,9	57,1	78,6	66,7	72	68,18	42,6	64,3	50	---	40	33,3	73,3	65,75	52,6	66,7	0	100	33,3	70	69	
pH (0 - 5 cm)	3,53	3,47	3,09	3,12	3,24				3,57	*3,47*	3,02	3,27	3,13				3,47	3,55	3,14	3,35	3,39	
org. Substanz (%) (0 - 5 cm)	40,79	41,94	29,67	50,62	33,46				40,08	47,95	26,19	37,05	45,07				37,39	13,47	29,33	14,4	18,77	
C/N-Verhältnis (0 - 5 cm)	23,09	23,53	22,56	23,03	19,9				22,26	23,24	21,84	21,3	22,35				22,04	20,77	23,47	20,7	17,46	

	Ki(a)E						Ki(m)E-1										Bu(m)E-1								
	2000		2001			2002	2000		2001			2002					2000		2001			2002			
	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.		07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	05.06.	13.08.	30.10.	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	05.06.	13.08.	30.10.			
Abundanz (Ind./ m^2)																									
Dendrobaena octaedra	0	1	1	22	12	n.bepr.	0	0	1	7	13	12	14	3	0	3	9	33	6	27	35	4			
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0			
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	7	1			
Lumbricus rubellus	1	3	0	4	18		1	1	3	2	14	4	7	8	1	1	2	0	0	2	0	1			
juvenile Tiere	0	1	11	24	54		0	0	10	31	30	61	36	22	3	7	44	73	66	84	80	25			
Gesamtindividuen (Ind./m^2)	1	5	12	50	84		1	1	14	40	57	77	57	33	4	11	56	107	74	116	122	31			
Gesamtbiomasse (g/m^2)	0,59	4,11	0,82	11,02	18,25		0,96	1,28	4,28	5,02	15,29	8,95	8,85	8,86	1,35	2,73	6,05	12,42	6,2	13,31	10,19	2,65			
Dominanz der juvenilen Tiere (%)	0	20	91,7	48	64		0	0	71,4	77,5	52,6	79,22	62,5	66,7	75	63,6	78,6	68,2	89,2	72,4	65,6	80,7			
pH (0 - 5 cm)	3,64	3,67	3,23	3,36	3,36		3,62	3,55	3,03	3,22	3,22				3,78	3,8	3,67	3,53	3,57						
org. Substanz (%) (0 - 5 cm)	19,3	24,91	13,07	22,71	19,67		40,72	30,83	50,86	36,36	35,84				14,71	13,77	8,19	12,84	9,07						
C/N-Verhältnis (0 - 5 cm)	17,88	17,45	17,16	17,6	14,19		20,38	20,78	23,24	20,71	19,41				19,51	20,03	18,53	19,52	9,29						

Tab.4: Der Lumbricidenbestand im Müritz-Nationalpark in den Jahren 2000 und 2001

	Bu(a)M-1								KiBu(a)M-2							
	2000		2001			2002			2000		2001			2002		
	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	29.05.	13.08.	30.10.	07.05.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	29.05.	13.08.	30.10.
Abundanz (Ind./ m^2)																
Dendrobaena octaedra		13	5	10	2	5	31	3	1	6	2	11	9	11	23	1
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1	0
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Lumbricus rubellus	0	2	0	2	3	2	2	1	0	2	0	0	1	0	1	0
juvenile Tiere	2	2	6	11	18	4	16	12	0	17	17	25	26	20	36	13
Gesamtindividuen (Ind./m^2)	2	17	11	23	24	11	49	17	1	25	19	36	38	31	62	14
Gesamtbiomasse (g/m^2)	0,08	4,28	1,02	3,53	2,73	4,17	7,1	1,83	0,14	3,75	1,15	3,64	2,64	3,4	6,39	0,97
Dominanz der juvenilen Tiere (%)	100	11,8	54,6	47,8	75	36,4	32,6	70,6	0	68	89,5	69,4	68,4	64,5	55,1	92,9
pH (0 - 5 cm)	3,68	3,15	3,58	3,68	3,61				3,45	3,52	2,94	3	2,92			
org. Substanz (%) (0 - 5 cm)	13,66	7	5,38	---	9,24				71,96	78,17	34,08	---	62,69			
C/N-Verhältnis (0 - 5 cm)	18,26	17,13	16,4	---	---				25,01	27,6	20,52	---	---			

	KiBu(a)M-1								Ki(m)M-1								BuEi(m)M-1			
	2000		2001			2002			2000		2001			2002			2000		2001	2002
	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	29.05.	13.08.	30.10.	07.07.	19.10.	07.05.	11.07.	15.10.	29.05.	13.08.	30.10.	07.07.	19.10.	07.05.	
Abundanz (Ind./ m^2)																				
Dendrobaena octaedra	0	6	8	8	12	9	6	4	n.b.	n.b.	0	0	0	1	4	0	1	4	n.b.	n.b.
Dendrodrilus rubidus rubidus	0	0	0	0	0	0	0	1			0	0	0	0	0	0	0	1		
Dendrodrilus rubidus subrubicundus	0	0	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0		
Lumbricus rubellus	2	2	0	0	2	2	1	0			0	2	0	1	3	0	8	9		
juvenile Tiere	4	11	18	31	32	4	28	8			0	5	3	1	1	1	12	4		
Gesamtindividuen (Ind./m^2)	6	19	26	39	46	15	35	13			0	7	3	3	8	1	21	18		
Gesamtbiomasse (g/m^2)	3,98	3,64	2,3	4,46	3,69	3,02	3,2	0,69			0	1,82	0,13	1,56	3,12	0,4	9,45	11,1		
Dominanz der juvenilen Tiere (%)	66,7	57,9	69,2	79,5	69,6	26,7	80	61,54			0	71,4	100	33,34	12,5	100	13,66	7		
pH (0 - 5 cm)	3,53	3,21	3,02	3,03	3,05				3,43	---	3,03	2,96	2,91				3,78	3,82	3,8	
org. Substanz (%) (0 - 5 cm)	44,63	15,22	66,81	---	72,03				46,91	---	27,98	---	55,43				5,48	5,79	4,66	
C/N-Verhältnis (0 - 5 cm)	24,74	22,45	21,42	---	---				24,89	---	21,63	---	---				17,28	17,25	19,72	

Tab. 5: Abundanz und Dominanz der juvenilen und adulten Lumbriciden ohne juv.Tiere in Eberswalde

	Abundanz aller Tiere Ind./m2			Dominanz juvenile Lumbriciden (%)			Dominanz adulte Lumbriciden ohne juv. Lumbriciden (%)													
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	2000				2001				2002					
							adulte Tiere	D. octa.	L. rub.	adulte Tiere	D. oct.	L. rub.	D. r. rub.	D. r. sub.	adulte Tiere	D. oct.	L. rub.	D. r. rub.	D. r. sub.	
KiBu(m)E-2																				
Frühling	n.b.	28	44	n.b.	78,6	68,2	n.b.			6	83,3	16,7	0	0	14	85,7	14,3	0	0	
Sommer	7	18	61	42,9	66,7	42,6	4	25	75	6	83,3	16,7	0	0	35	91,4	8,6	0	0	
Herbst	14	25	28	57,1	72	64,3	6	33,3	66,7	7	71,4	28,6	0	0	10	90	10	0	0	
MW	2000-2002		28,1					29,2	70,9		79,3	20,7	0	0		89	11	0	0	
Ki(m)E-2																				
Frühling	n.b.	5	73	n.b.	40	65,8	n.b.			3	33,3	33,3	0	33,3	25	72	24	0	4	
Sommer	2	3	38	50	33,3	52,6	1	100	0	2	100	0	0	0	18	66,7	33,3	0	0	
Herbst	0	15	24	0	73,3	66,7	n.b.			4	100	0	0	0	8	62,5	25	0	12,5	
	2000-2002		22,9					100	0		77,8	11,1	0	11,1		67,1	27,4	0	5,5	
KiBu(m)E-1																				
Frühling	n.b.	6	n.b.	n.b.	33,3	n.b.	n.b.			4	75	25	0	0		n.b.				
Sommer	1	20	n.b.	0	70	n.b.	1	0	100	6	33,3	66,7	0	0		n.b.				
Herbst	2	29	n.b.	100	69	n.b.	0	0	0	9	55,6	44,4	0	0		n.b.				
	2000-2001		11,6					0	50		54,6	45,4	0	0						
Ki(a)E-1																				
Frühling	n.b.	12	n.b.	n.b.	91,7	n.b.	n.b.			1	100	0	0	0		n.b.				
Sommer	1	50	n.b.	0	48	n.b.	1	0	100	26	84,6	15,4	0	0		n.b.				
Herbst	5	84	n.b.	20	64	n.b.	4	25	75	30	40	60	0	0		n.b.				
	2000-2001		30,4					12,5	87,5		74,9	25,1	0	0						
Ki(m)E-1																				
Frühling	n.b.	14	77	n.b.	71,4	79,2	n.b.			4	25	75	0	0	16	75	25	0	0	
Sommer	1	40	57	0	77,5	62,5	1	0	100	9	77,8	22,2	0	0	21	66,7	33,3	0	0	
Herbst	1	57	33	0	52,6	66,7	1	0	100	27	48,2	51,8	0	0	11	27,3	72,7	0	0	
	2000-2002		35					0	100		50,3	49,7	0	0		56,3	43,7	0	0	
Bu(m)E-1																				
Frühling	n.b.	56	116	n.b.	78,6	72,4	n.b.			12	75	16,7	0	8,3	32	84,4	6,25	6,25	3,1	
Sommer	4	107	122	75	68,2	65,6	1	0	100	34	97,1	0	0	2,9	42	83,3	0	0	16,7	
Herbst	11	74	31	63,6	89,2	80,7	4	75	25	8	75	0	12,5	12,5	6	66,7	16,7	0	16,7	
	2000-2002		65,1					37,5	62,5		82,4	5,6	4,2	7,9		78,1	7,6	2,1	12,2	

n.b. = nicht beprobt
Ind. = Individuen
D. octa = Dendrobaena octaedra
L. rub. = Lumbricus rubellus
D. r. rub. = Dendrodrilus rubidus rubidus
D. r. sub.= Dendrodrilus rubidus subrubicundus
adulte T. = adulte Tiere

Tab. 6: Abundanz und Dominanz der juvenilen und adulten Lumbriciden ohne juv.Tiere im Müritz-Nationalpark

	Abundanz aller Lumbriciden Ind./m2			Dominanz juvenile Lumbriciden (%)			Dominanz adulte Lumbriciden ohne juv. Lumbriciden (%)													
							2000				2001					2002				
	2000	2001	2002	2000	2001	2002	adulte T.	D. octa.	L. rub.	D. r. rub.	adulte T.	D. oct.	L. rub.	D. r. rub.	D. r. sub.	adulte T.	D. oct.	L. rub.	D. r. rub.	D. r. sub.
Bu(a)M-1																				
Frühling	n.b.	11	11	n.b.	54,6	36,4	n.b				5	100	0	0	0	7	71,4	28,6	0	0
Sommer	2	23	49	100	47,8	32,6	0	0	0	0	12	83,3	16,7	0	0	33	93,9	6,1	0	0
Herbst	17	24	17	11,8	75	70,6	15	86,7	13,3	0	6	33,3	50	16,7	0	5	60	20	20	0
MW	2000-2002		19,3					43,4	6,7	0		72,2	22,2	5,6	0		75,1	18,2	6,7	0
KiBu(a)M-2																				
Frühling	n.b.	19	31	n.b.	89,5	64,5	n.b.				2	100	0	0	0	11	100	0	0	0
Sommer	1	36	62	0	69,4	55,1	1	100	0	0	11	100	0	0	0	26	88,5	3,9	3,9	3,9
Herbst	25	38	14	68	68,4	92,9	8	75	25	0	12	75	8,3	16,7	0	1	100	0	0	0
MW	2000-2002		28,3					87,5	12,5	0		91,7	2,8	5,6	0		96,2	1,3	1,3	1,3
KiBu(a)M-1																				
Frühling	n.b.	26	15	n.b.	69,2	26,7	n.b.				8	100	0	0	0	11	81,8	18,2	0	0
Sommer	6	39	35	66,7	79,5	80	2	0	100	0	8	100	0	0	0	7	85,7	14,3	0	0
Herbst	19	46	13	57,9	69,6	61,5	8	75	25	0	14	85,7	14,3	0	0	5	80	0	20	0
MW	2000-2002		24,9					37,5	62,5	0		95,2	4,8	0	0		82,5	10,8	6,7	0
Ki(m)M-1																				
Frühling	n.b.	0	3	n.b.	0	33,3	n.b.				0	0	0	0	0	2	50	0	0	0
Sommer	n.b.	7	8	n.b.	71,4	12,5	n.b.				2	0	100	0	0	7	57,1	0	0	0
Herbst	n.b.	3	1	n.b.	100	100	n.b.				0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MW	2001-2002		3,7									0	33,3	0	0		35,7	0	0	0
BuEi(m)M-1																				
Frühling	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.				n.b.					n.b.				
Sommer	21	n.b.	n.b.	57,1	n.b.	n.b.	9	11,1	88,9	0	n.b.					n.b.				
Herbst	18	n.b.	n.b.	22,2	n.b.	n.b.	14	28,6	64,3	7,1	n.b.					n.b.				
MW	19,5							19,9	76,6	3,6										

n.b. = nicht beprobt
Ind. = Individuen
D. octa = Dendrobaena octaedra
L. rub. = Lumbricus rubellus
D. r. rub. = Dendrodrilus rubidus rubidus
D. r. sub.= Dendrodrilus rubidus subrubicundus
adulte T. = adulte Tiere

Mikroarthropoden

Allgemeines

Dipl.Biol. E. Kreibich & Dipl.LÖNS. A. Wegener

Im Verlauf der Jahre 2000 und 2001 wurden an den Standorten Müritz Nationalpark und Eberswalde aus 450 Bodenproben insgesamt 339.222 Tiere extrahiert.
Im Müritz Nationalpark Betrug die Zahl der Bodenproben 234. Dabei wurden im Jahr 2000 auf insgesamt 5 Flächen 90 Proben entnommen, im Jahr 2001 kamen weitere 3 Flächen hinzu, so daß in diesem Jahr 144 Proben gezogen wurden. Insgesamt wurden hier 188.706 Tiere gefunden, wobei die Milben mit 167.694 die häufigsten Tiere waren.
In Eberswalde wurden in beiden Jahren auf 6 Flächen jeweils 108 Proben entnommen, in denen insgesamt 150.516 Tiere enthalten waren. Auch hier bildeten die Milben mit 124.455 Individuen die größte Gruppe.
An beiden Standorten waren die Oribatiden die individuenreichste Milbengruppe.
Die beiden Untersuchungsjahre werden im Folgenden separat betrachtet, da einzelne Gruppen an den verschiedenen Standorten z.T. beträchtliche Unterschiede aufweisen.

Material und Methoden

Die einzige Methode, um quantitative, flächenbezogene Ergebnisse zu erhalten, ist die Entnahme von Bodenkernen definierter Größe mit anschließender Extraktion der darin enthaltenen endogäischen und Teilen der epigäischen Fauna (RUSSEL 1993).

Faunistische Probenentnahme

Die Feldbeprobung erfolgte in beiden Untersuchungsgebieten auf den genannten Flächen jeweils einmal im Frühjahr, Sommer und Herbst. Aus genehmigungspflichtigen Gründen konnten im Jahr 2000 auf der reinen Kiefernfläche im Müritz NP nur im Sommer Proben genommen werden. Beim ersten Probenentnahmetermin am 20.4.2000 im Müritz NP wurden auf 4 Standorten unterschiedlicher Vegetationszusammensetzung jeweils 10 Proben entnommen. Zur Entnahme der Bodenkerne wurden zunächst an jedem der 4 Standorte jeweils 2 Untersuchungsflächen (Pseudoreplikat I und II) mit einem Durchmesser von ca. 3 m abgegrenzt. Anschließend wurden jeder dieser 8 Flächen jeweils 5 Bodenproben entnommen (z.B. MNP/00/I, Ki/Bu II, Pseudoreplikat I = Proben 1-5), wobei darauf geachtet wurde, daß die Vergleichsflächen des jeweiligen Standortes in ihrer Oberflächenstruktur (z.B. Vegetationszusammensetzung und- dichte, Mächtigkeit der Humusauflage) annähernd gleiche

Verhältnisse aufwiesen und durch eine entsprechende Entfernung zueinander möglichst unabhängige Populationsbeziehungen im Bereich der Bodenmesofauna erfaßt werden konnten. Wichtig dabei ist auch, dass die Proben in einem entsprechendem Abstand zu den umstehenden Bäumen genommen werden, da mit dem vom Kronendurchlass an den Stämmen abfließendem Regenwasser zusätzliche Nährstoffe in den Umkreis von einigen Metern um die Stammbasen gelangen, was sich auf das Dominanzspektrum der Mesofauna des Bodens auswirkt (TISCHLER 1990). Bei den folgenden Entnahmeterminen im Müritz NP (6.7.00, 19.10.00) und Eberswalder Forst (6.6.00, 7.7.00, 20.10.00) wurde der Probenumfang auf 3 Proben je Vergleichsfläche reduziert, da die Auslese der Proben je nach Tierbesatz sehr zeitaufwendig ist. So kann nach DUNGER (1975) die Auslese einer stark besetzten Probe bis zu 10 Stunden in Anspruch nehmen.

Die Entnahme der Proben aus dem Boden erfolgte mit Hilfe eines Bodenstechers, der einen Durchmesser von 6,4 cm hatte. Der Bodenstecher besteht aus einem Rohrzylinder aus rostfreiem Stahl, der im unteren Teil angeschärft ist, wodurch ein leichtes Eindringen des Bodenstechers in den Boden ermöglicht und eine unnötige Kompression des Bodens verhindert wird. Nach dem Herausziehen des Bodenstechers aus dem Boden und dem Öffnen einer seitlichen Klappe am Rohrzylinder, die während der Probenentnahme durch einen Stahlring am oberen Teil geschlossen gehalten wird, wurden die oberen 5 cm der jeweiligen Probe mit einem Spatel aus dem Rohrzylinder entnommen und in eine Transportdose gleicher Größenverhältnisse überführt (Abb. 18), wodurch Strukturveränderungen der Bodenkerne weitestgehend vermieden werden konnten.



Abb. 18: Bodenstecher mit geöffneter Seitenklappe, Spatel zum Abstechen der Bodenprobe, Transportdose

Anschließend wurden die Transportdosen mit Deckeln luftdicht verschlossen, so dass bis zur

Bestimmung des Bodenwassergehaltes im Labor kaum Feuchtigkeit entweichen konnte.

Um zudem ein vorzeitiges Absterben der Bodenorganismen zu verhindern, wurden die entnommenen Proben während des Transportes in Kühlboxen gelagert.

Extraktion und Auslese

Um die in den Bodenproben befindlichen Tiere vom Substrat zu trennen, werden in der Bodenmesofaunistik mechanische oder dynamische Extraktionsverfahren angewendet. Mechanische Verfahren, die das im Vergleich zum Boden geringere Gewicht der Bodentiere nutzen, um sie aus dem Substrat aus- und aufzuspülen, werden jedoch trotz ihrer relativ hohen Effizienz nur selten eingesetzt, da sie arbeitsaufwendiger als dynamische Methoden sind. Den dynamischen Verfahren liegt im wesentlichen die Fluchtreaktion der Tiere vor einer Verschlechterung der Umweltbedingungen, speziell vor Hitze und Trockenheit, zugrunde (KOEHLER 1993), so dass die Tiere die Bodensubstanz aktiv verlassen. Zur Austreibung der Mikro- und Mesofauna aus den entnommenen Bodenproben wurde eine Hitzeextraktion nach MACFADYEN (1953, 1961) in einer gleichnamigen „high-gradient“ Extraktionsapparatur durchgeführt (Abb. 19). Dieser Apparat besteht aus zwei voneinander getrennten, übereinanderliegenden Kammern. Die untere Kühlkammer ist mit einem separaten Kühlschrank verbunden, während die obere Heizkammer über ein integriertes Umluftheizgebläse mit elektronischer Temperaturregelung ihre Funktion erhält. In der Trennwand zwischen den Kammern befinden sich Öffnungen, in welche die Proben jeweils in einen Plastebecher mit Siebboden gestellt werden, wobei sich die untere Hälfte der Probe im Bereich der Kühlkammer befindet, während die obere Hälfte in die Heizkammer ragt. Die Maschenweite der Drahtsiebe beträgt 2 mm. Damit die Tiere der oberen, in der Regel lockeren Schichten, nicht die engeren Poren der tieferen Bodenprobenschichten passieren müssen, was aufgrund ihrer größeren Körperproportionen meistens nicht möglich ist (HAMMER 1947, MACFADYEN 1955), wurden die Proben mit der Oberseite nach unten in den Apparat gestellt. Um den vorhandenen Porenraum der Bodenproben möglichst in einem intakten Zustand zu halten und eine gerichtete Austrocknung von oben her zu fördern, wurden sie während des Extraktionsverlaufes in den geöffneten Transportdosen belassen. Nach EDWARDS & FLETCHER (1971) erbringen intakte, invertierte Proben bei den meisten Bodentiergruppen die höchste Extraktionseffizienz, während ein blockierter Porenraum die Tiere beim Verlassen des Bodens behindert (HAMMER 1944). Zudem verläuft in gestörten Proben die Austrocknung nicht wie angestrebt gleichmäßig von oben nach unten, sondern in

den einzelnen Bodenaggregaten von allen Oberflächenpunkten gleichzeitig von außen nach innen, so dass die Tiere im feuchten Inneren der Aggregate Zuflucht suchen, wo sie jedoch durch die später eintretende Trockenheit absterben (MACFADYEN 1955). Unterhalb der Proben befinden sich in der unteren Kammer Trichter, die jeweils in ein Gefäß mit einer Fixierflüssigkeit (ca. 10 ml) einmünden. Damit sich die bei der Verdunstung des Bodenwassers entstehende Feuchtigkeit nicht an den kühlen Trichtern absetzt, an der ein Großteil der Tiere haften bleiben könnte, haben die eingesetzten Siebe einen etwas größeren Durchmesser als die Probengefäße, wodurch ein Spalt bleibt, die sogenannte „HAARLØV-Passage“ (HAARLØV 1947; MACFADYEN 1955), durch welche die Feuchtigkeit nach oben abziehen kann. Als Auffangflüssigkeit hat sich nach DUNGER & FIEDLER (1989) Isopropanol bewährt, welches bei dieser Extraktion in einer Formulierung von 50% eingesetzt wurde.

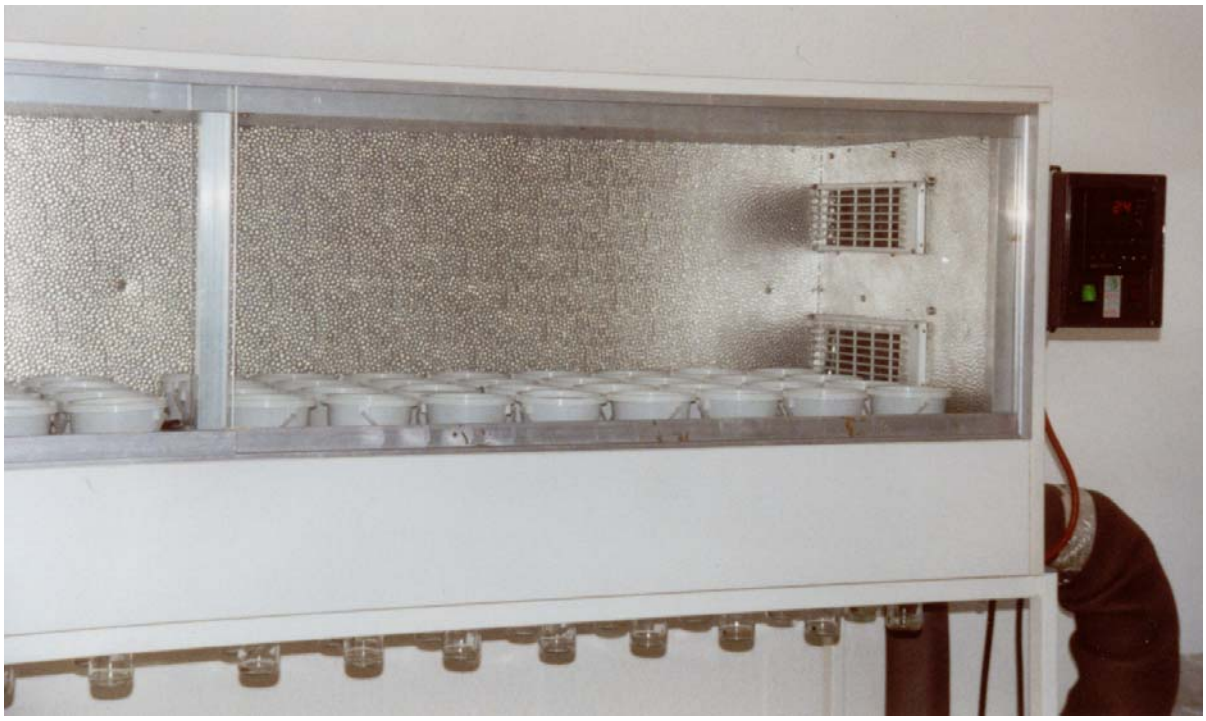


Abb. 19: Extraktionsapparat nach Macfadyen

Die Proben befanden sich bei allen Terminen 12 Tage in der Extraktionsapparatur, in deren Verlauf die Temperatur in der Heizkammer von 20° C langsam auf 60°C erhöht wurde. Die Abb. 20 zeigt den jeweiligen Temperaturverlauf in den beiden Kammern während des Extraktionsverlaufes. Um eine rasche Austrocknung der Bodenproben zu verhindern, bei der vor allem kleine und weichhäutige endogäische Formen, wie z.B. verschiedene Arten der Collembolen, noch innerhalb der Proben absterben (EDWARDS & FLETCHER 1971), wurden

sowohl die Bodenkerne als auch die Plastebecher anfangs abgedeckt. Durch die beschriebene Stellung der Proben in den Trennwandöffnungen wird zwischen dem 6. und 8. Tag in den Proben jeweils ein Temperaturgradient von ca. 15° C erreicht. Mit dem Entfernen der Deckel ab diesem Zeitpunkt wird anschließend, aufgrund der Verdunstung des Bodenwassers im Bereich der Heizkammer, zusätzlich ein Feuchtegradient aufgebaut. Dies hat zur Folge, dass die Organismen entlang der Gradienten hin zu niedrigeren Temperaturen und höherer Feuchtigkeit in den Bodenproben in zwei Schüben abwärts wandern, bis sie schließlich den Boden verlassen und durch die Siebe in die Gefäße mit der Fixierflüssigkeit fallen. Während die Collembolen und die anderen Tiere den Boden aufgrund des sich aufbauenden Temperaturgradienten zuerst verlassen, liegt bei einigen Oribatiden- und Gamasidenarten der optimale Extraktionskoeffizient bei Temperaturen um 40° C, so dass diese erst aus den Proben weichen, wenn in der Heizkammer eine Temperatur von ca. 60° C herrscht. Nach Beendigung der Extraktion wurden in die Auffanggefäße einige Tropfen Diethyläther gegeben, um einzelne Tiere mit stark hydrophoben Eigenschaften der Kutikula zum Absinken zu bringen. Anschließend wurden die Probeflaschen mit 90- und 70 %igem Ethanol aufgefüllt, so dass die Tiere bis zur weiteren Verarbeitung in einem Isopropanol/Ethanol-Gemisch, das 70 %igem Ethanol entspricht, konserviert wurden. Für die spätere Untersuchung bodenkundlicher Parameter wurde die Erde jeder Probe, einzeln in Gefriertüten verpackt, bei – 20° C eingefroren.

Die Auslese der Proben erfolgte unter einem Binokular mit 10 - 40-facher Vergrößerung. Dabei wurden die Tiere jeder einzelnen Probe in Collembola und sonstige Tiere (z.B. Araneae, Coleoptera, Heteroptera, Thysanoptera), sowie in die Milbengruppen Gamasida, Actinedida, Oribatida und Acaridida getrennt. Zum Schluss wurden die einzelnen Tiergruppen und Milbentaxa ausgezählt und in kleine Glasröhrchen mit 70 %igem Alkohol überführt, die anschließend mit einem Wattestopfen verschlossen wurden. Um die Verdunstung des Alkohols aus den Röhrchen zu verhindern, wurden diese bis zur Präparation und Bestimmung der Tiere in Plasteflaschen, die ebenfalls mit 70 %igem Alkohol gefüllt wurden, aufbewahrt.

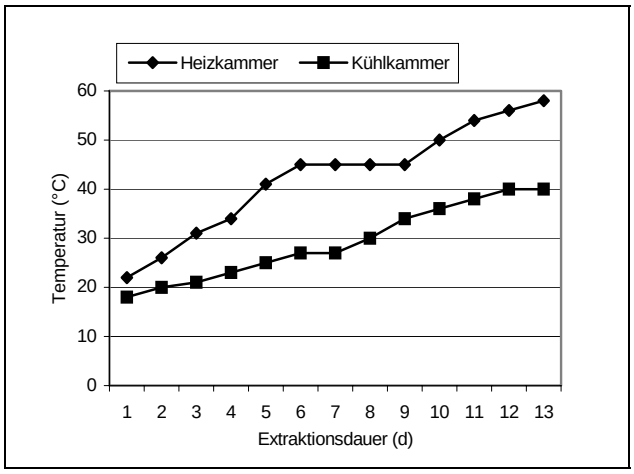


Abb. 20: Temperaturverlauf während der Extraktion nach Macfadyen

Auswertungsmethoden

Die Grundlage für jede zönologische Untersuchung bilden die Beschreibung und der Vergleich von Tiergemeinschaften. Zur Erfassung ihrer komplexen Struktur werden zahlenmäßig fassbare Größen herangezogen. PALMGREN (1930 zit. von BALOGH 1958) führte dafür den Begriff "Charakteristika" ein. BALOGH (1953, 1958) unterscheidet zwischen den Charakteristika der absoluten (z.B. Abundanz, Biomasse) sowie relativen (z.B. Dominanz) Mengenverhältnisse und den strukturellen Charakteristika (z.B. Diversität, Konstanz).

Weiterhin werden Charakteristika der Faunenähnlichkeit bzw. des Vergleiches von Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1993), z.B. Artenidentität, Dominantenidentität oder der Wainstein-Index verwendet.

Zur Beurteilung von Messungen oder Zählungen sind statistische Methoden notwendig. Mit Hilfe eines statistischen Tests wird geprüft, mit welcher Wahrscheinlichkeit eine aufgestellte Nullhypothese (H_0) beibehalten oder abgelehnt werden muß. Die Nullhypothese besagt im allgemeinen, dass zwei Stichproben in einem oder mehreren Merkmalen übereinstimmen (MÜHLENBERG 1993).

Wilcoxon-Test

Da pro Replikat 5 (MNP 00/I) bzw. 3 Proben entnommen wurden, wurde aus den ausgezählten Ergebnissen jeweils der Mittelwert gebildet. Zum Vergleich der Mittelwerte wurde ein parameterfreier Test, der Wilcoxon-Test durchgeführt, der bei einem geringen Stichprobenumfang, wie er hier vorliegt, eine häufig angewendete Auswertungsmethode ist. Für eine gute statistische Auswertung, z.B. mit dem t-Test (MÜHLENBERG 1993), wäre ein

größerer Stichprobenumfang nötig. Beim Wilcoxon-Test werden alle Individuenzahlen einer Gruppe der Größe nach sortiert und diesen Rängen zugeordnet, aus denen schließlich die Summe für die Replikate I (R_1) und II (R_2) ermittelt wird. Die Vergleichsgrößen U_1 und U_2 werden wie folgt berechnet:

$$U_1 = m \times n + \frac{m(m+1)}{2} - R_1$$

$$U_2 = m \times n + \frac{m(m+1)}{2} - R_2$$

m = Anzahl der Werte in Gruppe 1

n = Anzahl der Werte in Gruppe 2

R_1 = Summe aller Rangwerte der Gruppe 1

R_2 = Summe aller Rangwerte der Gruppe 2

Der errechnete kleinere U-Wert wird als Prüfgröße genommen und mit dem entsprechenden U-Tabellenwert (Prüftabelle in WÜSTENBERG & LISKE 1995) verglichen. Ist die Prüfgröße kleiner oder gleich dem Tabellenwert, dann bestehen signifikante Unterschiede zwischen beiden Versuchsflächen des Standortes. Bei einem gegenüber der Prüfgröße größerem Tabellenwert liegt Insignifikanz vor. Auf diese Weise ließen sich die Abundanzen der Gamasida der jeweiligen Replikate untereinander vergleichen.

Abundanz

Die Abundanz ist die Anzahl der Individuen bezogen auf eine bestimmte Flächen- oder Raumeinheit (BALOGH 1958). Die Ergebnisse aller drei Probenentnahmen pro Untersuchungsfläche wurden zunächst zusammengefasst, um Gesamtzahlen für die einzelnen Probeflächen bzw. Arten zu erhalten. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit mit anderen faunistischen Arbeiten (RUSSELL 1993), wurden die Gesamtabundanzen ausgehend vom Radius des Stechzylinders (3,2 cm) auf eine Fläche von einem Quadratmeter hochgerechnet.

$$A = \frac{n_i \times 10000}{\pi \times r^2}$$

n_i = Individuenzahl der Art i einer Untersuchungsfläche

r = Radius des Stechzylinders

Dominanz

Die relative Häufigkeit einer Art in einer Gesellschaft wird durch die Dominanz (D_i) als ihr prozentualer Anteil an der Gesamtindividuenzahl gekennzeichnet.

$$D_i = \frac{n_i}{N} \times 100[\%]$$

n_i = Individuenzahl bzw. Abundanz der Art i

N = Gesamtindividuenzahl bzw. Gesamtabundanz

Die Dominanz kann bedingt sein durch Eigenschaften wie der Lebensform und Größe, dem Modus der Ressourcennutzung, der Vermehrungsrate und Lebensdauer, der ökologischen Potenz oder der Resistenz (SCHÄFER 1992) gegenüber widrigen Umwelteinflüssen. Die Dominanzstruktur einer Populationsgemeinschaft gibt Hinweise auf die charakteristischen Arten (Leitarten) des Biotops (MÜHLENBERG 1993). Sie wird meist in Form von Histogrammen veranschaulicht. Zur Darstellung der Dominanzen erfolgt eine Einteilung in Dominanzklassen. ENGELMANN (1978) schlägt eine logarithmische Einteilung in 6 Dominanzklassen vor (Tab. 3).

Dominanzklasse	Dominanz in %	
eudominant	≥ 32,0	Hauptarten
dominant	10,0 – 31,9	
subdominant	3,2 – 9,9	
rezedent	1,0 – 3,19	Begleitarten
subrezedent	0,32 – 0,99	
sporadisch	< 0,32	

Tab. 3: Einteilung der Dominanz nach Engelmann

Konstanz

Unter dem synökologischen Begriff Konstanz (C_i) wird das Ausmaß der Regelmäßigkeit im Vorkommen einer Art in getrennten Beständen (Aufnahmeflächen) eines größeren Gebietes

verstanden (MÜLLER 1991). Die Konstanz wird durch den Prozentsatz der Proben angegeben, in denen die betreffende Art vertreten ist (BALOGH 1958).

$$C_i = \frac{P_i}{N} \times 100[\%]$$

P_i = Anzahl der die Art i enthaltenden Proben einer Aufnahmeserie

N = Gesamtzahl der Proben einer Aufnahmeserie

TISCHLER (1949 zit. von BALOGH 1958) unterscheidet drei Typen der Konstanz, die als Präsenz, Konstanz und Frequenz bezeichnet werden. Die Präsenz ergibt sich aus dem Vorkommen einer Art in verschiedenen Habitaten ohne Rücksicht auf deren Größe und Struktur, die Konstanz ist das Vorhandensein in gleichartigen Beständen und die Frequenz das Auftreten in den Probeflächen eines Habitats. Es werden 4 Stufen der Konstanz unterschieden (Tab. 4).

Stufe	Konstanz in (%)
eukonstante Arten	75 - 100
konstante Arten	50 - 75
akzessorische Arten	25 - 50
akzidentelle Arten	0 - 25

Tab. 4: Konstanzstufen nach TISCHLER (1949) (aus BALOGH 1958)

Die Konstanz einer Art ist mit zunehmender Größe der Probeflächen in abnehmendem Grade vom Individuenreichtum der Art abhängig und umgekehrt. Bei sehr kleinen Probeflächen wird der Wert der Konstanz besonders durch die quantitativen, bei großen Probeflächen mehr durch die distributiven Eigenschaften der untersuchten Art beeinflusst (BALOGH 1958).

Diversität und Evenness

Die Diversität beschreibt die Verteilung der Individuen in einem Lebensraum auf die Arten (MÜHLENBERG 1993). Sie ist ein Maß für die Mannigfaltigkeit (MÜLLER 1991) einer Lebensgemeinschaft. Ökologisch werden drei Untergruppierungen unterschieden, die α- , β- und γ-Diversität (WHITTAKER 1965). Die α-Diversität bezieht sich auf den Artenreichtum innerhalb einer Gemeinschaft oder eines Habitats (within-habitat diversity). Mit der β-Diversität wird die Änderung der Artenzusammensetzung entlang eines Umweltgradienten beschrieben (between-habitat diversity). Die γ-Diversität drückt die Artenmannigfaltigkeit in verschiedenen Biotopen eines Landschaftskomplexes aus.

Zur Berechnung der Diversität von stichprobenartig erfassten Artengemeinschaften empfehlen PIELOU (1966) und MÜHLENBERG (1993) die Verwendung der aus der Informationstheorie stammenden SHANNON & WEAVER-Funktion (1949) (RICKLEFS 1990, MÜLLER 1991). Sie ergibt sich aus den Dominanzen aller erfassten Arten eines Standortes.

$$H_s = -\sum_{i=1}^{S} p_i \times \ln p_i$$

H_s = Diversität (nach SHANNON & WEAVER 1949)

S = Gesamtartenzahl

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i, d.h. Anteil der i-ten Art an der Gesamtindividuenzahl

$$\sum_{i=1}^{S} p_i = 1$$

N = Gesamtindividuenzahl

n_i = Individuenzahl der Art i

Die Diversität ist Null, wenn alle Individuen einer Art angehören und erreicht ihren höchsten Wert (H_{max}), wenn die Individuen gleichmäßig auf die Arten verteilt sind, d.h. wenn $\frac{n_i}{N}$ für alle Arten gleich ist (FAGER 1972, MÜLLER 1991). Um zu erkennen, ob ein ermittelter Diversitätswert aufgrund einer höheren vorhandenen Artenzahl bei unterschiedlichen Individuenzahlen oder einer gleichmäßigen Verteilung bei wenigen verschiedenen Arten

zustande gekommen ist, ist die Ermittlung der Evenness (E), ein Maß für die Gleichförmigkeit der Individuenverteilung auf die Arten, notwendig. Dabei wird die Diversität in Relation zum Maximalwert der Diversität gesetzt.

$$E = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_S}{\log S}$$

H_s = Diversität

H_{max} = maximale Diversität

S = Gesamtartenzahl

Die Werte für die Evenness können zwischen 0 und 1 liegen, wobei bei 1 eine Gleichverteilung aller Individuen auf die Arten vorliegt.

Geringe Diversitäts- und Evennesswerte zeigen eine unausgeglichene Dominanzstruktur an. Derartige Zönosen gelten als instabil und daher leicht zerstörbar (MADER 1980).

Artenidentität

Ein quantitativer Unterschied im Organismengehalt von zwei zu vergleichenden Flächen kommt durch den Grad ihrer Artenidentität zum Ausdruck (MÜLLER 1991). Die Jaccardsche Zahl (JZ) beschreibt sie durch das Verhältnis der Anzahl von Arten, die gemeinsam in beiden Beständen vorkommen zur Anzahl derjenigen, die in den Proben A bzw. B vertreten sind (JACCARD 1901).

$$JZ = \frac{c}{S_A + S_B - c} \times 100[\%]$$

c = Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vorkommenden Arten

S_A = Anzahl aller in Probe A vorkommenden Arten

S_B = Anzahl aller in Probe B vorkommenden Arten

Mit der Jaccardschen Zahl ist der Mengenquotient (MQ) gleichzusetzen. Nach diesem ergibt sich die Artenidentität aus der Relation von Durchschnittsmenge c und Vereinigungsmenge a + b + c zweier Bestände (MÜLLER 1978). Dabei ist a bzw. b die Anzahl der nur in der Probe A bzw. B vorkommenden Arten. Durch den Mengenquotient werden im ökologischen Vergleich die seltenen Arten überbewertet.

A = Probe A B = Probe B

$$MQ = \frac{c}{a+b+c} \times 100 = \frac{A \cap B}{A \bigcup B} \times 100[\%]$$

a = Anzahl der nur in Probe A vertretenden Arten

b = Anzahl der nur in Probe A vertretenden Arten

c = Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vertretenden Arten

Der SÖRENSEN-Quotient (QS) (SÖRENSEN 1948) berücksichtigt nur die Zahl der gemeinsamen Arten und dient zum einfachen Vergleich von Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1993).

$$QS = \frac{2c}{S_A + S_B} \times 100[\%]$$

c = Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vertretenden Arten

S_A, S_B = Anzahl aller in Probe A bzw. B vorkommenden Arten

Der Sörensen-Quotient liegt zwischen 0 und 100 %. Je höher der Wert, umso größer ist die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung (MÜHLENBERG 1993).

Dominantenidentität

Als Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften (MÜHLENBERG 1993) wird der Renkonen-Index (Re) berechnet. Er ergibt sich aus der Summe der geringeren Dominanzwerte von zwei an beiden Standorten beteiligten Arten (RENKONEN 1938). Nach WOLDA (1981) ist der Renkonen-Index ein sehr guter quantitativer Ähnlichkeitskoeffizient, da er von den Faktoren Probengröße und Artendiversität nur leicht beeinflusst wird. Jedoch werden die dominanten Arten stärker betont.

$$\mathrm{Re} = \sum_{i=1}^{S} D_i^{\min}$$

$D_i^{\min}$ = kleinerer Dominanzwert der Art i zweier Standorte

Wainstein-Index

Mit dem Ähnlichkeitskoeffizienten nach WAINSTEIN (1967) werden nicht nur die gemeinsamen Arten, sondern auch ihre relativen Häufigkeiten berücksichtigt. Durch die Berechnung des Wainstein-Indexes (Wai) wird ein Ausgleich zwischen der Überbetonung dominanter Arten durch die Dominantenidentität (Re) und der seltenen Arten durch die Artenidentität (MQ oder JZ) erziehlt, d.h. es werden qualitative und quantitative Aspekte in einem Wert kombiniert (TISCHLER 1984). Höhere Werte zwischen 0 und 100 % belegen größere Ähnlichkeiten zwischen den zu vergleichen Flächen (MÜLLER-MOTZFELD 1987 zit. von SCHULTZ 1997, MÜHLENBERG 1993).

$$Wai = \frac{\mathrm{Re} \times MQ}{100}[\%]$$

Re = Dominantenidentität (Renkonen-Index)

MQ = Artenidentität (Mengenquotient)

Clusteranalyse

Die Ergebnisse der Faunenähnlichkeitsindices werden häufig in Dendrogrammen dargestellt. Dazu werden die Ähnlichkeiten zwischen den Standorten berechnet, ins Verhältnis gesetzt und in Baumdiagrammen dargestellt (SCHULTZ 1997). Das verwendete Programm "Cluster" ermittelt die Abstände der Ähnlichkeit nach dem average-linkage Verfahren (HARTUNG & ELPELT 1995).

Korrespondenzanalyse

Die Korrespondenzanalyse (CA) ist ein graphisches Verfahren zur Darstellung von Zusammenhängen zwischen Zeilen- (z.B. Arten) und Spaltenvariablen (z.B. Untersuchungsflächen) in einer zweidimensionalen Kontingenztabelle. Im Gegensatz zur Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) bleiben dabei die Umweltvariablen unberücksichtigt, wodurch eine Bewertung der Umweltfaktoren und Arten entfällt. Das Verfahren eignet sich vor allem zur Untersuchung von Gebieten einheitlichen Biotoptyps (HARTUNG & ELPELT 1995).

Die Methode der durchgeführten Analyse beruht auf der Annahme, dass die Daten der Spalten und der Zeilen einer Kreuztabelle miteinander korreliert sind. Die Daten, die in der Kreuztabelle enthalten sind, werden in einem multidimensionalen Raum betrachtet und die Ausgangsvariablen in einem zwei- oder dreidimensionalen Raum abgebildet.

Ergebnisse

Die Großgruppen

Die Diagramme in Abb. 21 zeigen die Abundanzen der Bodenmesofauna-Großgruppen. Leider wurden die Flächen mittleren Alters im Müritz NP, die die Replikate zu den Flächen mit mäßigem Nährstoffangebot in Eberswalde bilden, erst im Jahr 2001 beprobt. Die Kiefernfläche im Müritz NP wurde zwar schon im Jahr 2000 beprobt, in diesem Jahr aber nur im Sommer. Besonders von den Oribatiden ist bekannt, daß diese oftmals im Frühjahr und Herbst die höchsten Individuendichten erreichen. Da die Sommerbeprobung allein vermutlich nicht ausreicht, um zuverlässige Daten zu erhalten, wurden diese Proben hier nicht berücksichtigt.

Links in den Diagrammen sind jeweils die Flächen dargestellt, die an beiden Standorten repliziert sind, rechts die zusätzlichen Flächen auf beiden Standorten. Zur besseren Anschauung wurden die replizierten Flächen nach steigendem Buchenanteil sortiert, die restlichen Flächen in umgekehrter Reihenfolge. Zu beachten ist, daß im Müritz NP die Fläche KiBu(a)M-1 die Fläche ist, welche mit der Mischfläche in Eberswalde vergleichbar ist.

Es fällt auf, daß die Zahl der Milben mit steigendem Kiefernanteil zunimmt, wobei die Unterschiede besonders deutlich zwischen den reinen Kiefernflächen und den Mischflächen sind. Hier sind die Unterschiede statistisch signifikant (P=0,1). Auf der Fläche KiBu(m)M-2, auf der die Buchen noch sehr jung sind, unterscheidet sich die Zahl der Milben allerdings nicht signifikant von der Zahl der Milben auf der Kiefernfläche (Ki(m)M-1). Die Unterschiede zwischen den Mischflächen und den reinen Buchenflächen sind zwar in der Tendenz zu erkennen, lassen sich aber statistisch nicht nachweisen. Im Müritz-Nationalpark wurden die höchsten Abundanzen auf den Mischflächen hohen Alters gefunden, während die Zahl der Milben auf der jungen Kiefernfläche sehr niedrig ist und ungefähr auf dem selben Niveau liegt, wie auf den reinen Laubwaldflächen. In Eberswalde ist auch auf den Flächen mit hoher Nährstoffversorgung der Trend steigender Milbenzahlen mit zunehmendem Kiefernanteil zu erkennen. Im Jahr 2001 kam es auf der Naturwaldparzelle jedoch zu einem leichten Einbruch der Milbenpopulation. Da diese Fläche offener ist als die restlichen Flächen, könnte dies ein Effekt des trockeneren Wetters sein, da diese Fläche einer höheren Bestrahlung und damit einer größeren Verdunstung ausgesetzt sind.

Die Collembolen und „Resttiere“ im Müritz NP zeigen in ihrer Zahl keine signifikanten Unterschiede zwischen den mit Eberswalde vergleichbaren Standorten. Bei den „Resttieren“ konnten jedoch deutliche Unterschiede zwischen den Flächen mit einem Kiefernanteil bzw.

reiner Kiefer und den Flächen mit reinem Laubwald festgestellt werden. Eine Ausnahme bildet die Fläche mit dem jungen Kiefernbestand. Diese weist hinsichtlich der Zahl der „Resttiere“ keine signifikanten Unterschiede zu den Laubwaldflächen auf, unterscheidet sich aber deutlich von den übrigen Flächen.

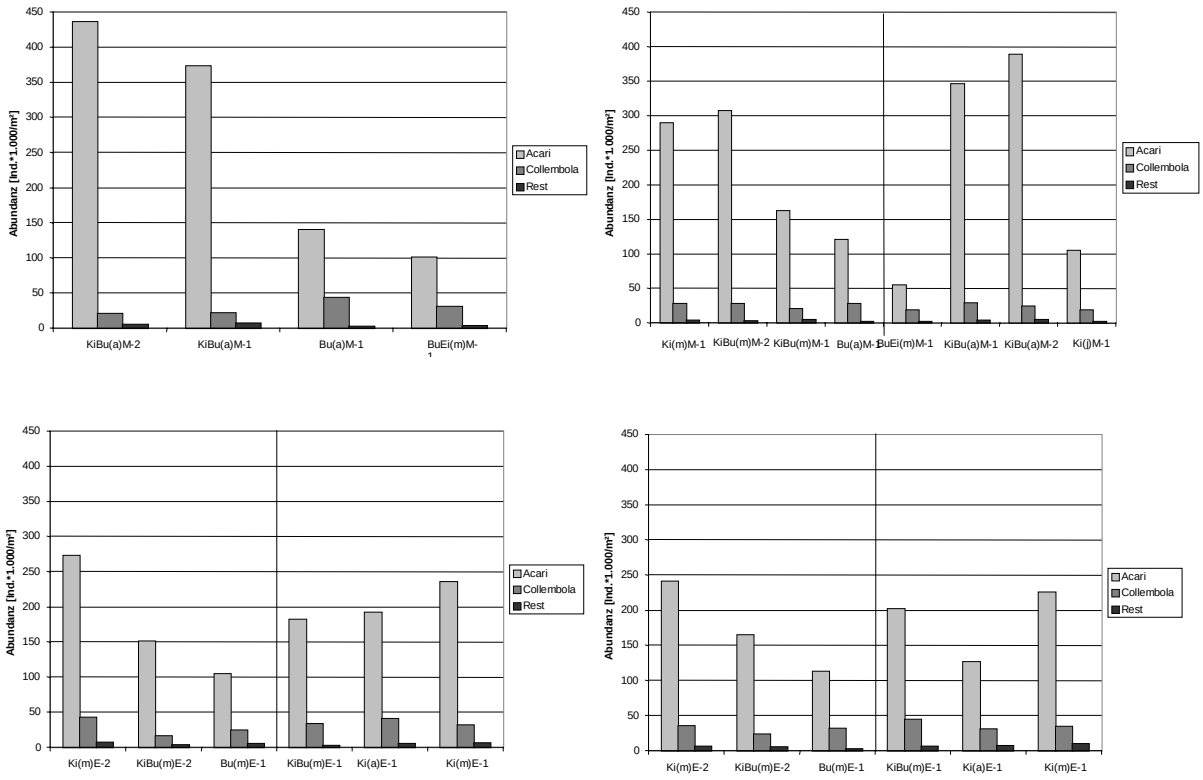


Abb. 21: Abundanz der Bodenmesofauna-Großgruppen. a) Im Müritz NP im Jahr 2000, b) im Müritz NP im Jahr 2001, c) in Eberswalde im Jahr 2000 und d) in Eberswalde im Jahr 2001

Auch in Eberswalde traten bei den Collembolen im Jahr 2001 keine Unterschiede zwischen den Flächen hinsichtlich ihrer Zahl auf, während die „Resttiere“ hier nur auf den Buchenflächen deutlich niedrigere Abundanzen aufwiesen. Generell scheinen die Unterschiede zwischen den Flächen in Eberswalde im Jahr 2001 gegenüber dem Jahr 2000 abgeschwächt zu sein. Im Jahr 2000 war die Zahl der Collembolen jedoch auf der reinen Kiefernfläche mäßiger Nährstoffversorgung signifikant höher als auf den vergleichbaren Misch- und Buchenflächen.

Im Jahr 2000 gab es auch bei Collembolen Unterschiede zwischen gleichartigen Flächen unterschiedlicher Nährstoffversorgung, ohne daß sich ein Trend ableiten ließe. So war ihre Abundanz auf der reinen Kiefernfläche mit mäßigem Nährstoffangebot signifikant höher als auf der kräftigen Fläche, bei den Mischflächen war das Verhältnis aber genau umgekehrt.

Bei Betrachtung der Dominanzverhältnisse fällt auf, daß die Milben auf allen Flächen mit 75-95 % die häufigste Gruppe bilden, während die „Resttiere“ mit einem Anteil von maximal 5 % die kleinste Gruppe darstellen (Abb. 22). Die Collembolen sind v.a. auf den Laubwaldflächen besonders häufig. Hier beträgt ihr Anteil zwischen 10 und 15 %. Auch stellen sie in Eberswalde auf den Flächen mit hoher Nährstoffversorgung einen größeren Anteil als auf den Flächen mit mäßiger Nährstoffversorgung. Auf den Mischflächen höheren Alters im Müritz NP ist ihr Anteil 2001 höher als im Jahr 2000.

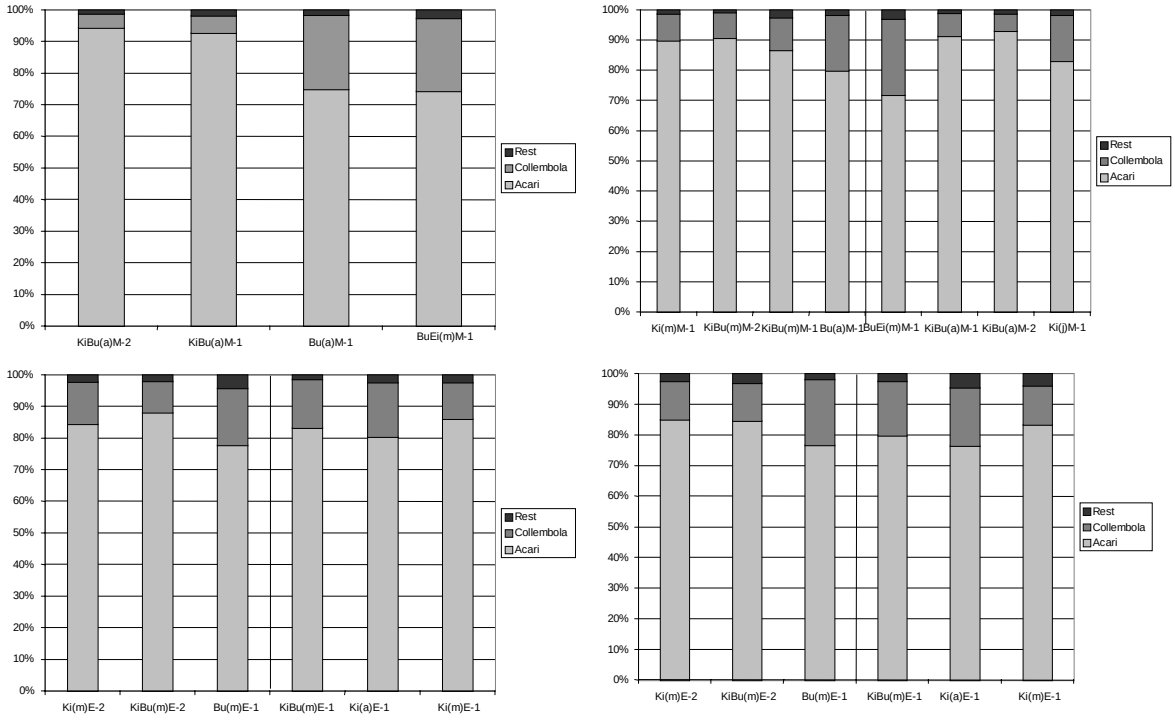


Abb. 22: Dominanz der Großgruppen. a) Im Müritz NP im Jahr 2000, b) im Müritz NP im Jahr 2001, c) in Eberswalde im Jahr 2000 und d) in Eberswalde im Jahr 2001

Die Milbengruppen

Die Gamasiden sind 2000 im Müritz NP auf der Buchenfläche signifikant häufiger als auf den anderen Flächen, auf denen sie ungefähr gleich häufig sind (Abb. 23). 2001 treten sie jedoch auf allen Flächen mit einem hohen Buchenanteil bzw. auf den reinen Buchenflächen in derselben Zahl auf. Auch unterscheidet sich die Zahl der Gamasiden auf der reinen Kiefernfläche nicht signifikant von der auf der Mischfläche KiBu(m)M-1, die einen sehr jungen Buchenunterwuchs aufweist. Auf diesen beiden Flächen sind die Gamasiden deutlich zahlreicher vertreten als auf den übrigen Flächen.

Auch in Eberswalde sind die Gamasiden im Jahr 2000 auf den Flächen mit einem sehr hohen

Kiefernanteil (Ki(m)E-2, Ki(m)E-2 und Ki(a)E-1) signifikant häufiger als auf den übrigen Flächen. Die niedrigste Abundanz weisen die reine Buchenfläche und die Mischfläche KiBu(m)E-2 auf. Im Jahr 2001 sind die Verhältnisse ähnlich, allerdings sind die Unterschiede stark abgeschwächt, so daß die Unterschiede nicht statistisch nachweisbar und nur tendenziell erkennbar sind.

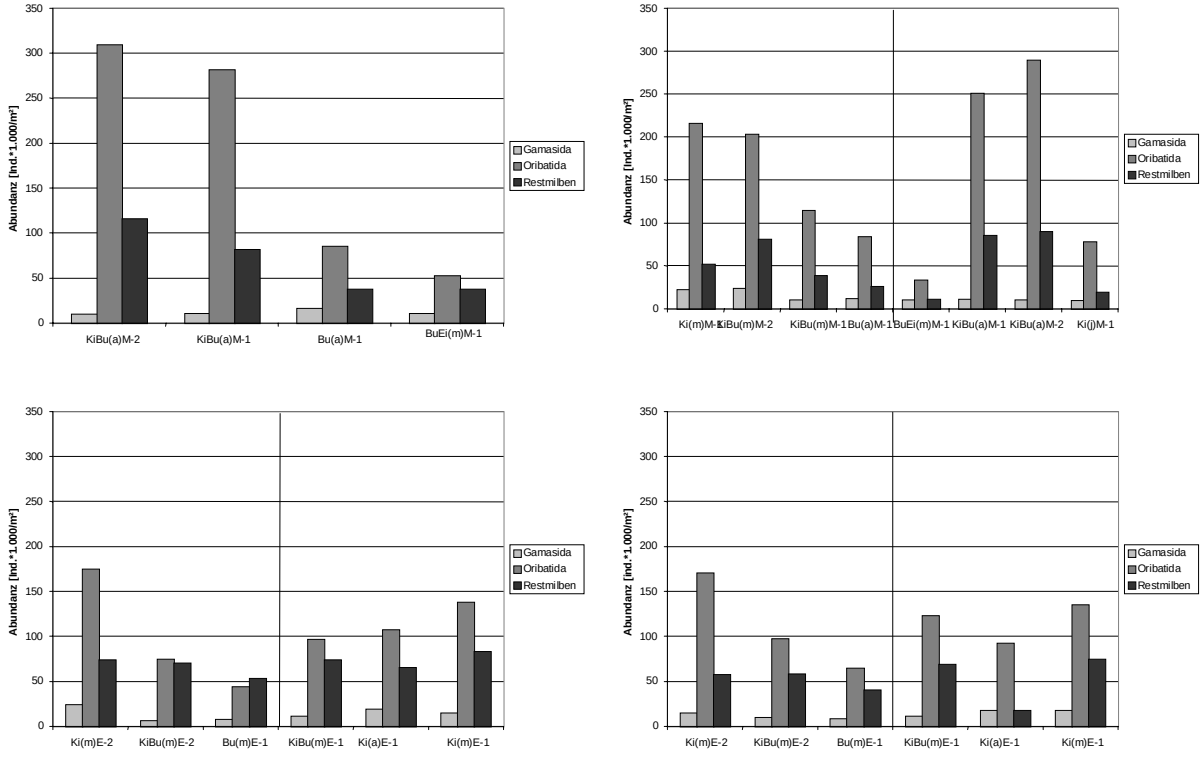


Abb. 23: Abundanz der Milbengruppen. a) Im Müritz NP im Jahr 2000, b) im Müritz NP im Jahr 2001, c) in Eberswalde im Jahr 2000 und d) in Eberswalde im Jahr 2001

Bei den Oribatiden ist deutlich zu erkennen, daß ihre Zahl mit steigendem Kiefernanteil stark zunimmt. Im Müritz NP konnte in beiden Jahren kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Mischflächen höheren Alters festgestellt werden. Auf diesen Flächen war die Zahl der Oribatiden am höchsten. Ihre Abundanz war auf den Laubwaldflächen deutlich niedriger als auf den Mischflächen und auch als auf der reinen Kiefernfläche mittleren Alters, wobei ihre Zahl auf der Traubeneiche-Buchen-Fläche signifikant niedriger war als auf der Buchenfläche. Auf der Mischfläche mittleren Alters mit der etwas älteren Buche sind die Oribatiden zwar etwas häufiger als auf der Buchenfläche, allerdings ist dieser Unterschied nicht signifikant. Auf der mit junger Kiefer bestandenen Fläche ist die Zahl der Milben etwa so hoch wie auf der Buchenfläche. Die Unterschiede zwischen den Mischflächen höheren Alters und der Kiefernfläche bzw. der Mischfläche KiBu(m)M-1 (Kiefer mit junger Buche) sind nicht signifikant. 2001 ist die Fläche KiBu(a)M-2 (hoher Kiefernanteil mit Buche und Traubeneiche) die Fläche mit der höchsten Abundanz. Zwar kann zur Fläche KiBu(a)M-1

kein statistisch signifikanter Unterschied nachgewiesen werden, jedoch zu allen anderen Flächen.

Auch in Eberswalde wurden auf den reinen Kiefernflächen die meisten Oribatiden gefunden, während ihre Zahl auf der Buchenfläche deutlich niedriger als auf allen anderen Flächen ist. Die Mischflächen nehmen hinsichtlich der Abundanz der Oribatiden eine Zwischenstellung ein. Auf diesen Flächen ist die Zahl der Oribatiden signifikant niedriger als auf den Kiefernflächen, aber auch deutlich höher als auf der Buchenfläche. Die Naturwaldparzelle vermittelt zwischen den reinen Kiefernflächen und den Mischflächen. Weder zu den reinen Kiefernflächen noch zu den Mischflächen bestehen signifikante Unterschiede. Die Nährstoffversorgung des Bodens scheint keinen Einfluß auf die Zahl der Oribatiden zu haben, da weder zwischen den beiden Kiefernflächen noch zwischen den beiden Mischflächen signifikante Unterschiede zu erkennen sind.

Die „Restmilben“, die v.a. Actinediden und Acarididen umfassen, zeigen keinen deutlichen Trend in der Art, daß ihre Zahl mit steigendem Kiefernanteil zunimmt. Allerdings ist auch ihre Zahl auf den Laubwaldflächen am niedrigsten. 2000 ist die Abundanz der „Restmilben“ im Müritz NP auf den Mischflächen deutlich höher als auf den Laubwaldflächen. Auch wenn ihre Individuendichte auf der älteren Mischfläche etwas höher ist, so ist der Unterschied doch nicht signifikant. Auch zwischen den beiden Laubwaldflächen gibt es keine signifikanten Unterschiede.

Auch im Jahr 2001 ist die Abundanz der Restmilben auf den beiden älteren Mischflächen gemeinsam mit der Fläche KiBu(m)M-1 am höchsten. Die Kiefernfläche vermittelt zwischen diesen drei Flächen und der Mischfläche KiBu(m)M-2, zu der die Unterschiede in der Anzahl der Restmilben allerdings nicht signifikant sind. Die beiden Laubwaldflächen zeigen ähnlich niedrige Abundanzen wie die junge Kiefernfläche, wobei auf der Buchenfläche aber deutlich mehr Tiere gefunden wurden als auf der mit Traubeneichen und Buchen bestandenen Fläche.

In Eberswalde gab es im Jahr 2000 hinsichtlich der „Restmilben“ keine deutlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen. Lediglich die Fläche mit der höchsten Abundanz (Ki(m)E-1) und die mit der niedrigsten Abundanz (Bu(m)E-1) unterscheiden sich signifikant. Auch 2001 ist auf der Fläche Ki(m)E-1 ihre Zahl am höchsten. In diesem Jahr ist jedoch auf der Naturwaldparzelle die Individuendichte der „Restmilben“ signifikant niedriger als auf allen anderen Flächen. Lediglich auf der Buchenfläche ist ihre Zahl so niedrig, daß es keinen deutlichen Unterschied gibt. Ansonsten jedoch unterscheidet sich die Zahl der „Restmilben“ auch in diesem Jahr kaum auf den einzelnen Flächen.

Die Gamasiden stellen hinsichtlich der Individuenzahl auf allen Flächen mit maximal 15 %

die kleinste Gruppe, während die Oribatiden bis auf wenige Ausnahmen die größte Gruppe bilden (Abb. 24). Lediglich auf der Buchenfläche in Eberswalde im Jahr 2000 ist die Zahl der „Restmilben“ höher als die der Oribatiden, während sie dort auf der Mischfläche KiBu(m)E-2 gleich der Zahl der Oribatiden ist. Die Gamasiden haben die höchsten Dominanzwerte auf den reinen Laubwaldflächen und im Jahr 2001 auf der Naturwaldparzelle in Eberswalde, wo sie 13 % erreichen. Auf den Mischflächen stellen sie den geringsten Anteil, wobei besonders niedrige Werte auf den älteren Mischflächen im Müritz NP erreicht werden.

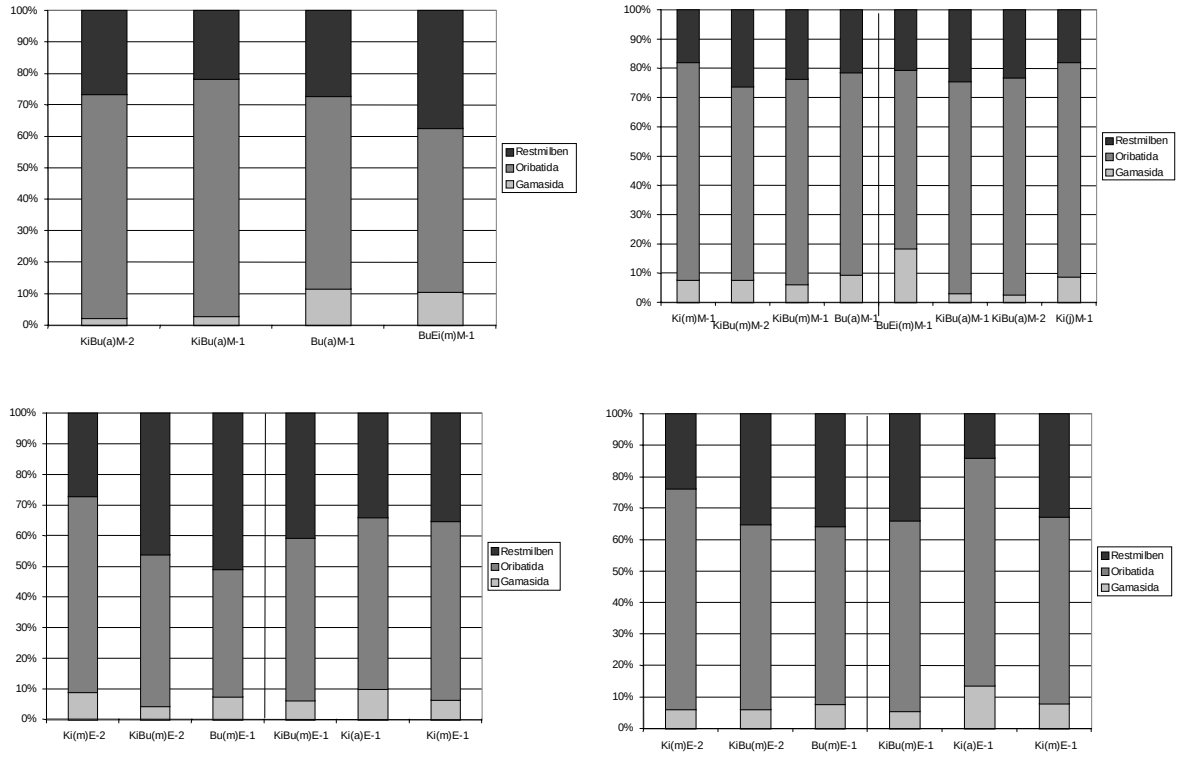


Abb. 24: Dominanz der Milbengruppen. a) Im Müritz NP im Jahr 2000, b) im Müritz NP im Jahr 2001, c) in Eberswalde im Jahr 2000 und d) in Eberswalde im Jahr 2001

Die „Restmilben“ stellen in Eberswalde einen höheren Anteil an den Milben als sie es im Müritz NP tun. Im Müritz NP erreichen sie den höchsten Dominanzwert von 38 % auf der Fläche BuEi(m)M-1 im Jahr 2000. Im Jahr 2001 haben sie den höchsten Anteil auf den Mischflächen mit bis zu 27 %, während sie auf der Kiefernfläche mit 18 % den geringsten Anteil stellen. Die junge Kiefernfläche zeigt hinsichtlich der Milbengruppen das gleiche Verteilungsmuster wie die Kiefernfläche mittleren Alters, obwohl die Abundanzen der einzelnen Gruppen eher im Bereich der Werte liegen, wie man sie auf den Laubwaldflächen findet.

In Eberswalde erreichen die „Restmilben“ auf der Buchenfläche im Jahr 2000 einen Wert von 50 % und sind damit auf dieser Fläche häufiger als Oribatiden. Im Jahr 2001 sinkt der Anteil

der „Restmilben“ auf allen Flächen gegenüber dem Vorjahr. Auf der Naturwaldparzelle sinkt ihr Anteil sogar von 35 % im Jahr 2000 auf 15 % im darauffolgenden Jahr.

Oribatida: Moosmilben

Dipl.Biol. E. Kreibich

Die Auswertung für die Oribatiden erfolgt für die Jahre 2000 und 2001 getrennt, da in den beiden Jahren unterschiedliche Flächen beprobt und ausgewertet wurden. Im Jahr 2000 wurden Tiere von allen Flächen, mit Ausnahme der Traubeneiche-Buchen-Fläche im Müritz Nationalpark, bestimmt und ausgewertet. Nur vom ersten Termin wurden aus Zeitgründen die Proben vom zweiten Pseudoreplikat aller Flächen weggelassen, da die Zeit sonst nicht gereicht hätte, von den im Müritz Nationalpark und in Eberswalde replizierten Flächen aus dem Jahr 2001 alle Proben auszuwerten.

Im Jahr 2000 wurden an jedem Standort 15 Proben ausgewertet, im Jahr 2001 wurden 18 Proben pro Standort ausgewertet.

Insgesamt belief sich die Zahl der bestimmten Tiere auf 120.075, wobei aus den Proben im Müritz Nationalpark 69.815 Tiere und aus den Proben in Eberswalde 50.260 Tiere bearbeitet wurden.

Es wurden 72 Arten nachgewiesen, von denen 64 im Müritz Nationalpark gefunden wurden und 58 in Eberswalde. Die Artenliste setzt sich wie folgt zusammen:

Niedere Oribatida

Hypochthoniidae
Hypochthonius rufulus C.L. KOCH, 1836

Eniochthoniidae
Eniochthonius minutissimus (BERLESE, 1904)

Trypochthoniidae
Trypochthonius nigricans WILLMANN, 1928

Mesoplophoridae
Mesoplophora pulchra SELLNICK, 1928

Phthiracaridae
Phthiracarus (div spp.)
Steganacarus applictus (SELLNICK, 1920)
Steganacarus magnus (NICOLET, 1855)
Steganacarus spinosus (SELLNICK, 1920)
Steganacarus striculus (C.L. KOCH, 1836)

Euphthiracaridae
Euphthiracarus cribrarius (BERLESE, 1904)
Rhysotritia ardua (C.L. KOCH, 1841)
Rhysotritia duplicata (GRANDJEAN, 1953)

Microtritia minima (BERLESE, 1904)

Nothridae

Nothrus palustris C.L. KOCH, 1840
Nothrus silvestris NICOLET, 1855

Camisiidae

Camisia biurus (C.L. KOCH, 1839)
Camisia spinifer (C.L. KOCH, 1835)
Heminothrus longisetosus WILLMANN, 1925
Platynothrus peltifer (C.L. KOCH, 1839)

Nanhermanniidae

Nanhermannia elegantula BERLESE, 1913

Höhere Oribatida

„Belbidae“

hier wurden Vertreter der Familien der *Belbidae* sowie der *Damaeidae* zusammengefaßt

Cepheidae

Cepheus cepheiformis (NICOLET, 1855)
Cepheus dentatus (MICHAEL, 1888)
Cepheus latus C.L. KOCH, 1836
Tritegeus bifidatus (NICOLET, 1855)

Ceratoppiidae

Ceratoppia spec.

Liacaridae

Adoristes ovatus (C.L. KOCH, 1840)

Astegistidae

Cultroribula bicultrata (BERLESE, 1904)

Carabodidae

Carabodes areolatus BERLESE, 1916
Carabodes femoralis (NICOLET, 1855)
Carabodes labyrinthicus (MICHAEL, 1879)
Carabodes spec.
Odontocepheus elongatus (MICHAEL, 1879)

Tectocepheidae

Tectocepheus sarekensis TRÄGARDH, 1910
Tectocepheus velatus (MICHAEL, 1880)

Caleremaeidae

Caleremaeus monilipes (MICHAEL, 1882)

Oppiidae

Quadroppia quadricarinata (MICHAEL, 1888)
Suctobelba (div. spp.)
Oppia spec.
Oppiella nova (OUDEMANS, 1902)
Oppiella obsoleta (PAOLI, 1908)
Oppiella ornata (OUDEMANS, 1900)
Oppiella sigma (STRENZKE, 1951)
Oppiella subpectinata (OUDEMANS, 1900)

Autognetidae

Autogneta longilamellata (MICHAEL, 1885)

Micreremidae

Micreremus brevipes (MICHAEL, 1888)

Oribatulidae

Oribatula tibialis (NICOLET, 1855)
Zygoribatula cognata (OUDEMANS, 1902)
Zygoribatula exilis (NICOLET, 1855)

Scheloribatidae

Liebstadia similis (MICHAEL, 1888)
Hemileius initialis (BERLESE, 1908)
Scheloribates pallidulus (C.L. KOCH, 1840)
Scheloribates quintus WUNDERLE, BECK & WOAS, 1990

Ceratozetidae

Ceratozetes mediocris BERLESE, 1908
Ceratozetes minimus SELLNICK, 1928
Diapterobates humeralis SELLNICK, 1924

Mycobatidae

Punctoribates punctum (C.L. KOCH, 1849)

Chamobatidae

Chamobates cuspidatus (MICHAEL, 1884)
Chamobates subglobulus (OUDEMANS, 1900)
Chamobates voigtsi (OUDEMANS, 1902)

Euzetidae

Euzetes globulus (NICOLET, 1855)

Pelopidae

Eupelops torulosus (C.L. KOCH, 1840)
Eupelops plicatus (C.L. KOCH, 1836)

Oribatellidae

Oribatella quadricornuta (MICHAEL, 1880)
Oribatella calcarata (C.L. KOCH, 1836)
Ophidiotrichus connexus (BERLESE, 1904)

Achipteriidae

Achipteria coleoptrata (LINNÉ, 1758)

Galumnidae

Acrogalumna longipluma (BERLESE, 1904)
Allogalumna allifera OUDEMANS, 1919
Galumna elimatus (C.L. KOCH, 1841)
Galumna lanceata (OUDEMANS, 1900)
Pilogalumna tenuiclava (BERLESE, 1908)

2000

Im Jahr 2000 wurden neun Standorte beprobt, von denen drei im Müritz Nationalpark lagen und sechs weitere im Eberswalder Forst.

Müritz Nationalpark	**Eberswalde**	
	M-Flächen	**K-Flächen**
Bu(a)M-1	Bu(m)E-1	
KiBu(a)M-2	KiBu(m)E-2	Ki(a)E-1
KiBu(a)M-1		KiBu(m)E-1
	Ki(m)E-2	Ki(m)E-1

Insgesamt konnten 68 Arten nachgewiesen werden. Im Müritz Nationalpark wurden an drei Standorten 52 Arten gefunden, davon 19 exklusiv nur hier. In Eberswalde hingegen wurden an sechs Standorten nur 49 Arten nachgewiesen, von den 16 nur hier aber nicht im Müritz Nationalpark gefunden wurden.

In Abbildung 25 sind die Artenzahlen und die Artendichten für die einzelnen Flächen dargestellt. Im Müritz Nationalpark wurden auf der Buchenfläche und der Mischfläche mit dem höheren Buchenanteil (KiBu(a)M-1) mit 35 bzw. 34 Arten deutlich weniger Arten nachgewiesen als auf der Mischfläche mit dem niedrigeren Buchenanteil (KiBu(a)M-2), auf der 39 Arten gefunden wurden. In Eberswalde wurden ebenfalls auf der Buchenfläche die wenigsten Arten nachgewiesen. Die höchste Artenzahl wies die Fläche KiBu(m)E-1 auf. Hier konnten 40 Arten gefunden werden. Auf allen anderen Flächen in Eberswalde lag die Artenzahl bei 32 bis 34. Ein deutlicher Trend der Artenzahlen bzw. Artendichten entlang der Sukzessionsreihe ist auf den in diesem Jahr beprobten Flächen nicht zu erkennen. Jedoch konnten auf den K-Flächen in Eberswalde mehr Arten nachgewiesen werden als auf den M-Flächen dort, obgleich die Artendichte der M-Fläche mit Kiefernreinbestand höher als ist auf

der vergleichbaren K-Fläche. Artenzahlen von 30 bis 40 Arten spiegeln jedoch typische Verhältnisse in Waldsystemen gemäßigter Breiten wider (WALLWORK, 1983).

Das Verhältnis von juvenilen Stadien zu adulten Tieren wurde in Abbildung 26 dargestellt. Dabei ist zu erkennen, dass sich bei steigendem Buchenanteil das Verhältnis zu Gunsten der Juvenilen verschiebt. Der hohe Anteil an Jungtieren in Buchenwälder wird auch in anderen Arbeiten bestätigt (LUXTON, 1981).

Die Zahl der Oribatiden war im Müritz Nationalpark wesentlich höher als in Eberswalde und entsprach eher den Erwartungswerten für mitteleuropäische Wälder (WALLWORK, 1983, SENICZAK, 1978). In Eberswalde lag die Zahl der Oribatiden selbst auf den Kiefernflächen, auf denen die Abundanz höher war als auf den andern Flächen, nur bei 140.000 bis 150.000 Tieren pro Quadratmeter (Abb. 28), während auf den Mischflächen im Müritz Nationalpark mehr als 250.000 Tiere pro Quadratmeter nachgewiesen wurden (Abb. 29). In beiden Gebieten war die Abundanz auf den Buchenflächen jedoch erwartungsgemäß wesentlich niedriger als auf den übrigen Flächen (PETERSON & LUXTON, 1982; WALLWORK, 1983; SKUBALA, 1999).

Zur besseren Darstellung wurden die Arten in Habitatpräferenzgruppen unterteilt. Dabei wurden solche Arten als Buchenarten charakterisiert, die im Untersuchungsgebiet ihren Verbreitungsschwerpunkt in Buchenwäldern und Mischwäldern mit hohem Buchenanteil hatten. Zu den Kiefernarten hingegen wurden diese Arten gezählt, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Kiefernwäldern bzw. Mischwäldern mit geringem Buchenanteil hatten. Als ubiquitäre Waldarten wurden Arten bezeichnet, die keine deutliche Präferenz für einen bestimmten Bestandstyp zeigten. Des weiteren gab es einige Arten, die nur mit einzelnen Individuen nachgewiesen wurden und daher nicht sicher einer bestimmten Habitatpräferenzgruppe zugeordnet werden konnten. Auch gab es einige Arten, die im Müritz Nationalpark ein anderes Verhalten zeigten als in Eberswalde. So gab es eine Reihe von Arten, die in einem Gebiet nur auf Kiefernflächen nachgewiesen wurden, während sie im anderen Gebiet auf allen Flächen gleich häufig gefunden wurden. So zeigten z.B. *Cultroribula bicultrata*, *Eniochthonius minutissimus* und *Platynothrus peltifer* in Eberswalde eine deutliche Vorliebe für Kiefernflächen, während sie im Müritz Nationalpark als ubiquitäre Arten eingeordnet werden mußten. *Oribatula tibialis* und *Carabodes areolatus* hingegen wiesen im Müritz Nationalpark eine Präferenz für Kiefernflächen auf, wurden aber in Eberswalde auch auf den anderen Flächen ebenso häufig gefunden.

Als typische Buchenarten wurden *Achipteria coleoptrata*, *Autogneta longilamellata*, *Chamobates subglobulus* und *Chamobates voigtsi* eingeordnet (BECK u. WOAS, 1991;

FABIAN, 1997; LUXTON, 1981; WEIGMANN, 1981). Außerdem wurde in Eberswalde auch *Oppiella sigma* zu den Buchenarten gezählt.

Als einige typische Kiefernarten sind *Adoristes ovatus*, *Cepheus cepheiformis*, *Nanhermannia elegantula* und *Scheloribates pallidulus* zu nennen, während *Oppiella nova*, *Quadroppia quadricarinata*, *Nothrus silvestris* und *Rhysotritia duplicata* einige Vertreter der ubiquitären Waldarten sind (SYLWESTROWICZ-MALISZEWSKA ET AL., 1993; WAUTHY ET AL., 1989; WEIGMANN, 1981).

Es fällt auf, daß auf allen Flächen die ubiquitären Waldarten den größten Anteil an den Oribatiden stellen. Im Müritz Nationalpark gibt es zwar eine ganze Reihe Arten, die eine deutliche Präferenz für einen bestimmten Bestandstyp zeigen, allerdings treten diese Arten nur mit wenigen Tieren auf. Dennoch ist zu sehen, daß die Kiefernarten auf der Buchenfläche praktisch nicht vorkommen. Die Buchenarten hingegen können zumindest mit wenigen Tieren auf allen Flächen nachgewiesen werden. Außerdem ist zu erkennen, daß der Anteil der juvenilen Tiere auf der Buchenfläche deutlich höher ist (Abb. 29).

Auf Artniveau betrachtet ergibt sich für die beiden Mischflächen eine sehr ähnliche Dominanzstruktur. Auf beiden Flächen ist *Oppiella nova* mit einem Anteil von über 50 % die eudominante Art, während *Oppiella obsoleta* auf beiden Flächen eine dominante Art ist. Die Suctobelbiden sind die drittgrößte Gruppe auf beiden Flächen. Auf der Buchenfläche hingegen sind *Oppiella nova* und die Suctobelbiden mit jeweils knapp 35 % gleich häufig, während *Oppiella obsoleta* nur einen Anteil von 1,6 % hat. Außerdem sind auf der Buchenfläche die Arten *Nothrus silvestris* und *Quadroppia quadricarinata* von größerer Bedeutung als auf den beiden Mischflächen (Abb. 31 und Tab. 6 und 8).

In Eberswalde ist der Anteil der ubiquitären Waldarten auf den Flächen mit mäßiger Nährstoffversorgung deutlich höher als auf den Flächen mit reichem Nährstoffangebot. Auf den Flächen mit hoher Nährstoffversorgung ist der Anteil der Kiefernarten mit 18 – 27 % recht hoch. Hierbei ist allerdings zu beachten, daß auch auf den Mischflächen der Kiefernanteil sehr hoch ist. Auf den M-Flächen hingegen steigt der Anteil der Kiefernarten nur auf der reinen Kiefernfläche auf knapp 20 %, während er auf der Mischfläche nur bei ungefähr 8 % liegt. Diese Mischfläche weist aber auch einen sehr hohen Buchenbestand auf. Die Buchenarten sind auf der Buchenfläche und den beiden Mischflächen etwa gleich abundant, haben aber auf Grund der insgesamt niedrigeren Abundanz auf der Buchenfläche dort einen wesentlich höheren Anteil (Abb. 30).

Anders als im Müritz Nationalpark sind in Eberswalde auf allen Flächen die Suctobelbiden am häufigsten. Ihr Anteil schwankt dabei zwischen 21,2 % auf der Fläche KiBu(m)E-1 und

42,2 % auf der Fläche KiBu(m)E-2. Zweithäufigstes Taxon ist auf den meisten Flächen jedoch wieder *Oppiella nova*. Auf der K-Fläche mit reinem Kiefernbestand wird sie allerdings von *Oppiella ornata* verdrängt, die etwas häufiger auftritt. Auch in der Naturwaldparzelle ist *Oppiella ornata* die zweithäufigste Art, hier spielt *Oppiella nova* allerdings mit einem Anteil von etwas über 6 % nur eine untergeordnete Rolle. Auf der Buchenfläche erreichen die als Buchenarten eingestuften Arten *Chamobates voigtsi* einen Anteil von 8,4 % und *Achipteria coleoptrata* von 2,7 %. Im Müritz Nationalpark wurde letztere Art zwar auch regelmäßig in den Proben der Buchenfläche gefunden, trat aber dort in so geringen Abundanzen auf, daß ihr Anteil nur bei 1,2 % lag (Abb. 32 und Tab. 5 und 7).

Die Äquität ist ein Maß für die Gleichverteilung der Arten auf einer Fläche, wobei davon ausgegangen wird, daß hohe Werte günstige Verhältnisse widerspiegeln. In diesem Jahr wurden die höchsten Werte mit 0,5 auf der Mischfläche mit kräftiger Nährstoffversorgung in Eberswalde berechnet, während die niedrigsten Werte mit 0,14 bzw. 0,15 für die beiden Mischflächen im Müritz Nationalpark berechnet wurden. Die Werte für die Äquität sind in Eberswalde höher als im Müritz Nationalpark (Abb. 33).

Um die Standorte miteinander zu vergleichen, wurden verschiedene Indizes berechnet. So wurde z.B. die Artenidentität mittels Jaccard-Index und Mengenquotient ermittelt. Bei der Ermittlung der Artenidentität kann es allerdings zur Übergewichtung seltener Arten kommen. Bei diesen Indizes weisen v.a. die Misch- und Kiefernflächen in Eberswalde sowie die Mischfläche mit dem geringeren Buchenanteil im Müritz-Nationalpark einen sehr hohen Grad an Übereinstimmung auf (Abb. 35 und 37). Die beiden Buchenflächen zeigen allerdings nur eine geringe Ähnlichkeit zueinander wie auch zu den andern Flächen.

Mit Hilfe des Renkonen-Indexes läßt sich die Dominanzidentität zweier Standorte ermitteln, wobei allerdings nur Arten berücksichtigt werden, die an beiden Standorten vorkommen (Abb. 34 und 38). Hier weisen die beiden Mischflächen im Müritz Nationalpark eine sehr hohe Ähnlichkeit zueinander auf, unterscheiden sich aber deutlich von den übrigen Flächen. Auch die beiden Buchenfläche sowie die Mischfläche auf der M-Fläche in Eberswalde sind einander sehr ähnlich, genau wie die Kiefernflächen und die Mischflächen mit sehr hohem Kiefernanteil in Eberswalde einen hohen Grad an Übereinstimmung aufweisen.

Um die Nachteile von Artenidentität bzw. Dominanzidentität auszugleichen, wurde auch der Wainstein-Index berechnet. Auch hier sind die beiden Mischflächen im Müritz Nationalpark einander relativ ähnlich, unterscheiden sich aber deutlich von den anderen Flächen. Die reinen Buchenflächen und die Eberswalder Mischfläche mit hohem Buchenanteil bilden einen Flächenkomplex von hoher Ähnlichkeit genau wie die Kiefernflächen bzw. die Mischflächen

mit geringem Buchenanteil (Abb. 36 und 39).

2001

In diesem Jahr wurden im Müritz Nationalpark noch 4 weitere Flächen zusätzlich zu denen aus dem vergangenen Jahr beprobt. Da es sich bei der Kiefernfläche und den zwei Mischflächen mittleren Alters um Flächen handelt, die sich mit den M-Flächen in Eberswalde replizieren lassen, wurde das Augenmerk der Auswertung auf diese Flächen gelegt. Da auf Grund des hohen Arbeitsaufwandes bei der Auswertung der Oribatiden die Proben der anderen Flächen nicht ausgewertet konnten, ist die Buchenfläche im Müritz-Nationalpark die einzige Fläche im Müritz Nationalpark, die in beiden Jahren ausgewertet wurde. In Eberswalde wurden die drei M-Flächen ausgewertet. Damit ergibt sich folgendes Beprobungsschema:

Müritz Nationalpark	**Eberswalde**
Bu(a)M-1	Bu(m)E-1
KiBu(m)M-2	KiBu(m)E-2
KiBu(m)M-1	
Ki(m)M-1	Ki(m)E-2

Dieses Jahr konnten 58 Arten nachgewiesen werden, 53 im Müritz Nationalpark und 50 in Eberswalde. Dabei gab es im Müritz Nationalpark 8 Arten, die in Eberswalde nicht gefunden wurden, während es in Eberswalde 5 Arten gab, die nur hier nachgewiesen wurden.

Dieses Jahr wurde für alle Flächen die Artenarealkurve berechnet (Abb. 40). Dabei erwies sich, daß mit Ausnahme der Mischfläche in Eberswalde auf allen Flächen der Sättigungsbereich erreicht wird. Es gibt zwar noch, einen sehr geringen Zuwachs an Arten, aber der sehr hohe Arbeitsaufwand, der mit der Auswertung der Proben verbunden ist, rechtfertigt eine Beschränkung auf 18 Proben pro Standort und Jahr.

Im Müritz Nationalpark wies die Kiefernfläche mit 41 Arten die höchste Artenzahl auf, die Buchenfläche mit 33 Arten die niedrigste Artenzahl (Abb. 41). Auch in Eberswalde war mit 28 Arten die Zahl der Arten sehr niedrig. Die Zahl der Arten auf der Kiefernfläche und der Mischfläche war jedoch mit 41 bzw. 40 Arten gleich hoch und lag in der gleichen Größenordnung wie die Artenzahl auf der Kiefernfläche im Müritz Nationalpark. Besonders

bei der Artendichte, läßt sich ein Trend entlang der Sukzessionsreihe nachweisen: mit steigendem Buchenanteil sinkt die Artendichte sowohl in Eberswalde als auch im Müritz Nationalpark. Ein ähnlicher Trend ist auch für die Artenzahl zu erkennen, hier ist er allerdings weniger ausgeprägt.

Betrachtet man das Verhältnis von adulten und juvenilen Tieren, so ist auch in diesem Jahr zu erkennen, daß der Anteil der Jungtiere mit steigendem Buchenanteil wächst und auf den reinen Buchenflächen am höchsten ist. Hier ist die Zahl der juvenilen Stadien beinahe ebenso hoch wie die Zahl der Adulti (Abb. 42).

Die Abundanz der Oribatiden unterscheidet sich in den beiden Gebieten nur wenig voneinander. In beiden Gebieten ist eine deutliche Abnahme der Zahl der Oribatiden mit sinkendem Kiefernanteil zu sehen. Im Müritz-Nationalpark ist die Zahl der Oribatiden auf der Mischfläche KiBu(m)M-1 mit dem sehr jungen Buchenunterwuchs beinahe genauso hoch wie auf der Kiefernfläche, während ihre Zahl auf der Mischfläche mit dem älteren Buchenbestand (KiBu(m)M-2) nur wenig höher liegt als auf der Buchenfläche(Abb. 43 und 44). Im Müritz Nationalpark ist der Anteil der ubiquitären Kiefernarten mit ungefähr 50 % auf allen Flächen deutlich höher als in Eberswalde, wo ihr Anteil bei 30 bis 38 % liegt. Im Müritz Nationalpark ist die Zahl der Tiere, die einen bestimmten Bestandstyp bevorzugen, auf allen Flächen sehr niedrig, wobei Buchenarten nur auf der Buchenfläche in nennenswerter Zahl zu finden sind. Auch treten hier Kiefernarten höchstens mit einzelnen Individuen auf. In Eberswalde hingegen ist sowohl auf der Buchenfläche als auch auf der Mischfläche eine große Zahl von Tieren zu finden, die zu den Buchenarten gehören. Auf beiden Flächen liegt ihr Anteil bei über 30 %, während sie auf der Kiefernfläche überhaupt nicht auftauchen. Die Kiefernarten können in Eberswalde auf allen Flächen gefunden werden, gehen aber mit sinkendem Kiefernanteil deutlich zurück (Abb. 45 und 46).

Im Müritz Nationalpark ist *Oppiella nova* auf allen Flächen die eudominante Art. Nur auf der Buchenfläche sind auch die Suctobelbiden ebenso stark vertreten. Auf den übrigen Flächen sind die Suctobelbiden die zweithäufigste Art. Auf allen Flächen jedoch haben die Oppiiden einen Anteil von über 75 % bei den adulten Tieren (Abb. 47 sowie Tab. 6 und 8).

In Eberswalde sind auch in diesem Jahr die Suctobelbiden auf allen Flächen die eudominante Gruppe. Auch *Oppiella nova* ist wieder mit einem hohen Anteil vertreten, auf der Mischfläche ist diese Art ebenfalls eudominant, auf den beiden anderen Flächen ist sie dominant. Auf der Kiefernfläche ist allerdings der Anteil von *Eniochthonius minutissimus* geringfügig höher als der Anteil von *Oppiella nova* (Abb. 48 sowie Tab. 5 und 7).

Die Äquität weist in diesem Jahr auf allen Flächen recht niedrige Werte auf und schwankt zwischen den Flächen nur wenig. Wie im Vorjahr sind die Werte in Eberswalde etwas höher als im Müritz Nationalpark. Die Unterschiede sind in diesem Jahr aber wenig ausgeprägt. Im Müritz Nationalpark wurde der höchste Wert mit 0,26 für die reine Kiefernfläche berechnet, während für die Mischfläche mit dem jungen Buchenunterwuchs der niedrigste Wert (0,21) ermittelt wurde. Die Buchenfläche und die Mischfläche mit den älteren Buchen weisen Werte von 0,24 auf. In Eberswalde wurden für die Kiefern- und die Buchenfläche ähnliche Werte berechnet, während die Mischfläche einen deutlich niedrigeren Wert aufweist (Abb. 49).
Im Jahr 2001 sind die Unterschiede zwischen den Flächen nicht so deutlich ausgeprägt wie im Jahr 2000. Hinsichtlich der Artenidentität weisen alle Flächen einen relativ hohen Grad an Übereinstimmung auf, wobei sich aber die beiden Buchenflächen dennoch klar von den übrigen Flächen abheben (Abb. 51 und 53).
Bei Betrachtung der Dominanzidentität trennen sich die Kiefern- und Mischflächen im Müritz Nationalpark von den übrigen Flächen, wobei besonders die beiden Mischflächen im Müritz Nationalpark einen sehr hohen Grad an Übereinstimmung aufweisen. Innerhalb der übrigen Flächen sind sich die Buchenfläche im Müritz Nationalpark und die Eberswalder Mischfläche sehr ähnlich (Abb. 50 und 54).
Auch der Wainstein-Index belegt die hohe Ähnlichkeit der beiden Mischflächen im Müritz Nationalpark, die allerdings mit den übrigen Flächen mit einem Kiefernanteil einen Komplex bilden, von dem sich die beiden Buchenflächen abgrenzen lassen (Abb. 52 und 55).

Zusammenfassung

Die Auswertung für die Oribatiden erfolgt für die Jahre 2000 und 2001 getrennt, da in den beiden Jahren unterschiedliche Flächen beprobt und ausgewertet wurden. Im Jahr 2000 wurden Tiere von allen Flächen, mit Ausnahme der Traubeneiche-Buchen-Fläche im Müritz Nationalpark, bestimmt und ausgewertet. Im Jahr 2000 wurden an jedem Standort 15 Proben ausgewertet, im Jahr 2001 wurden 18 Proben pro Standort ausgewertet.
Insgesamt belief sich die Zahl der bestimmten Tiere auf 120.075, wobei aus den Proben im Müritz Nationalpark 69.815 Tiere und aus den Proben in Eberswalde 50.260 Tiere bearbeitet wurden.
2000 wurden 68 Arten nachgewiesen, 2001 58 Arten. In beiden Jahren war die Zahl der Arten im Müritz-Nationalpark geringfügig höher als in Eberswalde. Die niedrigsten Artenzahlen konnten dabei jeweils auf den Buchenflächen nachgewiesen werden.
In beiden Jahren zeigt sich ein deutlicher Einfluß des Bestandes sowohl auf die Abundanz der

Oribatiden als auf die Artenzusammensetzung. So nimmt die Zahl der Oribatiden signifikant zu, wenn der Kiefernanteil steigt. Die höchsten Abundanzen wurden jeweils auf den reinen Kiefernflächen festgestellt, während auf den reinen Buchenflächen im Vergleich dazu relativ wenige Tiere gefunden wurden. Sowohl in Eberswalde als auch im Müritz Nationalpark nehmen die Mischflächen eine Mittelstellung ein. Dabei hat offensichtlich v.a. das Alter des Buchenunterwuchses einen entscheidenden Einfluß auf die Individuendichte. Wenn der Buchenunterwuchs noch sehr jung ist, wie dies auf der K-Mischfläche in Eberswalde und der Fläche KiBu(m)M-1 im Müritz Nationalpark der Fall ist, ist die Zahl der Oribatiden beinahe genauso hoch wie auf den vergleichbaren Kiefernstandorten. Bei einem höheren Alter des Buchenunterwuchses vermittelt die Zahl der Oribatiden zwischen der reinen Kiefern- und der reinen Buchenfläche. Hier beeinflußt die Buche aber die Artzusammensetzung schon in entscheidendem Maße. So konnten auf den Mischflächen, auf denen ältere Buche beigemischt ist, schon eine deutliche Zunahme der Buchenarten nachgewiesen werden. Z.T. kann auf diesen Flächen auch schon eine Abnahme der Kiefernarten festgestellt werden.

Das Alter des Bestandes scheint ebenfalls eine Rolle in Hinblick auf die Abundanzen zu spielen. Da allerdings im Müritz Nationalpark für die Flächen hohen und mittleren Alters nur Daten aus zwei verschiedenen Jahren vorliegen, läßt sich dies bisher nicht mit Gewißheit sagen. Es scheint allerdings, als ob die Zahl der Oribatiden auf den Mischflächen hohen Alters gegenüber den Mischflächen mittleren Alters deutlich erhöht ist.

Auch inwiefern die Nährstoffversorgung einen Einfluß auf die Artenzusammensetzung ausübt, läßt sich anhand des vorliegenden Datenmaterials schwer aussagen, da die Struktur besonders auf den Mischflächen sehr verschieden ist. Es entsteht aber der Eindruck, dass auf den K-Flächen die ubiquitären Waldarten zu Gunsten der spezialisierten Arten zurücktreten.

1. **Die Artenzahlen und Artendichten sind auf den Buchenflächen deutlich niedriger als auf den Misch- und Kiefernflächen**
2. **Die Abundanz der Oribatiden steigt mit steigendem Kiefernanteil**
3. **Mit steigendem Alter des Buchenunterwuchses scheint die Zahl der Oribatiden zu sinken**
4. **Kiefernarten kommen auf allen Flächen vor, allerdings steigt ihr Anteil deutlich mit zunehmendem Kiefernanteil**
5. **Buchenarten treten erst auf, wenn der Buchenunterwuchs ein gewisses Alter (vermutlich ca. 40 Jahre) erreicht hat**

6. **Auf Mischflächen höheren Alters scheint die Abundanz der Oribatiden höher zu sein als auf Mischflächen mittleren Alters**
7. **Die Nährstoffversorgung eines Standorten scheint keinen Einfluß auf die Abundanz der Oribatiden zu haben, verändert aber vermutlich die Artenzusammensetzung zu Gunsten spezialisierter Arten**

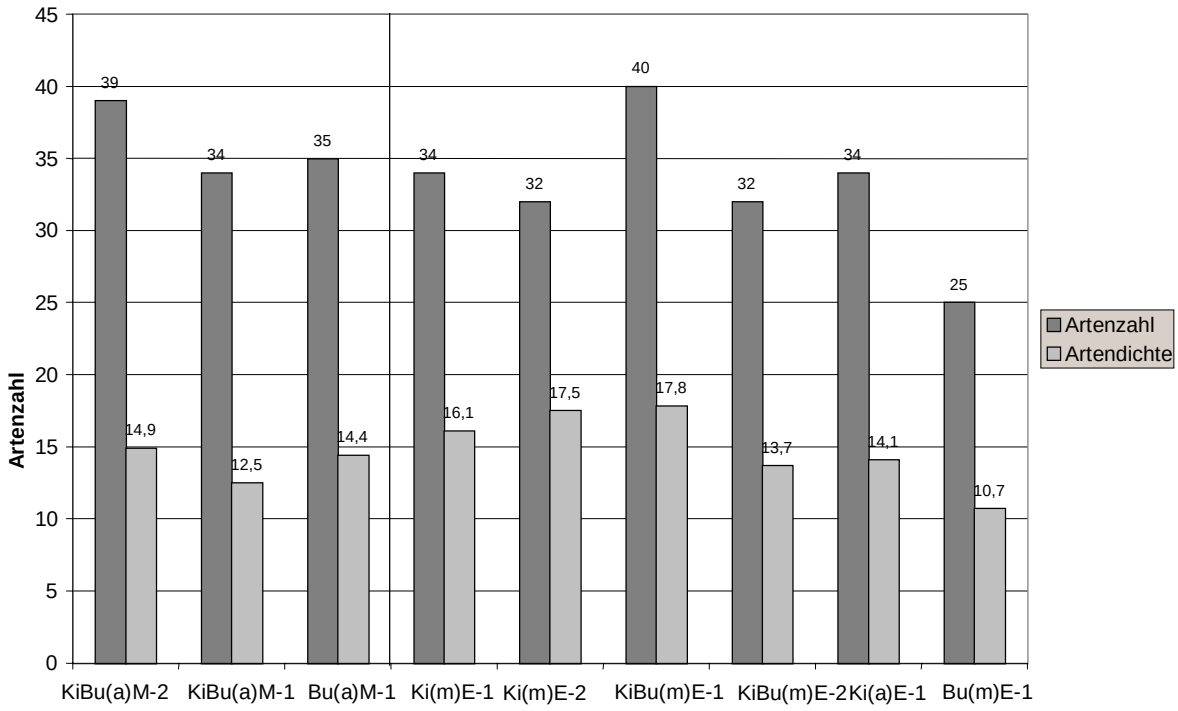


Abb. 25: Artenzahlen und Artendichten im Jahr 2000

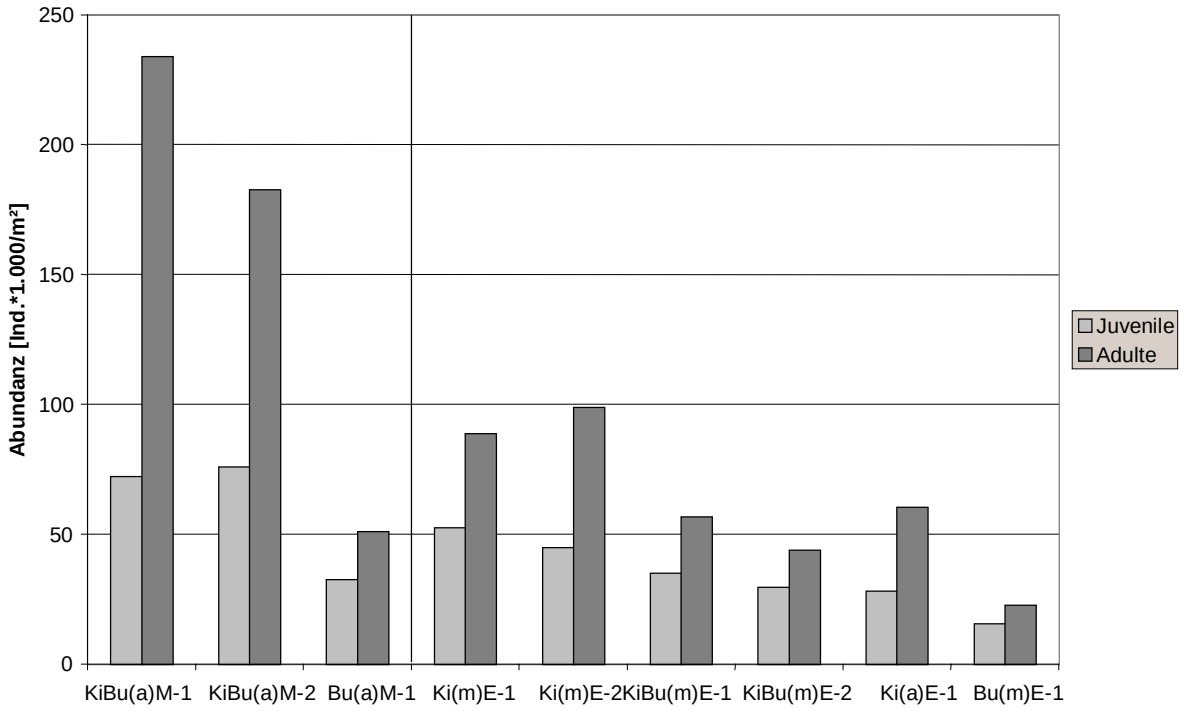


Abb. 26: Mittlere Abundanzen von Adulten und Juvenilen im Jahr 2000

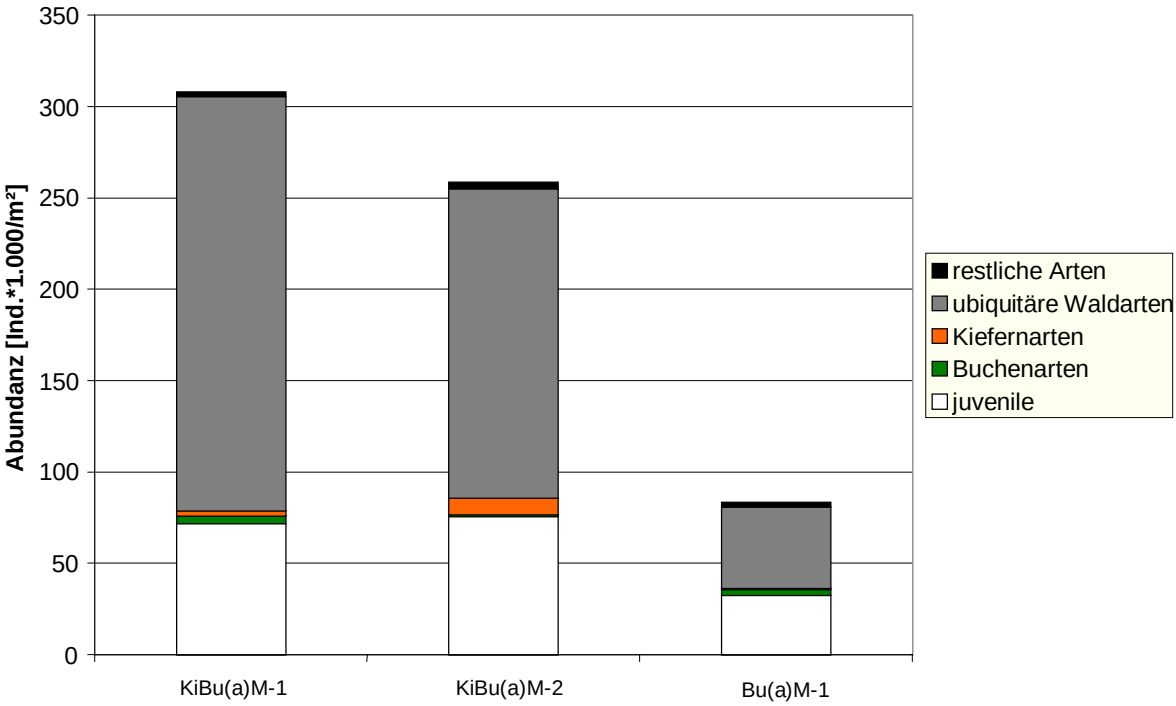


Abb. 27: Mittlere Jahresabundanzen im Müritz NP im Jahr 2000

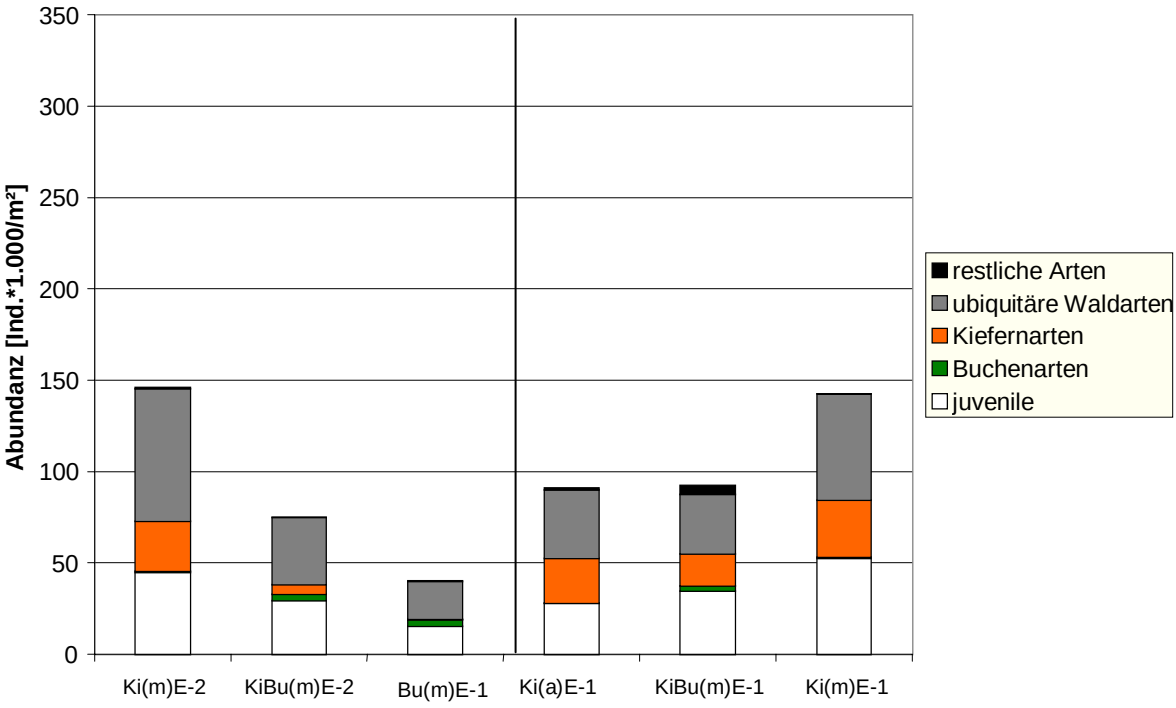


Abb. 28: Mittlere Jahresabundanzen in Eberswalde im Jahr 2000

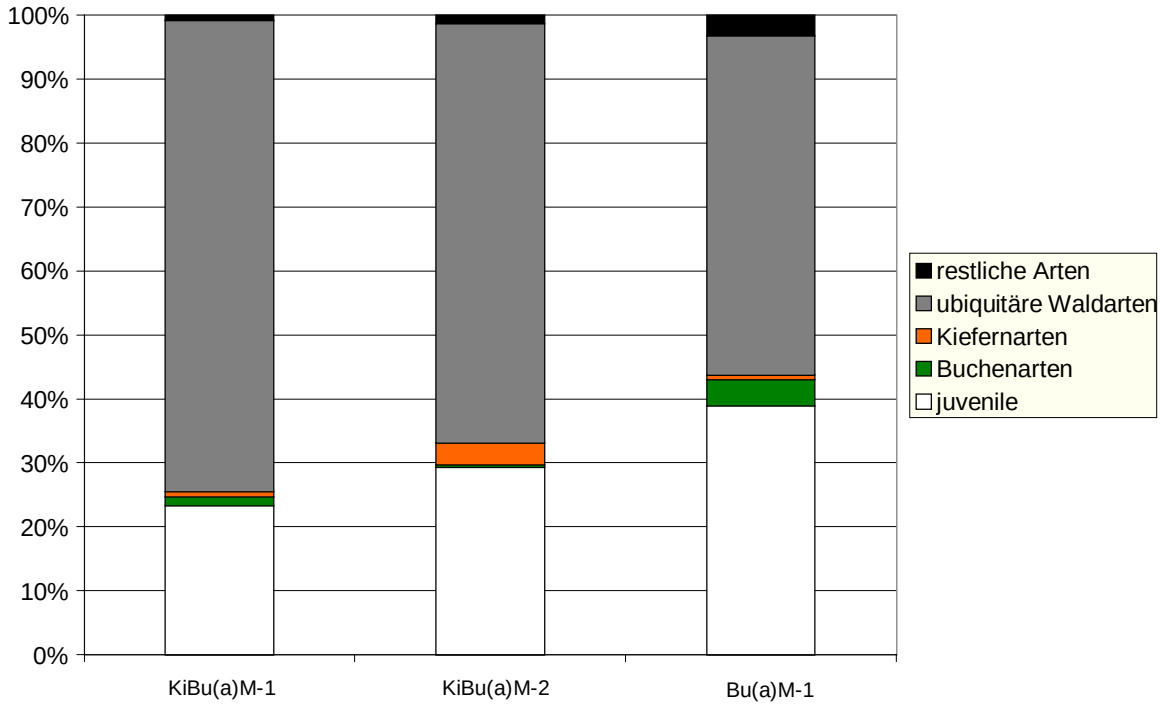


Abb. 29: Mittlere Dominanz im Müritz NP im Jahr 2000

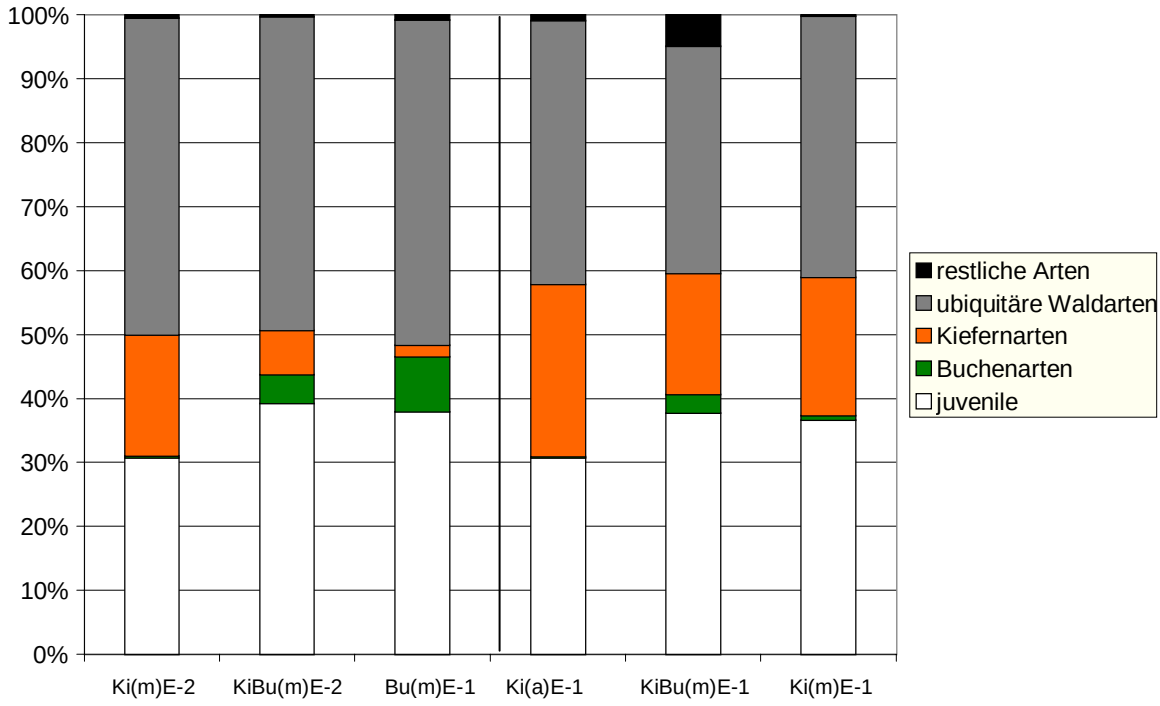


Abb. 30: Mittlere Dominanz in Eberswalde im Jahr 2000

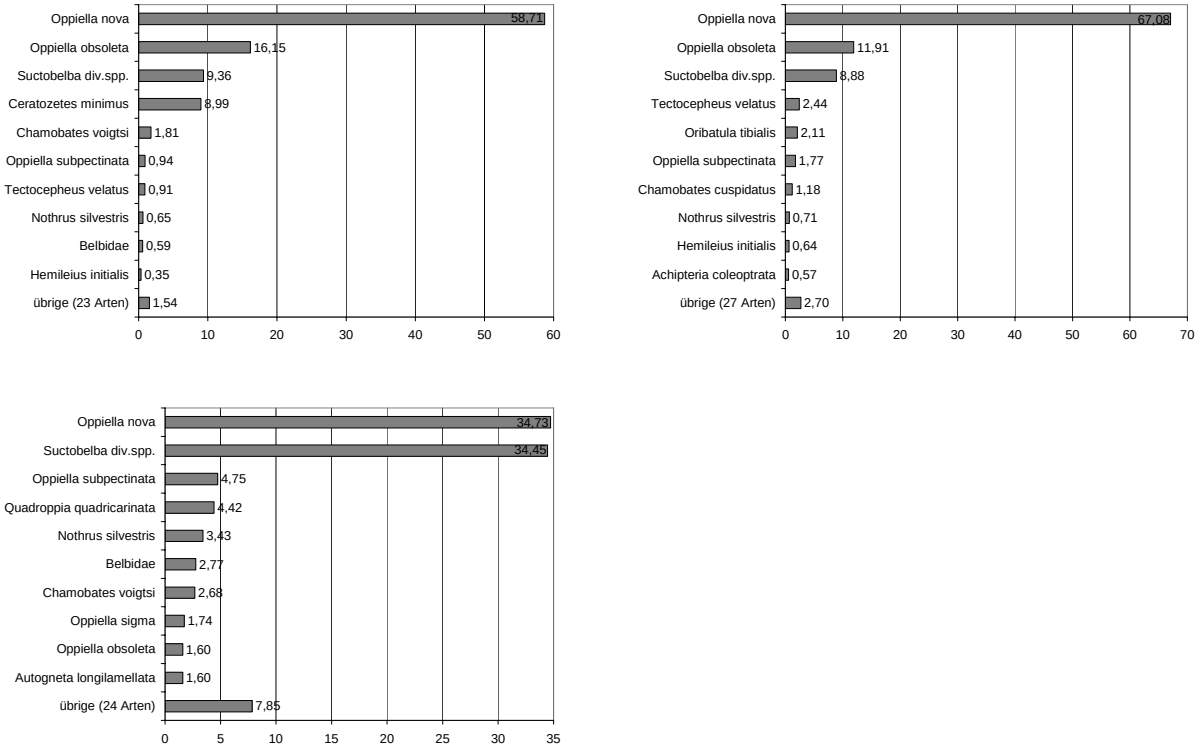


Abb. 31: Dominanzstruktur im Jahr 2000 auf den Flächen im Müritz Nationalpark: a) KiBu(a)M-1, b) KiBu(a)M-2, c) Bu(a)M-1

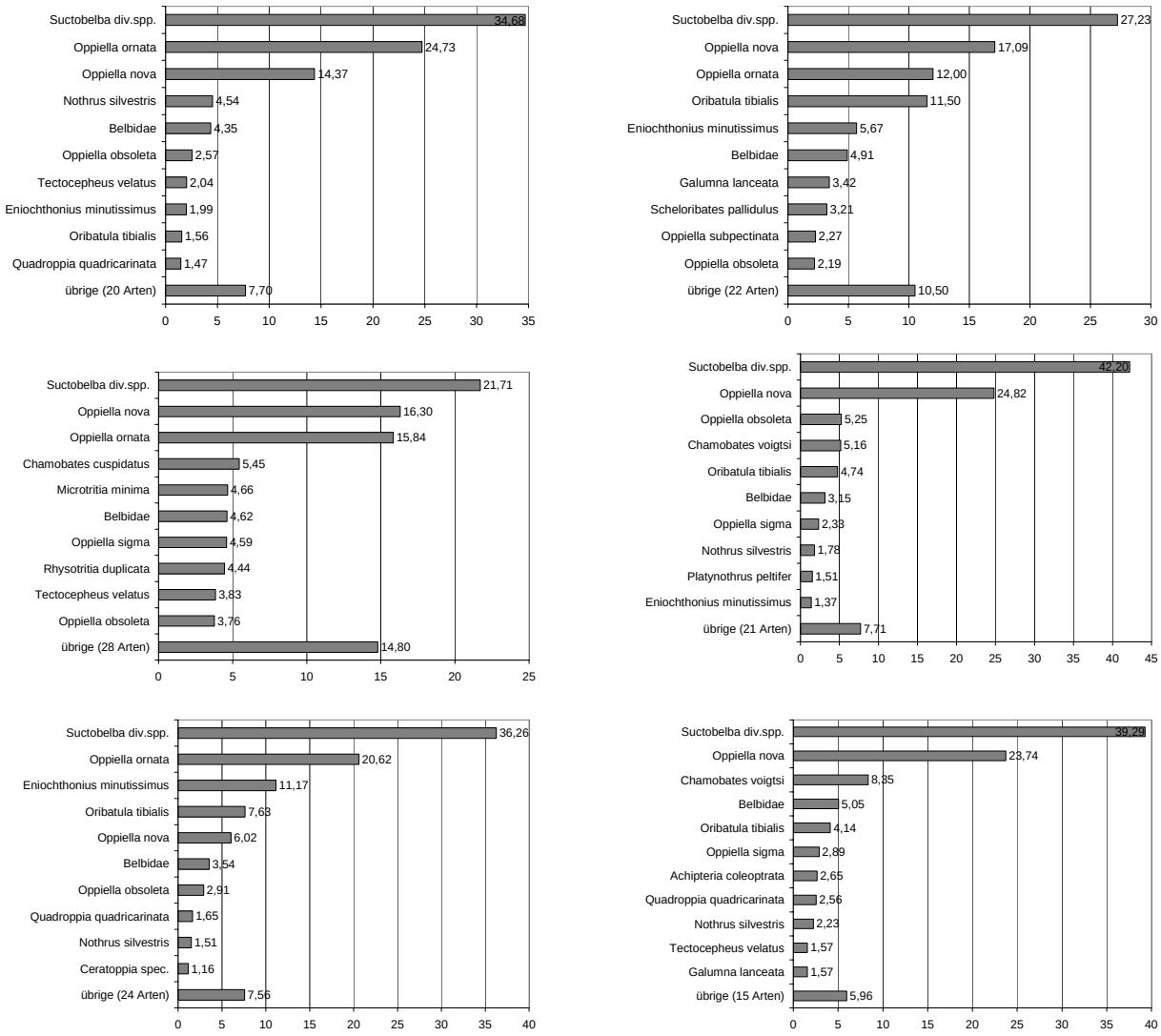


Abb. 32: Dominanzstruktur im Jahr 2000 auf den Flächen in Eberswalde: a) Ki(m)E-1 b) Ki(m)E-2, c) KiBu(m)E-1, d) KiBu(m)E-2, e) Ki(a)E-1, f) Bu(m)E-1

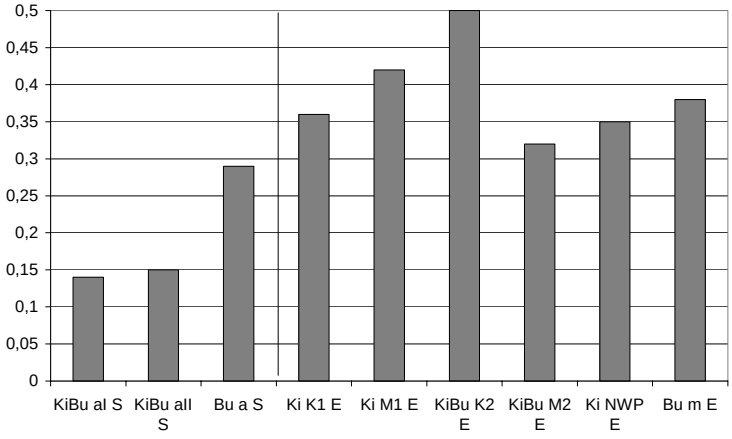


Abb. 33: Äquität im Jahr 2000

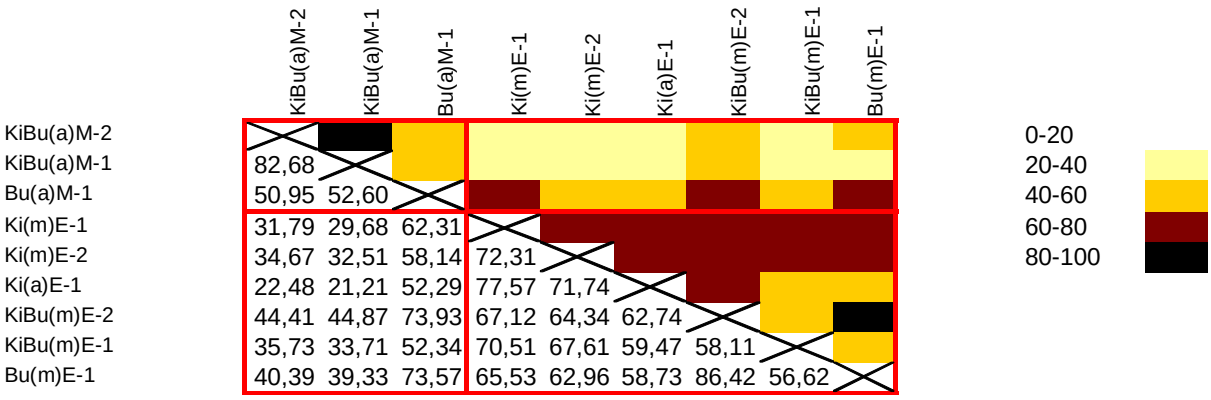


Abb. 34: Renkonen- Index (2000)

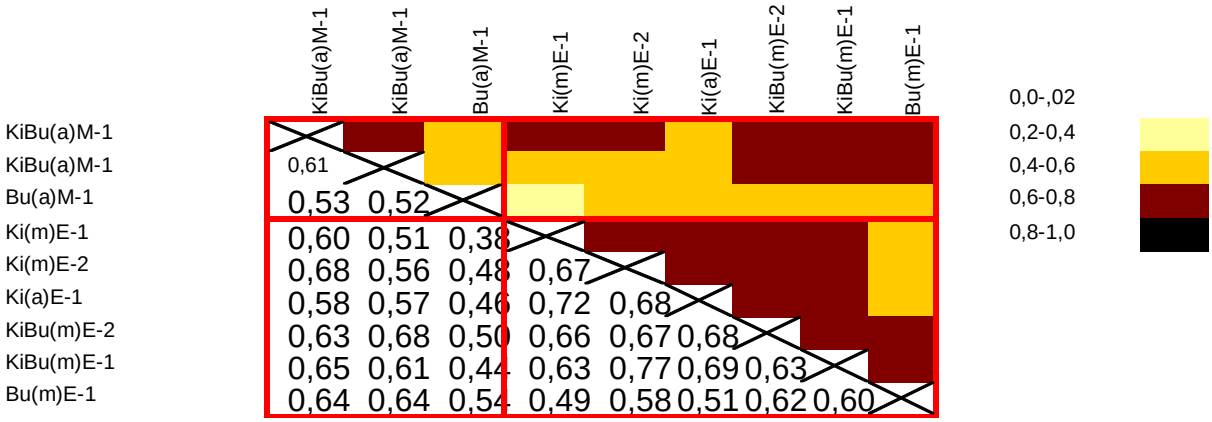


Abb. 35: Jaccard-Index (2000)

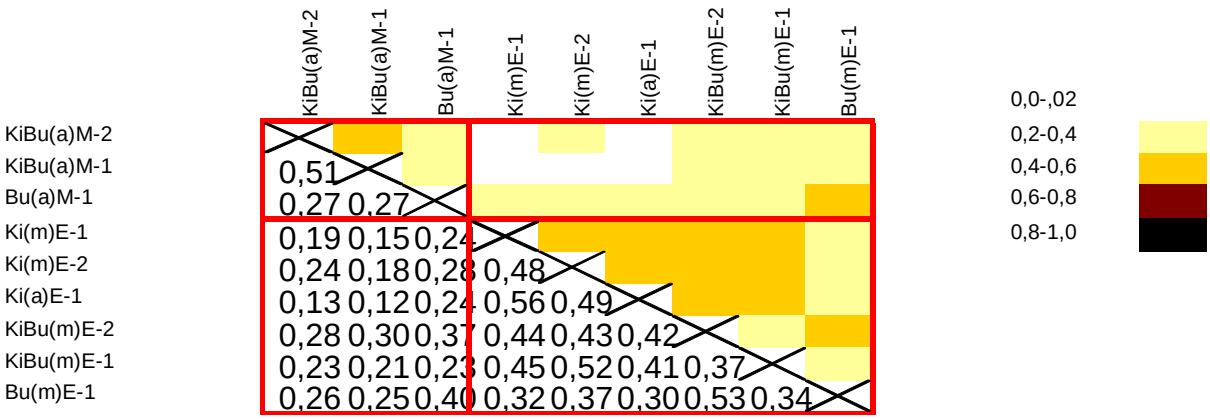


Abb. 36: Wainstein-Index (2000)

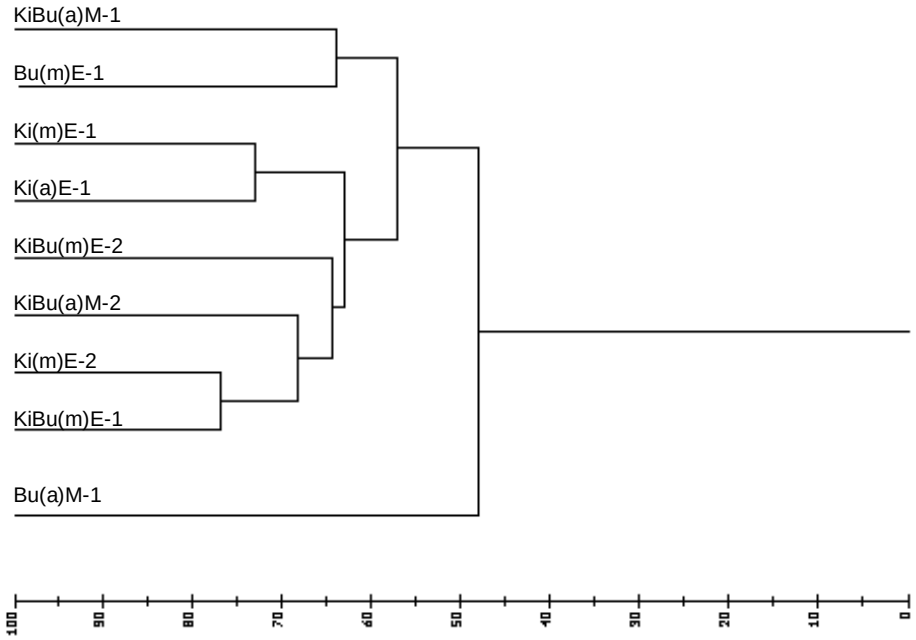


Abb. 37: Dendrogramm für die Clusteranalyse für den Mengenquotienten (2000)

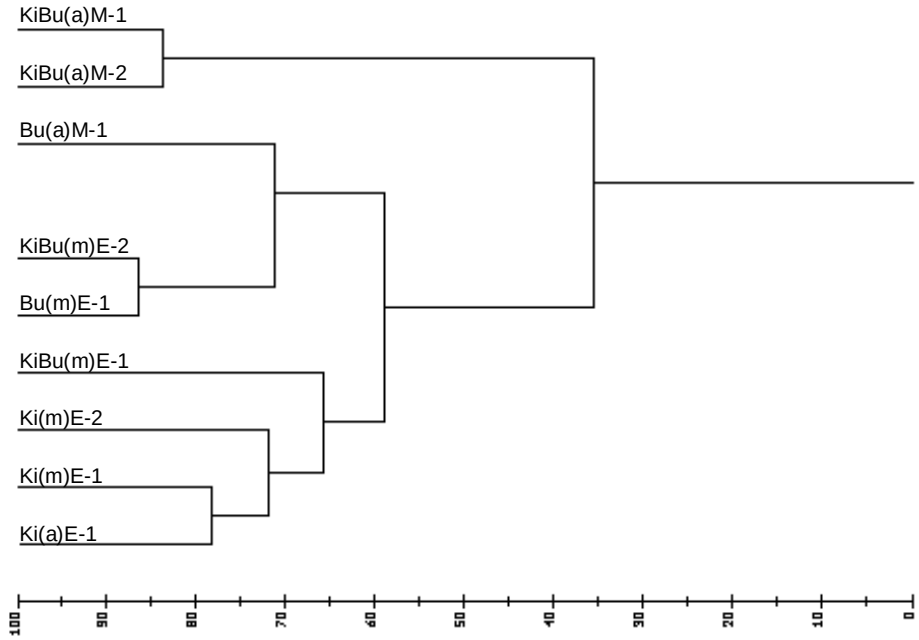


Abb. 38: Dendrogramm für die Clusteranalyse für den Renkonen-Index (2000)

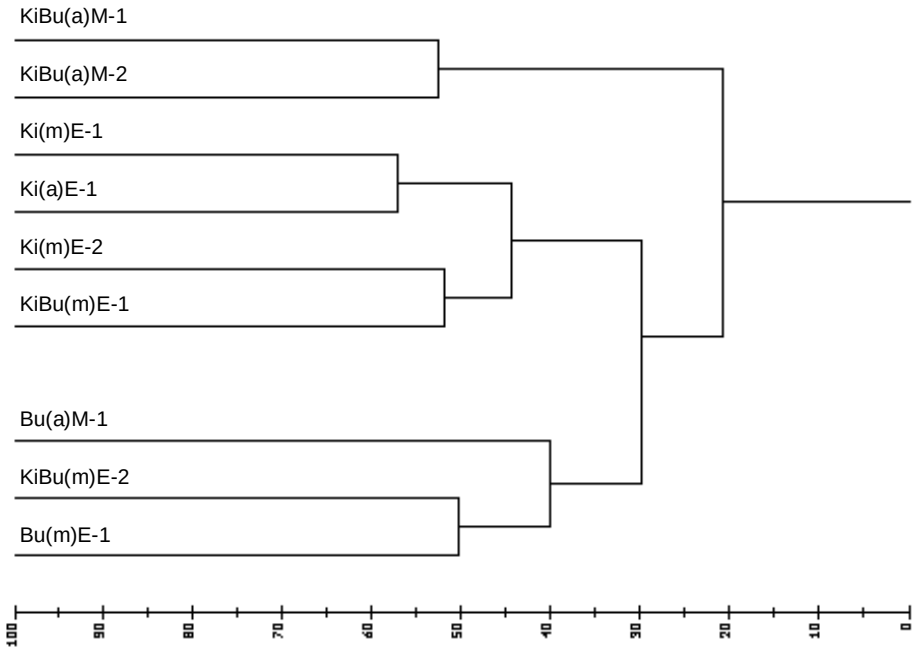


Abb. 39: Dendrogramm für die Clusteranalyse für den Wainstein-Index (2000)

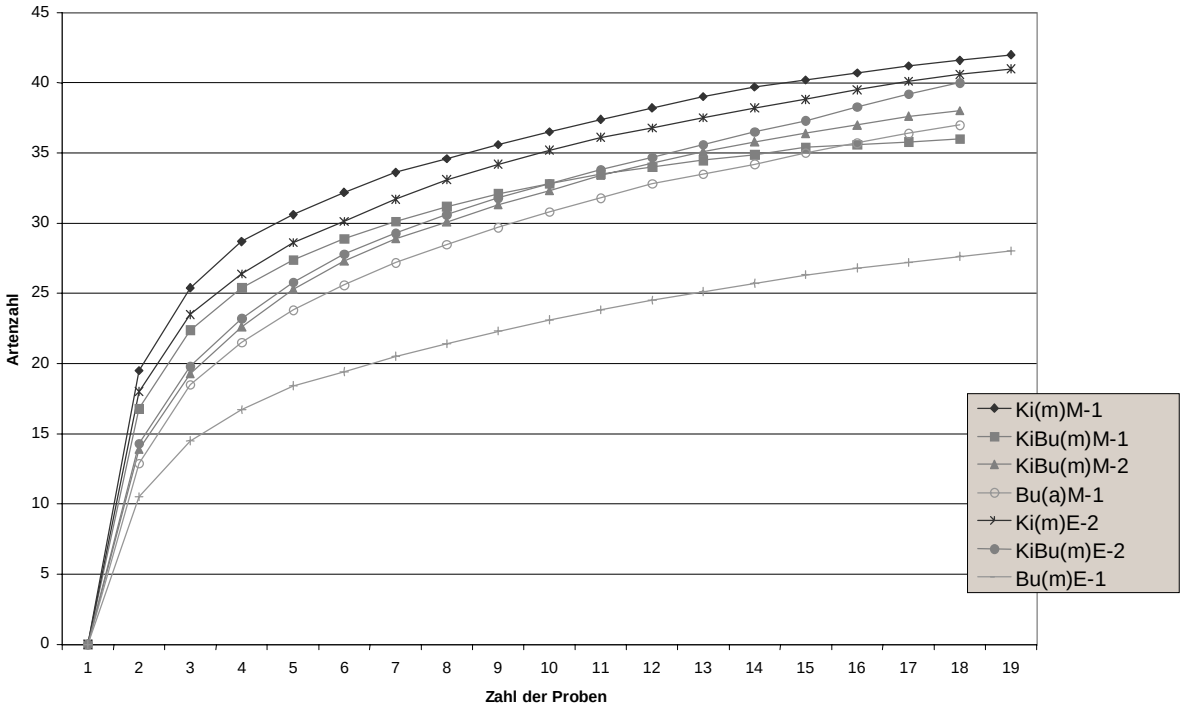


Abb. 40: Artenarealkurven im Müritz NP (2001)

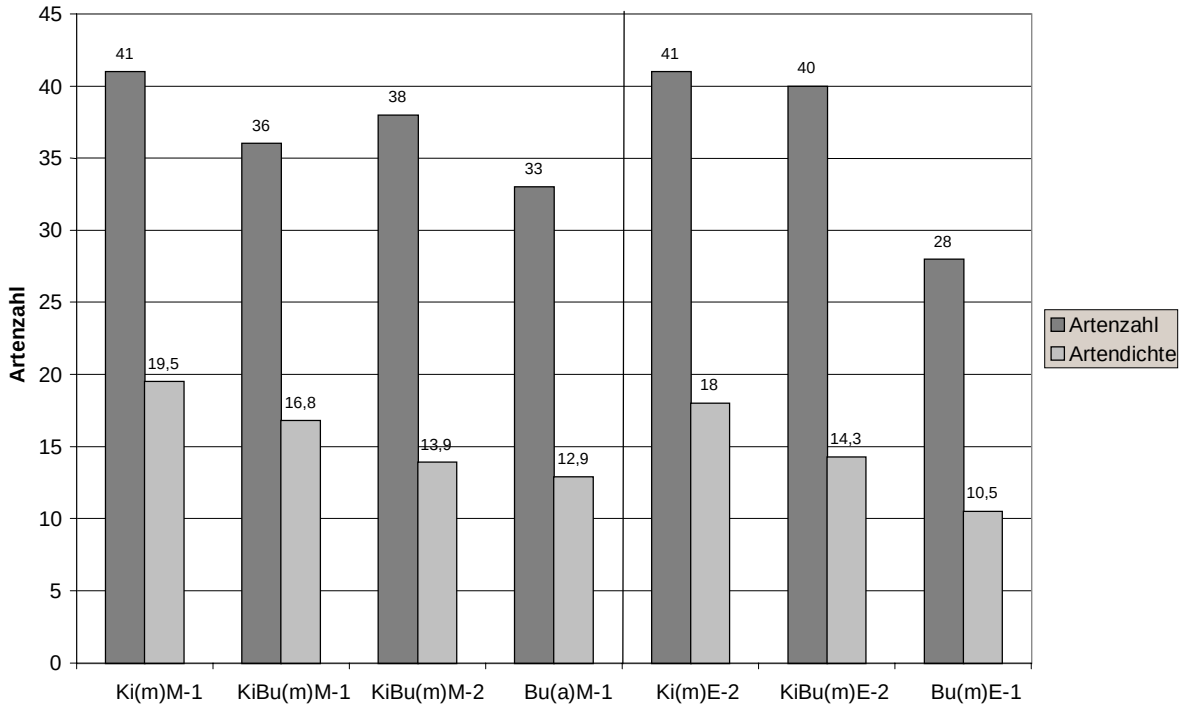


Abb. 41: Artenzahlen und Artendichten im Jahr 2001

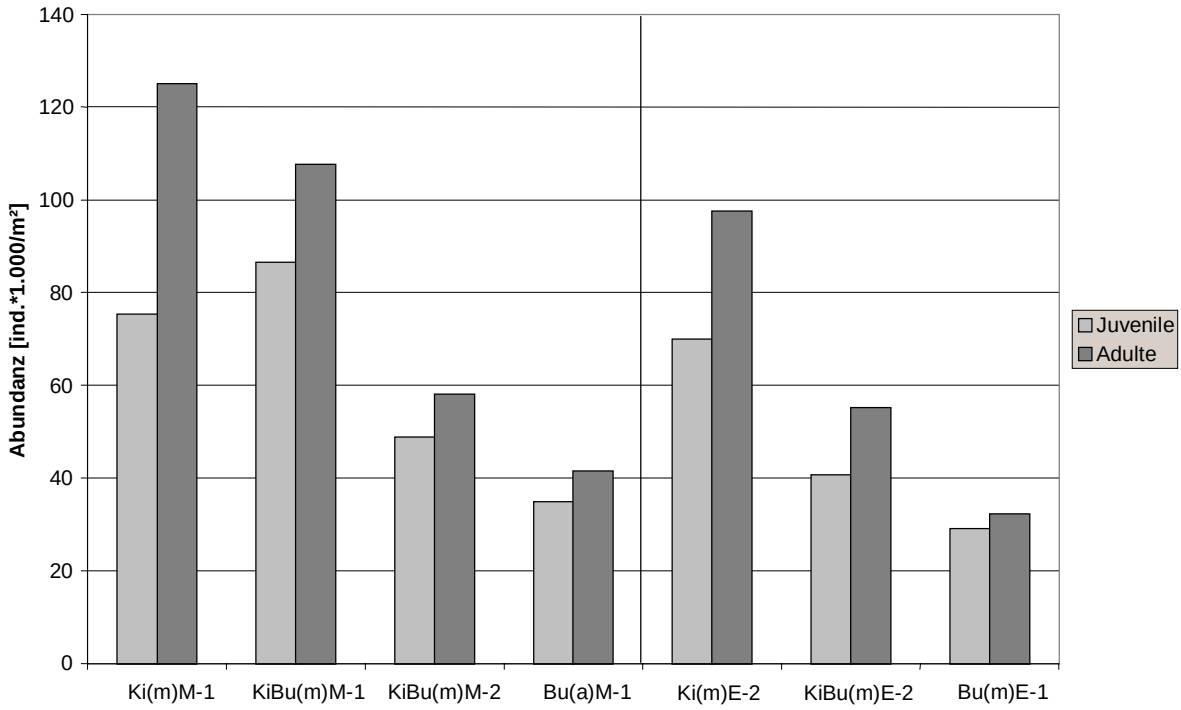


Abb. 42: Mittlere Abundanzen von Adulten und Juvenilen im Jahr 2001

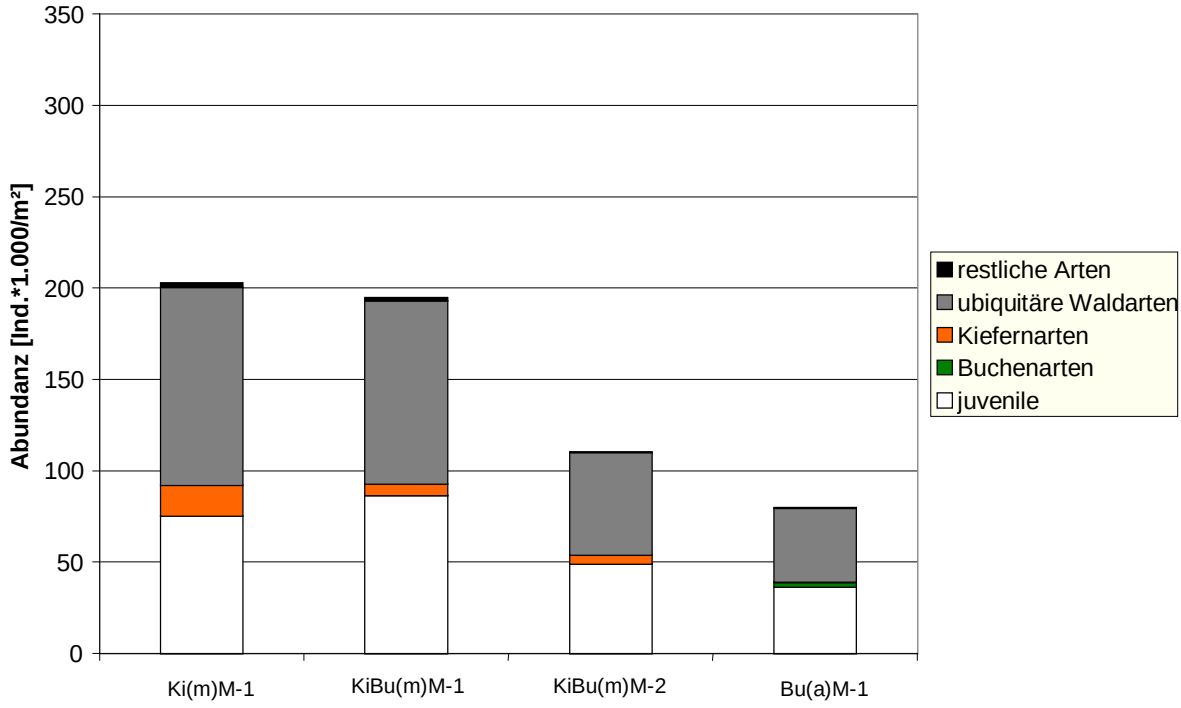


Abb. 43: Mittlere Jahresabundanzen im Müritz NP im Jahr 2001

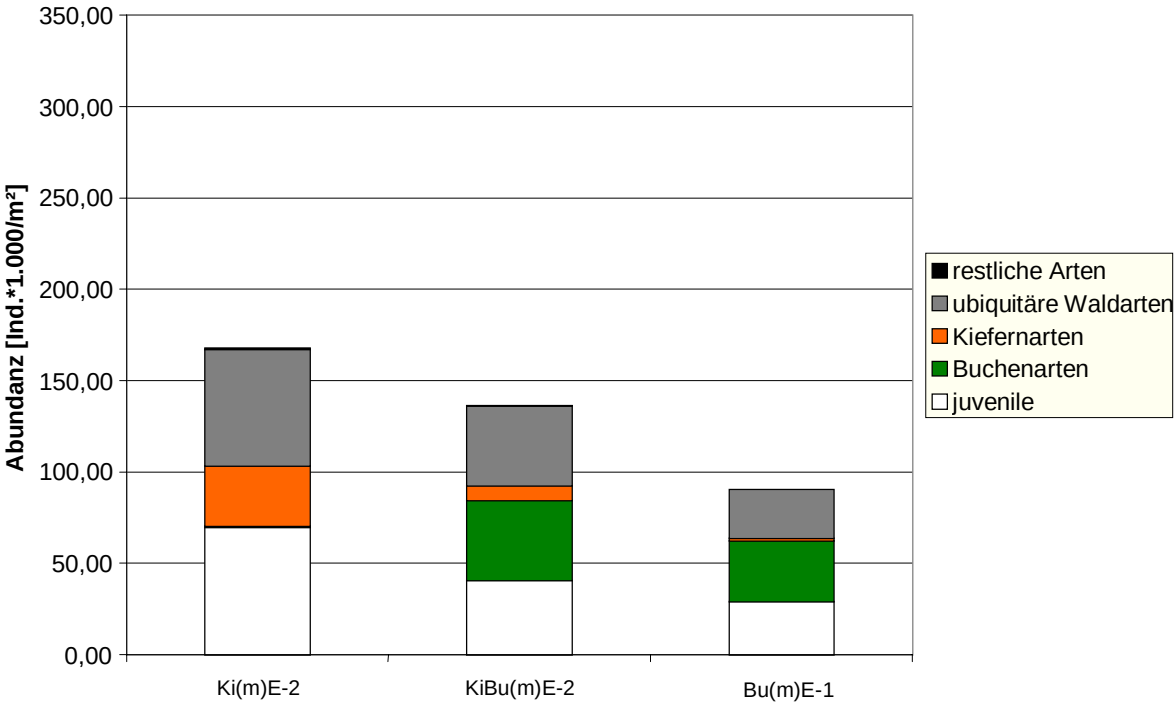


Abb. 44: Mittlere Jahresabundanzen in Eberswalde im Jahr 2001

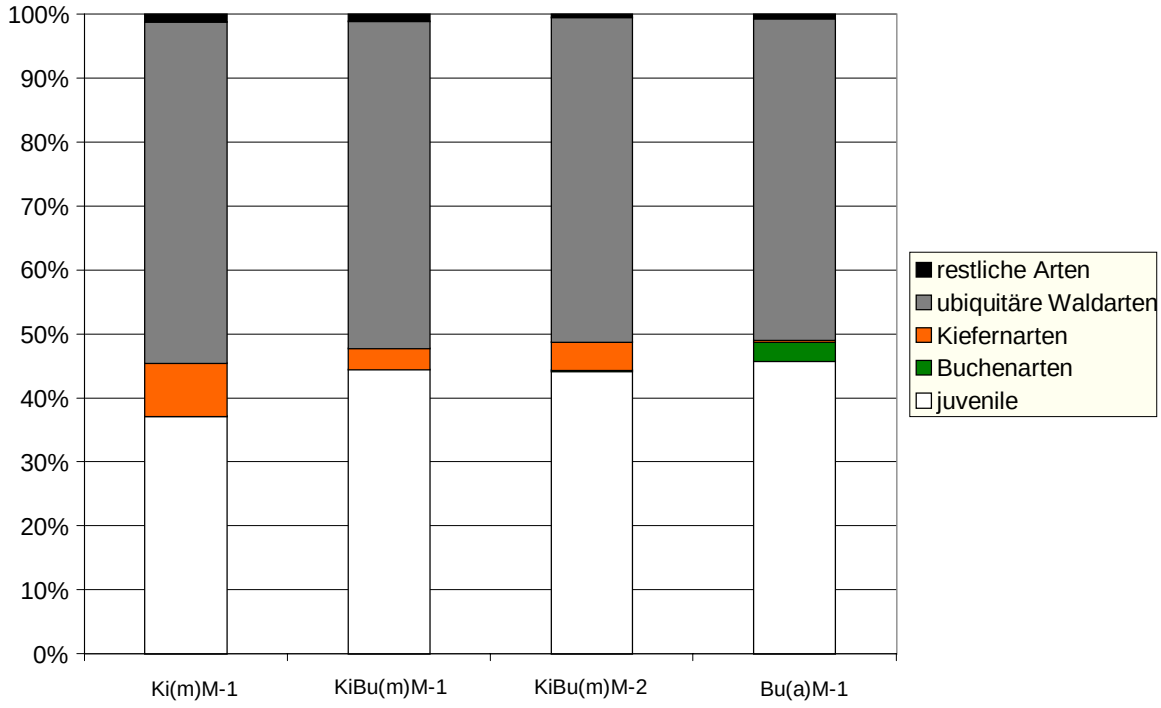


Abb. 45: Mittlere Dominanz im Müritz NP im Jahr 2001

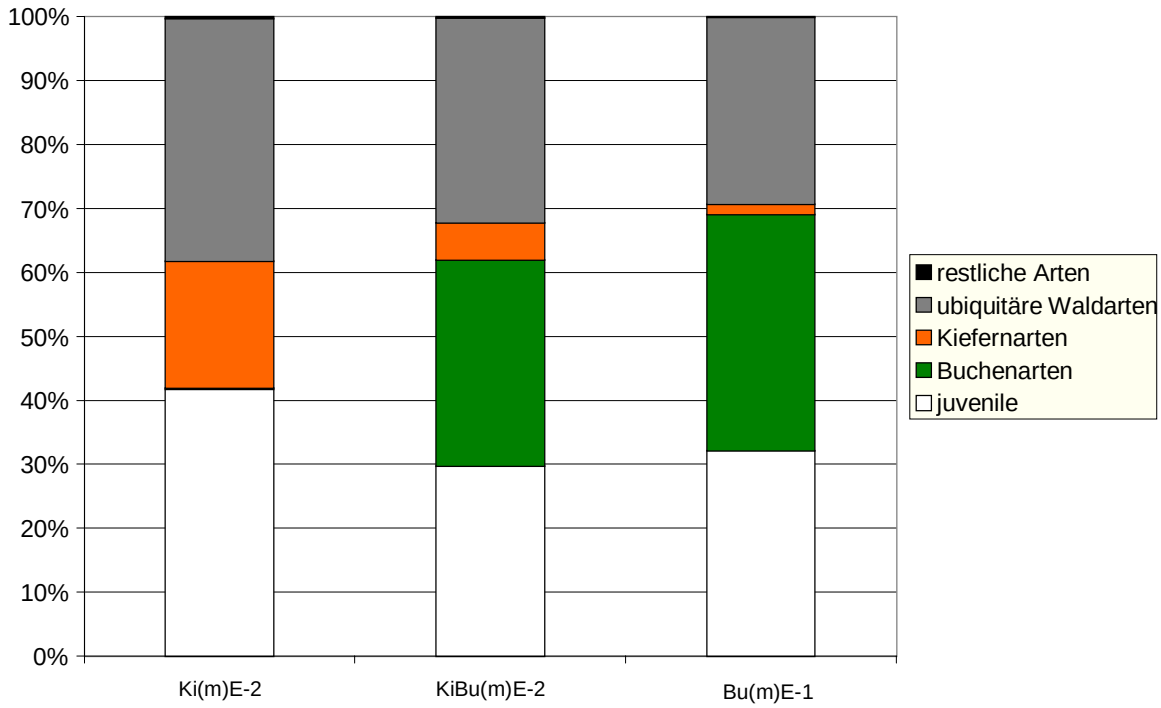


Abb. 46: Mittlere Dominanz in Eberswalde Im Jahr 2001

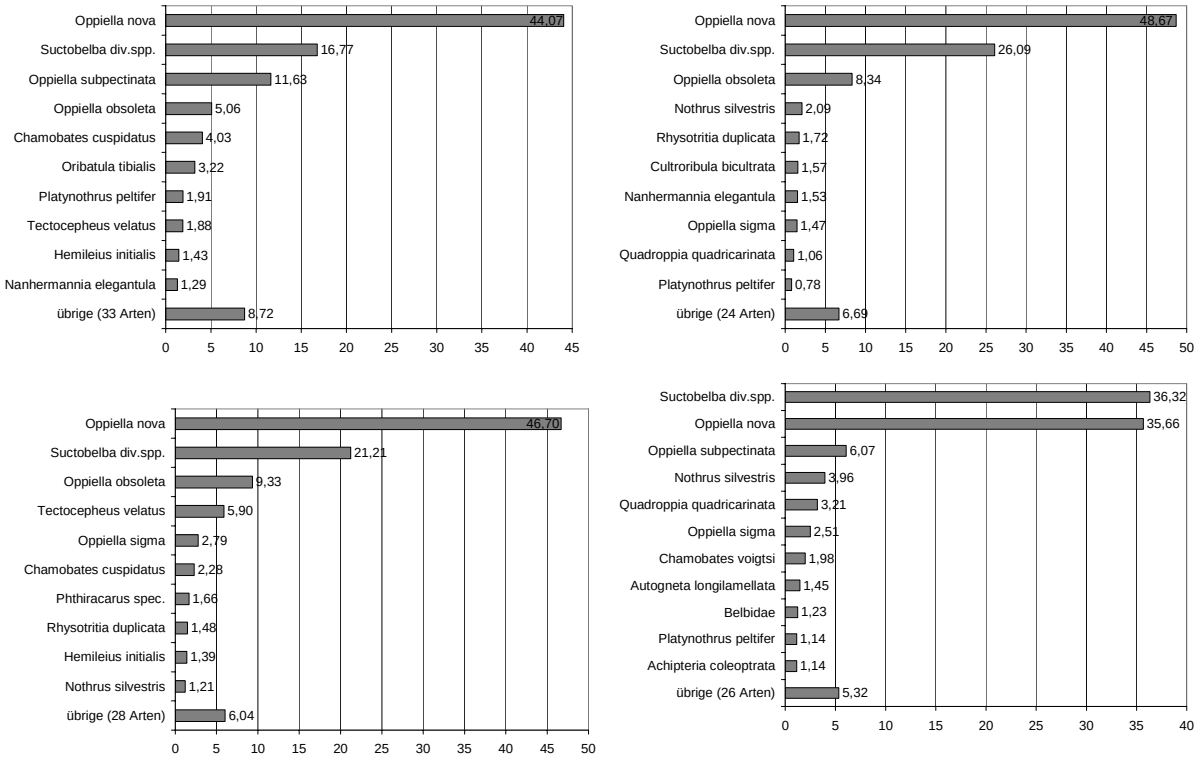


Abb. 47: Dominanzstruktur im Jahr 2001 auf den Flächen im Müritz Nationalpark: a) Ki(m)M-1, b) KiBu(m)M-1, c) KiBu(m)M-2, d) Bu(a)M-1

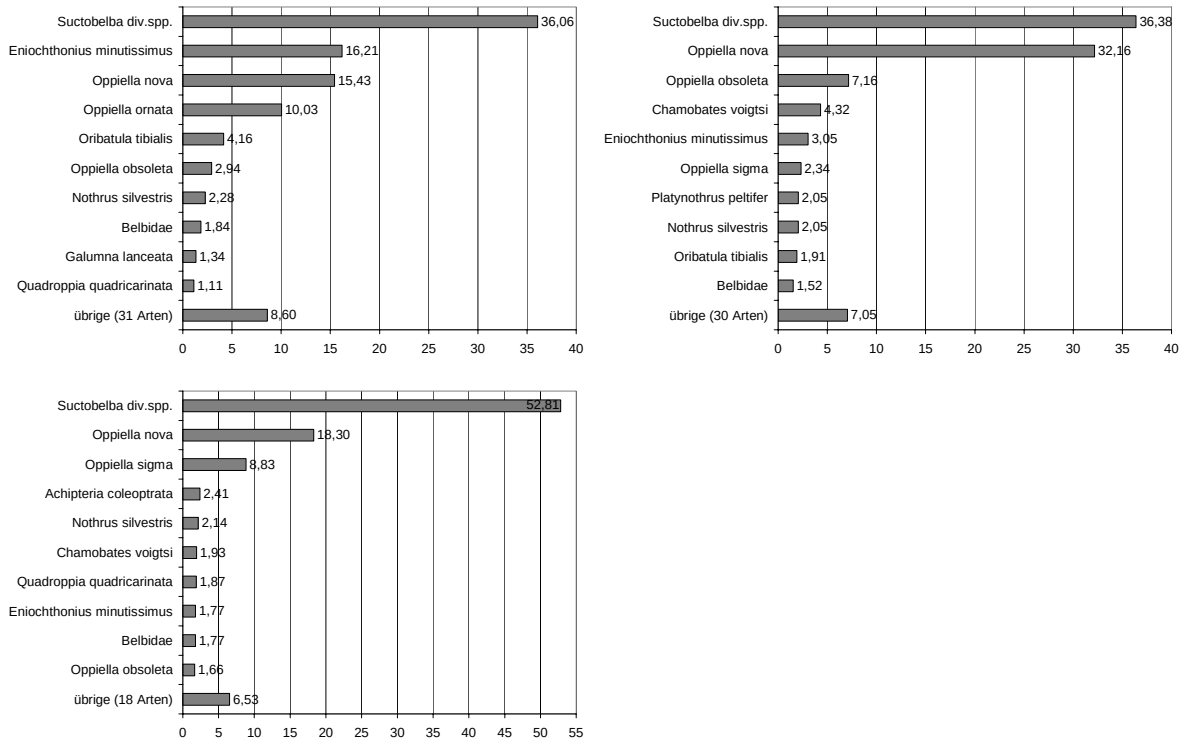


Abb. 48: Dominanzstruktur im Jahr 2001 auf den Flächen in Eberswalde: a) Ki(m)E-2, b) KiBu(m)E-2, c) Bu(m)E-1

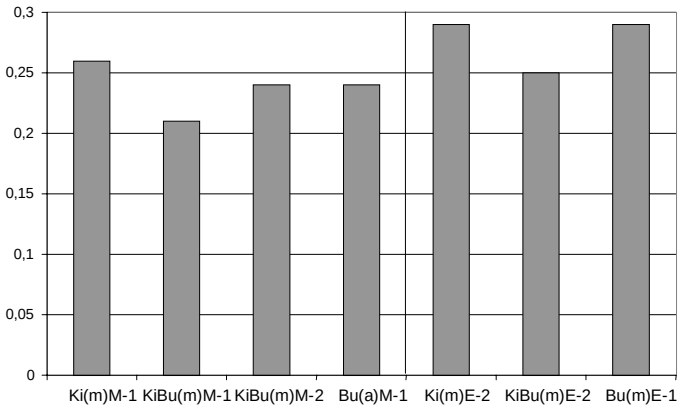


Abb. 49: Äquität im Jahr 2001

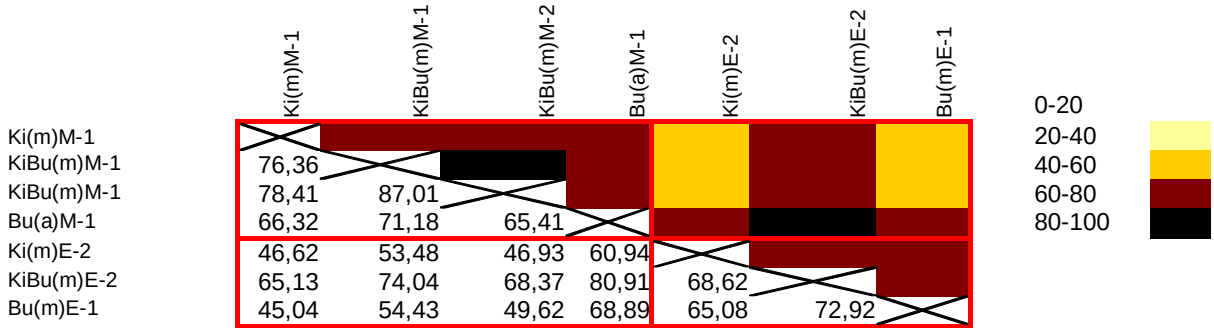


Abb. 50: Renkonen- Index (2001)

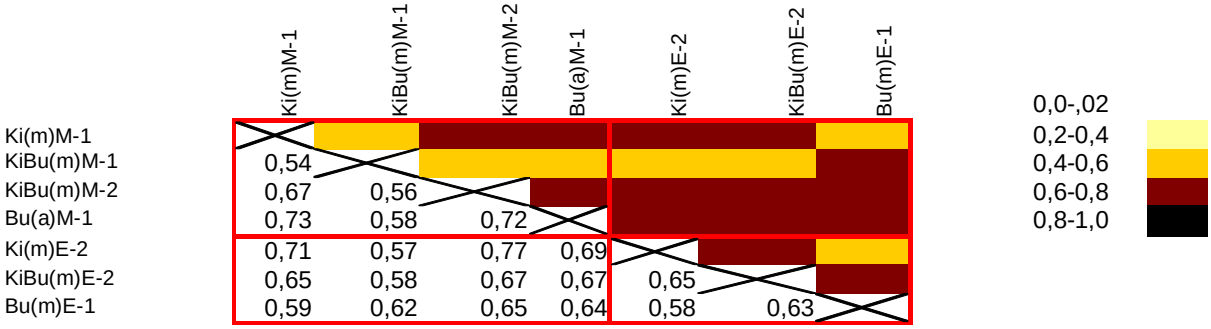


Abb. 51: Jaccard-Index (2001)

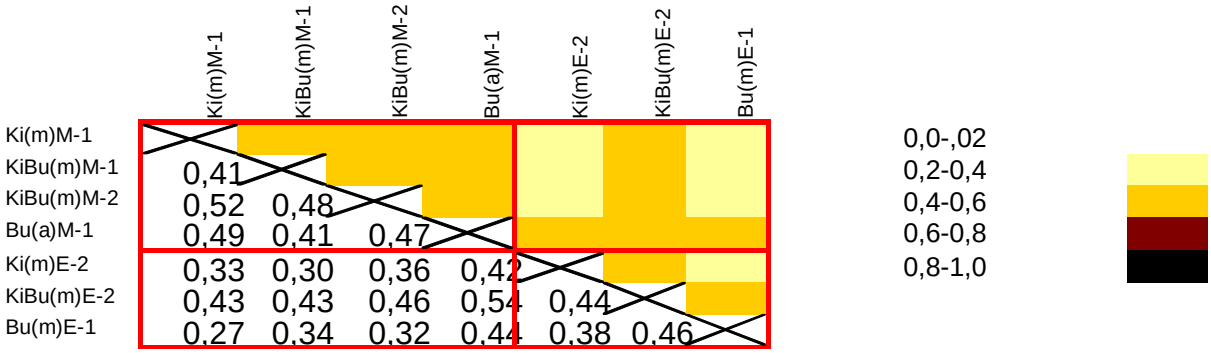


Abb. 52: Wainstein-Index (2001)

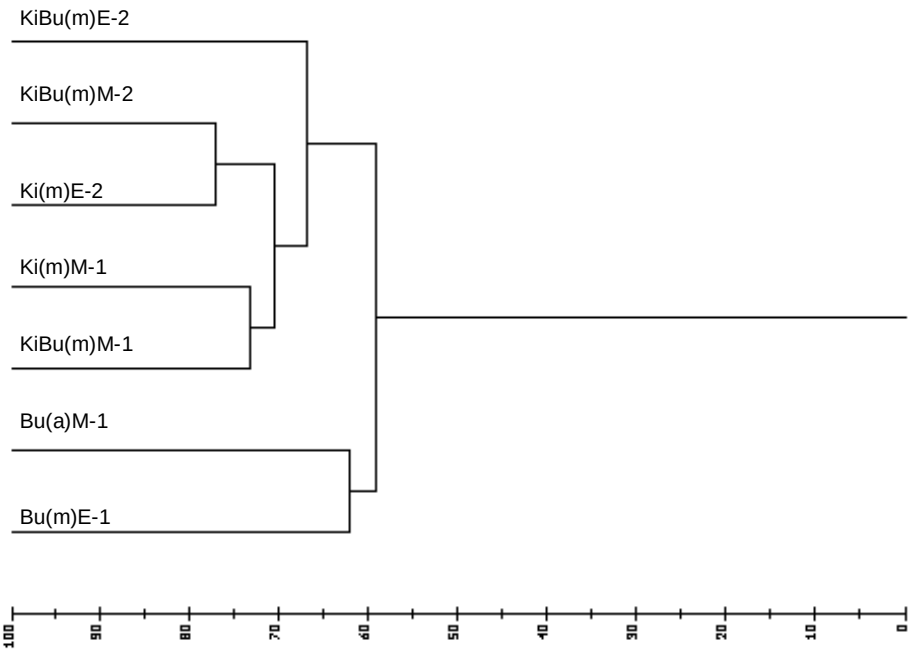


Abb. 53: Dendrogramm für die Clusteranalyse für den Mengenquotient (2001)

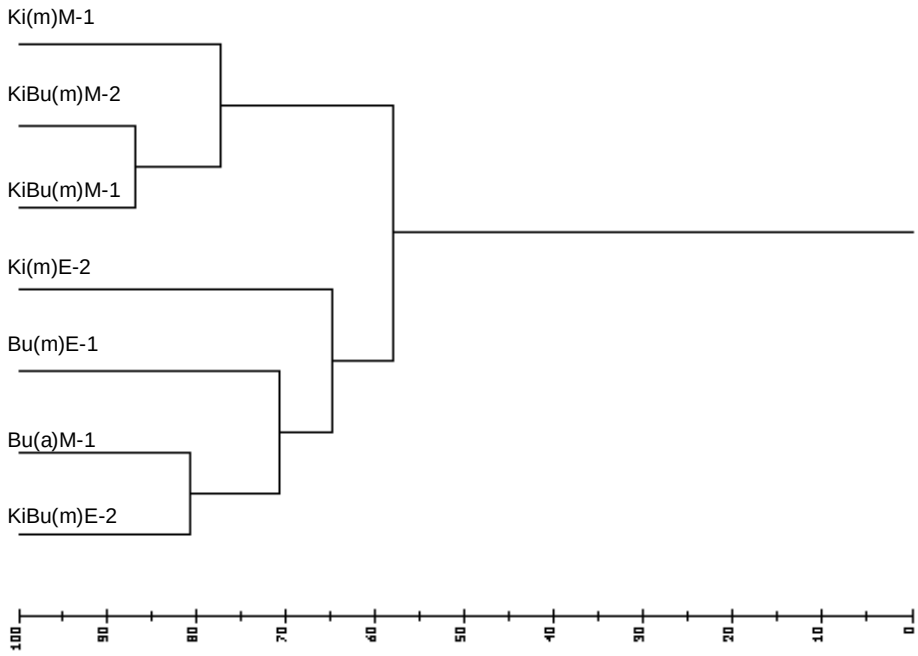


Abb. 54 Dendrogramm für die Clusteranalyse für den Renkonen-Index (2001)

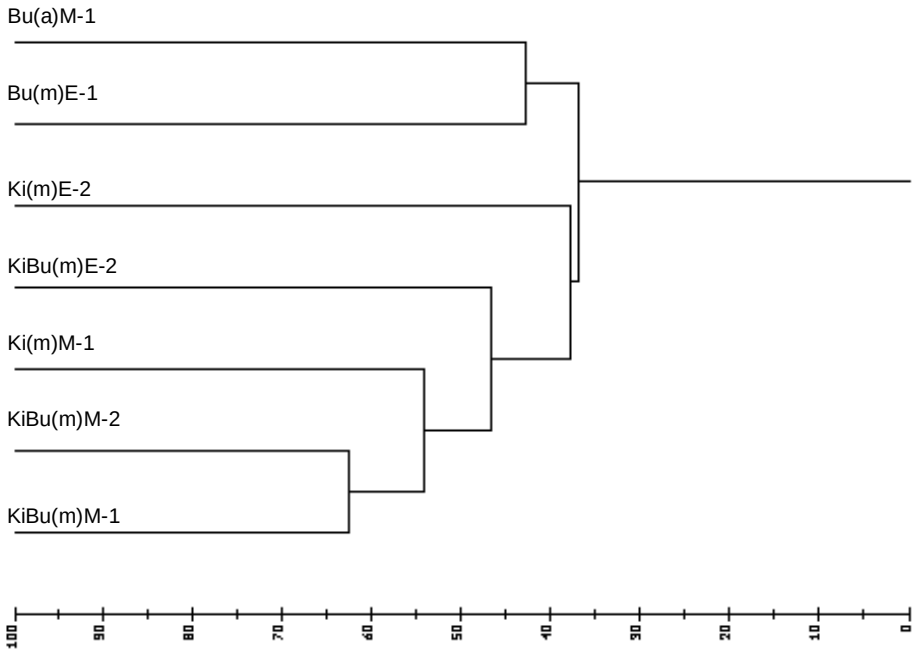


Abb. 55: Dendrogramm für die Clusteranalyse für den Wainstein-Index (2001)

	2000						2001		
	Ki(m)E-1	Ki(m)E-2	Ki(a)E-1	KiBu(m)E-2	KiBu(m)E-1	Bu(m)E-1	Ki(m)E-2	KiBu(m)E-2	Bu(m)E-1
Achipteria coleoptrata						93		6	78
Acrogalumna longipluma		27			7		44	6	
Adoristes ovatus	73	47	27	33	67	7	50	22	6
Allogalumna allifera		7							
Autogneta longilamellata	7							6	11
Belbidae	93	93	67	93	80	86	89	83	83
Camisia biurus		7							
Camisia spinifer		7	13		7		11	17	
Carabodes areolatus	13		7	13	33	7	28	33	11
Carabodes labyrinthicus					7		11	11	11
Carabodes spec.					7				
Cepheus cepheiformis	13	33	13	13	27		39	17	6
Cepheus dentatus				7				6	
Cepheus latus	7	13	7		20				
Ceratoppia spec.	20		47		13		11		
Ceratozetes mediocris			7						
Ceratozetes minimus						7	6		
Chamobates cuspidatus				13	100	14			
Chamobates voigtsi		7		53	7	93	6	50	67
Cultroribula bicultrata	60	20	33	40	7	7	39	28	11
Diapterobates humeralis					7		6		
Eniochthonius minutissimus	60	80	87	60	13	43	67	78	67
Eupelops plicatus		40	7	13	60	7	17	33	6
Eupelops torulosus	40	87	33	33	47		67	33	6
Euzetes globulus	67		67				6		
Galumna elimata								6	
Galumna lanzeata	73	100	60	67	47	64	61	61	22
Hemileius initialis				7			6		5
Hypochthonius rufulus	13	47	27	13	27	14	61	6	44
Liebstadia similis			13						
Micreremus brevipes	7		7	13			6		
Microtritia minima	87	47	33	53	93	21	61	44	28
Nanhermannia elegantula	27	27	33		47		11	6	17
Nothrus silvestris	100	100	60	87	93	79	94	72	72
Oppiella nova	100	100	80	100	93	100	100	100	100
Oppiella obsoleta	80	57	80	80	60	29	94	83	33
Oppiella ornata	100	100	100	40	100		100	44	
Oppiella sigma	47	53	13	60	80	71	56	78	83
Oppiella subpectinata		47	7	13	40	7	44	6	
Oribatella calcarata									6
Oribatella quadricornuta								6	
Oribatula cognata								6	
Oribatula tibialis	73	100	100	93	7	71	78	83	56
Phthiracarus spec.	33	20	7	7	40		50	11	6
Pilogalumna tenuiclava				13					
Platynothrus peltifer	40	67	73	67	93		72	83	
Quadroppia quadricarinata	80	80	67	40	87	71	78	67	56
Rhysotritia duplicata	53	40	67	67	87	50	61	44	39
Scheloribates pallidulus		93			27	7	61		
Scheloribates quintus							17		
Steganacarus applictus	7							11	
Steganacarus magnus			7	7			6	6	
Steganacarus spinosus							6		
Steganacarus striculus					7				
Suctobelba div. spp.	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Tectocepheus sarekensis			7		20			6	
Tectocepheus velatus	93	60	47	53	93	43	67	61	22
Trypochthonius nigricans	7	20			13		11	6	

Tab. 5: Frequenz der Arten in Eberswalde

	2000			2001			
	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	Bu(a)M-	Ki(m)M-	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	Bu(a)M-
Achipteria coleoptrata	14,3	46,7	83,3	5,6		23,5	87,5
Acrogalumna longipluma				22,2	70,6	11,8	
Adoristes ovatus	28,6	40,0		61,1	58,8	52,9	
Autogneta longilamellata		6,7	66,7	11,1	5,9		62,5
Belbidae	71,4	13,3	91,7	66,7	52,9	70,6	75,0
Caleremaeus monilipes	7,1						
Camisia biurus				5,6	5,9		
Camisia spinifer		6,7		22,2	11,8	5,9	
Carabodes areolatus	35,7	20,0		61,1	64,7	47,1	12,5
Carabodes femoralis	7,1						12,5
Carabodes labyrinthicus	14,3			11,1	23,5	17,6	12,5
Cepheus cepheiformis		6,7				5,9	
Cepheus latus	7,1	13,3					
Ceratoppia spec.				5,6	17,6		
Ceratozetes minimus	100,0	46,7	8,3			5,9	
Chamobates cuspidatus	28,6	100,0	41,7	94,4	64,7	88,2	
Chamobates subglobulus			58,3				62,5
Chamobates voigtsi	78,6	6,7	83,3	5,6	17,6	17,6	87,5
Cultroribula bicultrata	35,7	6,7	33,3	55,6	76,5	5,9	25,0
Diapterobates humeralis				11,1			
Eniochthonius minutissimus	21,4	20,0	41,7	66,7	17,6	17,6	37,5
Eupelops plicatus	14,3	40,0		11,1	5,9	11,8	12,5
Eupelops torulosus	21,4	53,3		44,4	58,8	41,2	
Euphthiracarus cribrarius				5,6			
Euzetes globulus				16,7			6,3
Galumna lanzeata		66,7	8,3		29,4	29,4	6,3
Hemileius initialis	64,3	86,7	25,0	88,9	82,4	82,4	31,3
Heminothrus longisetus		6,7					
Hypochthonius rufulus		6,7	58,3	22,2	23,5	5,9	18,8
Liebstadia humerata							
Mesoplophora pulchra							6,3
Micreremus brevipes	7,1			5,6			
Microtritia minima	64,3	40,0	8,3	66,7	11,8	17,6	
Nanhermannia elegantula	7,1	20,0	16,7	83,3	70,6	23,5	12,5
Nothrus palustris			8,3			5,9	
Nothrus silvestris	85,7	73,3	100,0	83,3	100,0	29,4	93,8
Odontocepheus elongatus	7,1						
Ophidiotrichus connexus			8,3				
Oppia spec.			8,3				
Oppiella nova	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Oppiella obsoleta	100,0	93,3	41,7	94,4	88,2	82,4	50,0
Oppiella ornata	7,1		16,7	50,0		11,8	
Oppiella sigma	7,1	6,7	33,3	55,6	70,6	64,7	56,3
Oppiella subpectinata	42,9	93,3	75,0	100,0	17,6	11,8	81,3
Oribatella calcarata			16,7				
Oribatula cognata		6,7					
Oribatula tibialis	28,6	80,0	8,3	100,0	23,5	29,4	18,8
Phthiracarus spec.	21,4	20,0	8,3	50,0	88,2	94,1	6,3
Platynothrus peltifer	7,1	53,3	66,7	83,3	47,1	17,6	56,3
Quadroppia quadricarinata	35,7	26,7	75,0	55,6	70,6	41,2	75,0
Rhysotritia ardua				33,3			
Rhysotritia duplicata	50,0	53,3	50,0	66,7	64,7	64,7	43,8
Scheloribates pallidulus		6,7			29,4	5,9	
Scheloribates quintus							6,3
Steganacarus applictus					11,8		6,3
Steganacarus magnus			8,3	22,2	17,6	11,8	18,8
Steganacarus spinosus				5,6		5,9	
Steganacarus striculus						35,3	
Suctobelba div. spp.	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
Tectocepheus sarekensis				11,8	11,8		
Tectocepheus velatus	85,7	100,0	33,3	72,2	58,8	94,1	18,8
Tritegeus bifidatus			8,3				
Trypochthonius nigricans		13,3		11,1			
Xenillus tegeocranus							
Zygoribatula exilis			8,3				

Tab 6: Frequenz der Arten im Müritz Nationalpark

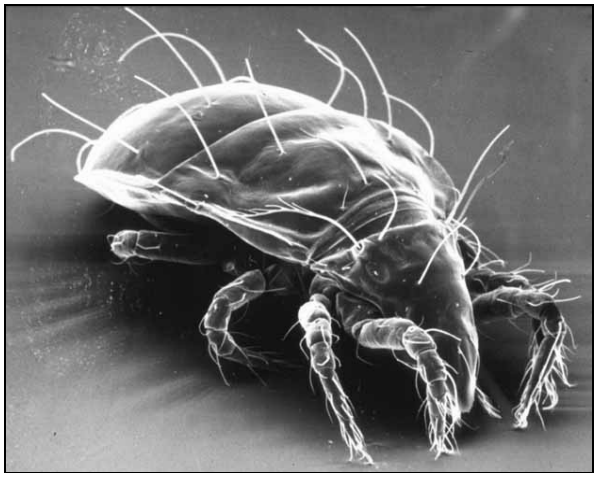
	2000						2001		
	Ki(m)E-1	Ki(m)E-2	Ki(a)E-1	KiBu(m)E-2	KiBu(m)E-1	Bu(m)E-	Ki(m)E-2	KiBu(m)E-2	Bu(m)E-
Achipteria coleoptrata						2,7		0,1	2,4
Acrogalumna longipluma		0,2			0,1		0,4	0,0	
Adoristes ovatus	0,7	0,7	0,2	0,5	1,7	0,1	0,3	0,2	0,2
Autogneta longilamellata	0,0							0,0	0,2
Belbidae	4,4	4,9	2,8	3,1	4,1	5,0	1,8	1,5	1,8
Camisia biurus		0,0							
Camisia spinifer		0,0	0,1		0,0		0,1	0,1	
Carabodes areolatus	0,1		0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1
Carabodes labyrinthicus					0,0		0,0	0,1	0,1
Cepheus cepheiformis	0,0	0,2	0,1	0,1	0,4		0,3	0,1	0,1
Cepheus dentatus				0,0				0,1	
Cepheus latus	0,0	0,0	0,0		0,2				
Ceratoppia spec.	0,1		1,1		0,1		0,0		
Ceratozetes minimus						0,1	0,0		
Chamobates cuspidatus				0,1	5,5	1,0			
Chamobates voigtsi		0,0		5,1	0,0	8,4	0,0	3,8	1,9
Cultroribula bicultrata	0,8	0,2	0,6	0,6	0,0	0,1	0,2	0,3	0,3
Diapterobates humeralis					0,0		0,0		
Eniochthonius minutissimus	2,0	5,7	11,7	1,4	0,8	1,5	16,2	2,7	1,8
Eupelops plicatus		0,4	0,1	0,2	0,5	0,1	0,1	0,3	0,1
Eupelops torulosus	0,6	1,3	0,3	0,5	0,5		1,0	0,3	0,1
Euzetes globulus	0,8		0,4				0,0		
Galumna elimata								0,0	
Galumna lanzeata	0,8	3,4	1,1	0,9	0,5	1,6	1,3	0,7	0,2
Hemileius initialis				0,0			0,0		0,1
Hypochthonius rufulus	0,1	0,8	0,2	0,1	0,3	0,3	0,5	0,0	1,4
Liebstadia similis			0,1						
Micreremus brevipes	0,0		0,0	0,0			0,0		
Microtritia minima	1,2	0,6	0,3	0,8	4,7	0,3	0,4	0,9	0,4
Nanhermannia elegantula	0,3	0,7	1,0		2,1	0,1	0,1	0,1	0,2
Nothrus silvestris	4,5	1,9	1,5	1,8	1,8	2,2	2,3	2,0	2,1
Oppiella nova	14,4	17,1	5,8	24,7	16,4	23,8	15,4	32,2	18,3
Oppiella obsoleta	2,6	2,2	2,8	5,2	3,8	0,8	2,9	6,8	1,7
Oppiella ornata	24,7	12,0	20,1	0,7	15,9		10,0	0,8	
Oppiella sigma	1,0	0,6	0,3	2,3	4,6	2,9	0,4	2,1	8,8
Oppiella subpectinata		2,3	0,3	0,2	0,7	0,1	0,8	0,1	
Oribatella calcarata									0,1
Oribatella quadricornuta								0,0	
Oribatula cognata								0,0	
Oribatula tibialis	1,6	11,5	7,9	4,7	0,1	4,1	4,2	1,7	1,5
Phthiracarus spec.	0,2	0,1	0,2	0,2	0,6		0,3	0,1	0,1
Platynothrus peltifer	0,5	0,7	0,8	1,5	1,2		0,7	2,1	
Quadroppia quadricarinata	1,5	1,3	1,6	0,7	2,3	2,6	1,1	0,8	1,9
Rhysotritia duplicata	0,4	0,3	1,2	1,1	4,5	1,2	0,5	0,7	0,6
Scheloribates pallidulus		3,2			0,1	0,1	1,0		
Scheloribates quintus							0,4		
Steganacarus applictus	0,0							0,1	
Steganacarus magnus			0,0	0,0			0,0	0,0	
Steganacarus spinosus							0,0		
Steganacarus striculus					0,0				
Suctobelba div. spp.	34,7	27,2	36,5	42,1	21,8	39,3	36,1	38,5	52,8
Tectocepheus sarekensis			0,1		0,2			0,0	
Tectocepheus velatus	2,0	0,5	0,4	0,9	3,9	1,6	0,8	0,7	1,0
Trypochthonius nigricans	0,1	0,1			0,2		0,0	0,0	

Tab 7: Dominanz der Arten in Eberswalde

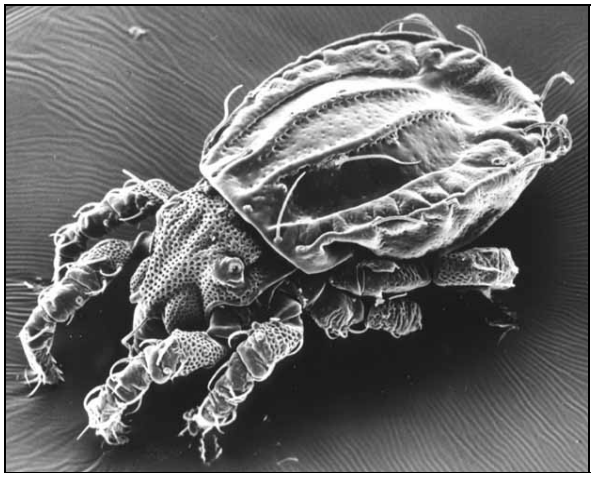
	2000			2001			
	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	Bu(a)M-	Ki(m)M-	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	Bu(a)M-
Achipteria coleoptrata	0,0	0,5	1,2	0,0		0,2	1,2
Acrogalumna longipluma				0,1	0,5	0,1	
Adoristes ovatus	0,1	0,3		0,5	0,7	0,6	
Autogneta longilamellata		0,0	1,6	0,1	0,0		1,5
Belbidae	0,6	0,1	2,5	0,6	0,4	0,5	1,3
Caleremaeus monilipes	0,0						
Camisia biurus				0,0	0,0		
Camisia spinifer		0,0		0,1	0,0	0,0	
Carabodes areolatus	0,1	0,0		0,7	0,5	0,4	0,1
Carabodes femoralis	0,0						0,1
Carabodes labyrinthicus	0,0			0,0	0,1	0,1	0,1
Cepheus cepheiformis		0,0				0,0	
Cepheus latus	0,0	0,0					
Ceratoppia spec.				0,0	0,1		
Ceratozetes minimus	9,0	0,3	0,4			0,1	
Chamobates cuspidatus	0,2	1,1	0,3	4,0	0,3	2,3	
Chamobates subglobulus			1,2				0,8
Chamobates voigtsi	1,8	0,0	2,7	0,0	0,1	0,1	2,0
Cultroribula bicultrata	0,2	0,1	0,5	0,5	1,6	0,1	0,4
Diapterobates humeralis				0,0			
Eniochthonius minutissimus	0,1	0,0	0,4	0,7	0,2	0,1	0,5
Eupelops plicatus	0,0	0,1		0,0	0,0	0,1	0,1
Eupelops torulosus	0,1	0,2		0,3	0,3	0,4	
Euphthiracarus cribrarius				0,0			
Euzetes globulus				0,1			0,0
Galumna lanzeata		0,3	0,0		0,2	0,2	0,0
Hemileius initialis	0,3	0,6	0,3	1,4	0,7	1,4	0,2
Heminothrus longisetus		0,0					
Hypochthonius rufulus		0,0	0,8	0,1	0,2	0,0	0,2
Mesoplophora pulchra							0,0
Micreremus brevipes	0,0			0,0			
Microtritia minima	0,2	0,1	0,2	0,6	0,1	0,4	
Nanhermannia elegantula	0,0	0,0	0,1	1,3	1,5	0,3	0,1
Nothrus palustris			0,0			0,0	
Nothrus silvestris	0,6	0,6	3,4	0,6	2,1	1,2	4,0
Odontocepheus elongatus	0,0						
Ophidiotrichus connexus			0,1				
Oppia spec.			0,1				
Oppiella nova	58,7	68,9	34,8	44,1	48,7	46,7	35,8
Oppiella obsoleta	16,1	11,2	2,5	5,1	8,3	9,3	0,8
Oppiella ornata	0,0		0,2	0,5		0,1	
Oppiella sigma	0,0	0,0	0,9	1,2	1,5	2,8	2,6
Oppiella subpectinata	0,9	1,6	4,8	11,6	0,3	0,5	6,2
Oribatella calcarata			0,1				
Oribatula cognata		0,0					
Oribatula tibialis	0,1	1,9	0,0	3,2	0,3	0,2	0,1
Phthiracarus spec.	0,0	0,0	0,0	0,3	0,8	1,7	0,0
Platynothrus peltifer	0,0	0,3	1,0	1,9	0,8	0,5	1,2
Quadroppia quadricarinata	0,1	0,2	4,4	0,6	1,1	0,2	3,3
Rhysotritia ardua				0,2			
Rhysotritia duplicata	0,2	0,3	0,6	0,6	1,7	1,5	0,6
Scheloribates pallidulus		0,0			0,2	0,1	
Scheloribates quintus							0,0
Steganacarus applictus					0,1		0,0
Steganacarus magnus			0,0	0,1	0,1	0,1	0,2
Steganacarus striculus				0,0		0,0	
Suctobelba div. spp.	9,4	8,4	34,5	16,8	26,1	21,2	36,3
Tectocepheus sarekensis				0,1	0,0		
Tectocepheus velatus	0,9	2,3	0,2	1,9	0,7	5,9	0,1
Tritegeus bifidatus			0,0				
Trypochthonius nigricans		0,1		0,1			
Zygoribatula exilis			0,0				

Tab.8: Dominanz der Arten im Müritz Nationalpark

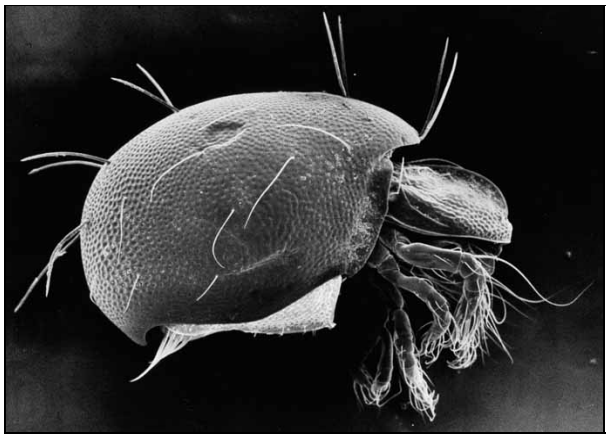
Ausgewählte Oribatiden



Hypochthonius rufulus 150x



Platynothrus peltifer 100x

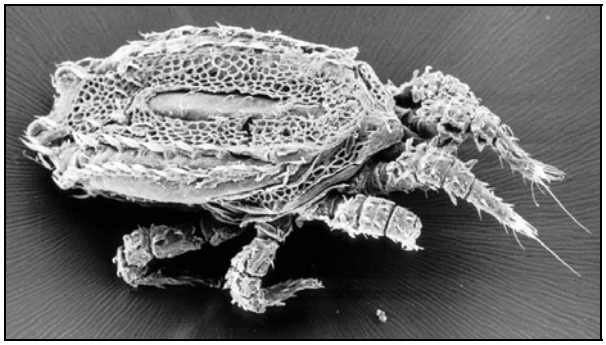


Steganacarus magnus 50x

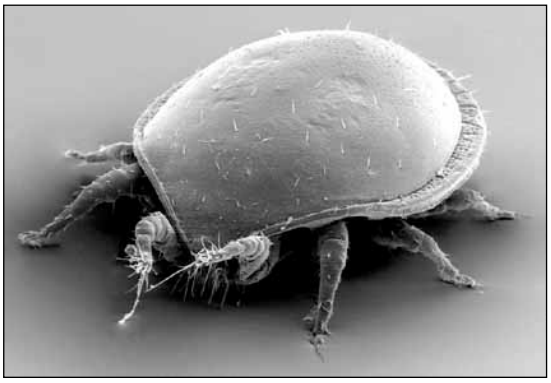


Achipteria coleoptrata 130x

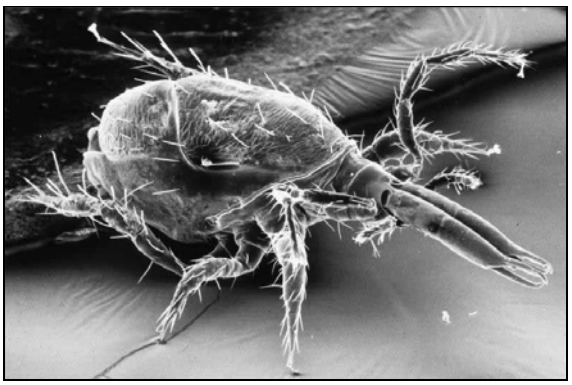
Ausgewählte Gamasiden



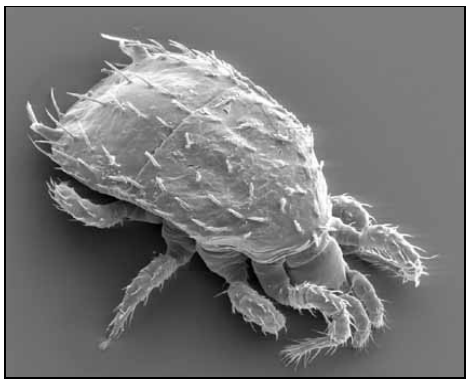
Polyaspinus cylindricus 100x



Uropoda minima 230x



Veigaia nemorensis 50x



Asca aphidioides 230x

Gamasida: Raub- und Schildkrötenmilben

Dipl.LÖNS A. Wegener

Ergebnisse und Disskusion

Einen entscheidenden Beitrag zur Aufrechterhaltung des dynamischen Gleichgewichts in einem Ökosystem leisten die Konsumenten in der Dynamik und im Ablauf der Nahrungsketten. Durch eine kontinuierliche, vielseitige und gründliche Nutzung der von Trophiestufe zu Trophiestufe gelangenden Biomasse sorgen sie für einen rationellen Energieverbrauch (MÜLLER 1991). Unter den Mikroarthropoden übernehmen vor allem die parasitiformen Raubmilben (Gamasida) als Prädatoren am Ende verschiedener Nahrungsketten in diesem Prozess eine wichtige regulative Funktion im Naturhaushalt. Zu den wichtigsten Vertretern der Gamasida (Mesostigmata) gehören die überwiegend zoophagen Familiengruppen der Gamasina LEACH und die Uropodina KRAMER, welche als geschlossene systematische Einheit zu den Sapro-Mykophagen zählen (MITTMANN 1989). Sie kommen in einer großen Vielfalt von Lebensräumen vor und sind sowohl in anthropogen genutzten als auch in naturnahen Biotopen eine arten- und individuenreiche Gruppe (RUF 1997). Indem die räuberischen Milben eine große Menge kleiner Bodenorganismen fressen, die nach dem Absterben durch die Mikroflora schnell zersetzt und mineralisiert würden, übernehmen sie eine akkumulative stoff- und energiespeichernde Funktion (Immobilisation von Nährstoffen). Damit wird eine überschüssige Freisetzung von Energie und Nährstoffen, z.B. Stickstoff verhindert, was für die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit eine wichtige Rolle spielt (KARG 1962, MICHERDZIŃSKI 1969). Durch ihre hochintegrierte Trophiestufe registrieren die Raubmilben über quantitative Veränderungen in den vorausgehenden Trophiestufen (Bakterien, Pilze, Nematoden, Collembolen, Insektenlarven) sowohl Störungen als auch Förderungen in einem Ökosystem (KARG 1989b, KARG & FREIER 1995), da im Sinne der ELTON'schen Zahlenpyramide eine zunehmende Abhängigkeit in der Verfügbarkeit von Nahrungsressourcen von unten nach oben besteht (MÜLLER 1991). Anhand einer von KARG (1968) etablierten differenzialökologischen Untersuchungsmethode für die "Gamasina", die auf der Erfassung ökologischer Valenzen (Präferenzen) der Arten gegenüber verschiedenen Feuchte- und Rottestufen basiert, können Raubmilben zudem zur Kennzeichnung bestimmter Stufen von bodenbildenden Prozessen herangezogen werden. Aus diesem Grund eignen sich die parasitiformen Raubmilben als Indikatoren für die Bewertung des ökologischen Zustands von Ökosystemen. Der Definition von Bioindikator nach BICK (1982) dienen sie damit im weiteren ökologischen Sinne der Erkennung und mengenmäßigen Erfassung von

Umweltfaktoren (oder Faktorenkombinationen). So weisen hohe Raubmilbenzahlen in Ökosystemen auf intensive biologische Aktivitäten, verbunden mit regulativen Wirkungsbeziehungen, hin (KARG & FREIER 1995).

Die Auswertung der Gamasida erfolgte für das Untersuchungsjahr 2000 für alle beprobten Flächen. Beim ersten Probenentnahmetermin am 20.04.2000 im Müritz NP wurden auf den ausgewählten Flächen jeweils 10 Bodenproben entnommen. Bei den folgenden Entnahmeterminen im Müritz-NP (6.6.00, 20.10.00) und Eberswalder Forst wurde der Probenumfang aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes auf 6 Proben je Fläche reduziert, sodass mit Ausnahme der reinen Müritzer Kiefernfläche Ki(m)M-1 (einmalige Probeentnahme am 6.6.00) für jede Fläche im Untersuchungsjahr insgesamt 18 Proben ausgewertet wurden. Mit der Darstellung von Artenarealkurven wird jedoch gezeigt, dass der Artenbestand einer Fläche bereits mit einem Umfang von 7 auf der KiBu(m)E-2-Fläche bis 13 Bodenproben auf der Nationalparkfläche Bu(a)M-1 erfasst wird (Abb. 56).

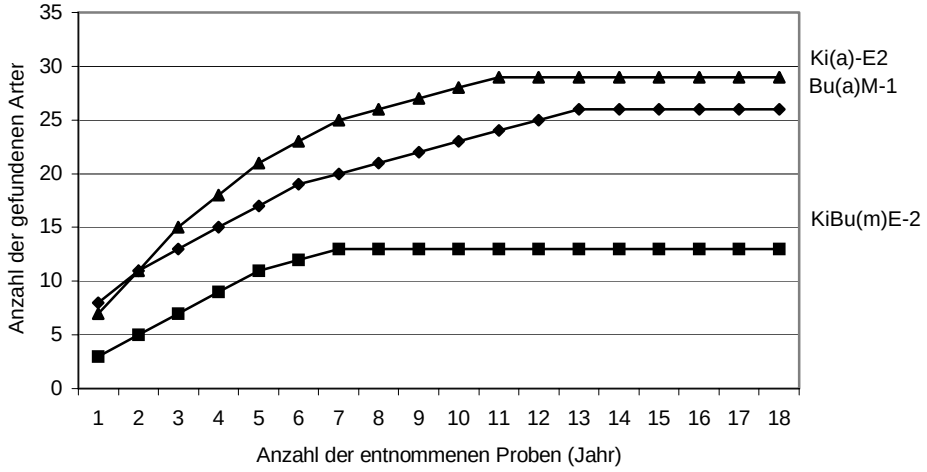


Abb. 56: Artenarealkurven ausgewählter Flächen

Insgesamt wurden 67 Arten ermittelt, wobei nur drei weitverbreitete Arten (*Veigaia nemorensis*, *Uropoda minima*, *Trachytes aegrota*) auf allen Vergleichsflächen festgestellt wurden. Beide Untersuchungsgebiete weisen vergleichbare Artenzahlen auf. In den Bodenproben aus dem Müritz NP wurden insgesamt 48 Arten und aus dem Eberswalder Forst 51 Arten gefunden, wobei 16 Arten nur im Müritz NP und 19 Arten ausschließlich auf den Eberswalder Flächen auftraten. Zwischen den Vergleichsflächen bestehen jedoch große Unterschiede. Während die höchsten Artenzahlen im Nationalpark für die Laubmischfläche BuEi(m)M-1 und den Buchenaltbestand Bu(a)M-1 erfasst wurden, liegt sie in Eberswalde mit 29 Arten auf der Naturwaldparzelle Ki(a)E-1 am höchsten (Abb. 57). Für diese Flächen wurden zudem jeweils die höchsten Artendichten ermittelt. Die niedrigsten Artenzahlen

wurden im Müritz NP für die im Jahr 2000 einmalig beprobte reine Kiefernfläche Ki(m)M-1 und die Mischfläche KiBu(a)M-1 mit dem jungen Rotbuchenunterwuchs festgestellt. In Eberswalde weist die Mischfläche KiBu(m)E-2 deutlich weniger Arten auf, als die jungen Eberswalder Kiefernflächen und die Mischflächen KiBu(m)E-1 und KiBu(a)M-2.

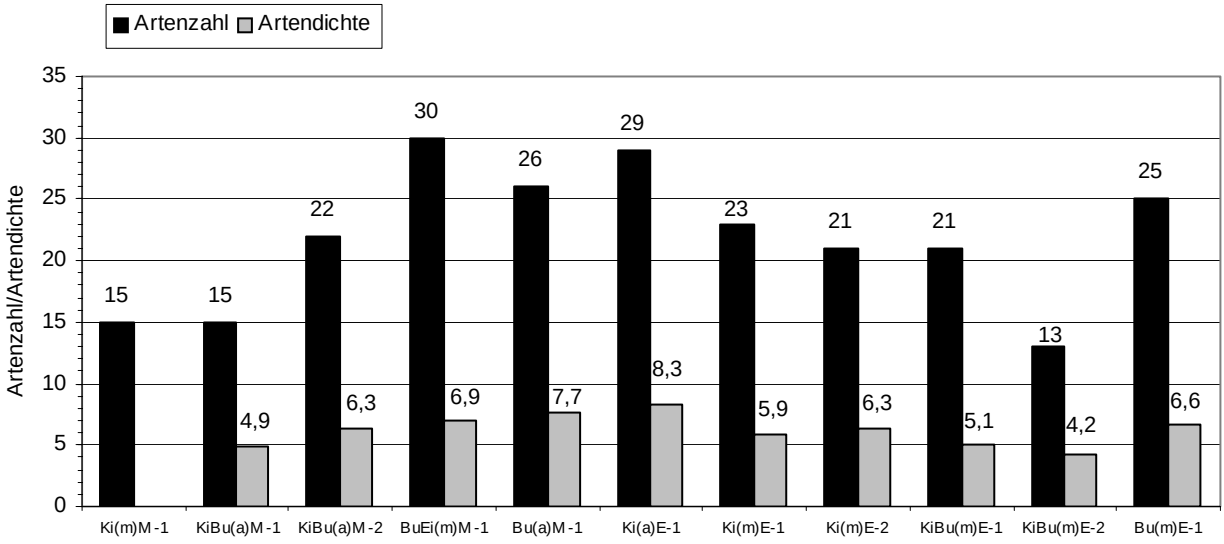


Abb. 57: Vergleich der Artenzahlen und Artendichten auf den Vergleichsflächen

Mit Ausnahme der Eberswalder Flächen Ki(a)E-1, Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-2 überwiegen auf allen Flächen Arten, die bevorzugt die Streu- und Humusschicht verschiedener Waldtypen besiedeln (Abb. 58). Zu erkennen ist auch ein höherer Anteil an Laub- und Mischwaldarten auf den reinen Laubwaldflächen, woraus die im Vergleich höheren Artenzahlen auf diesen Flächen resultieren.

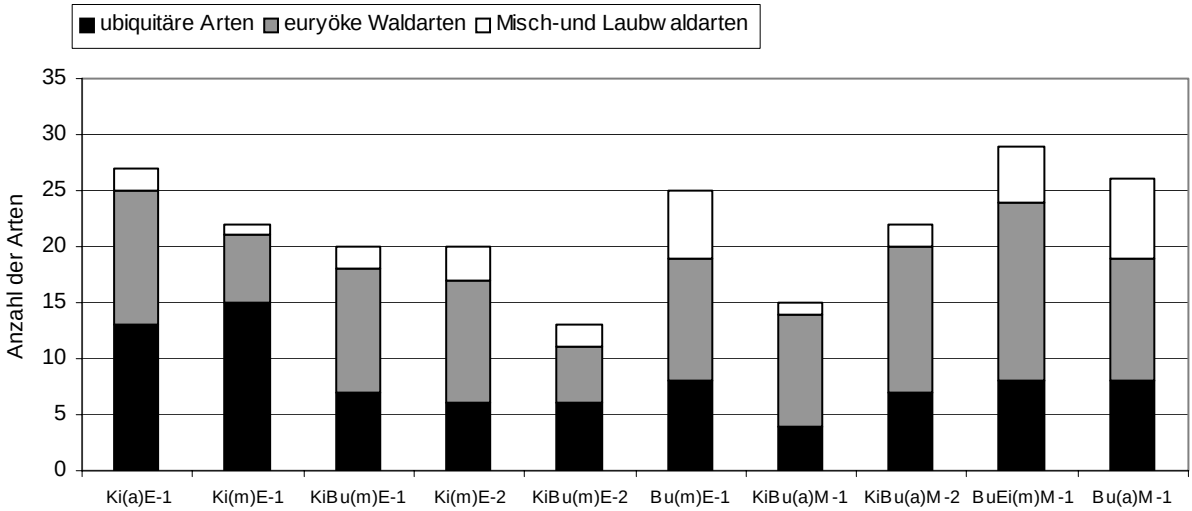
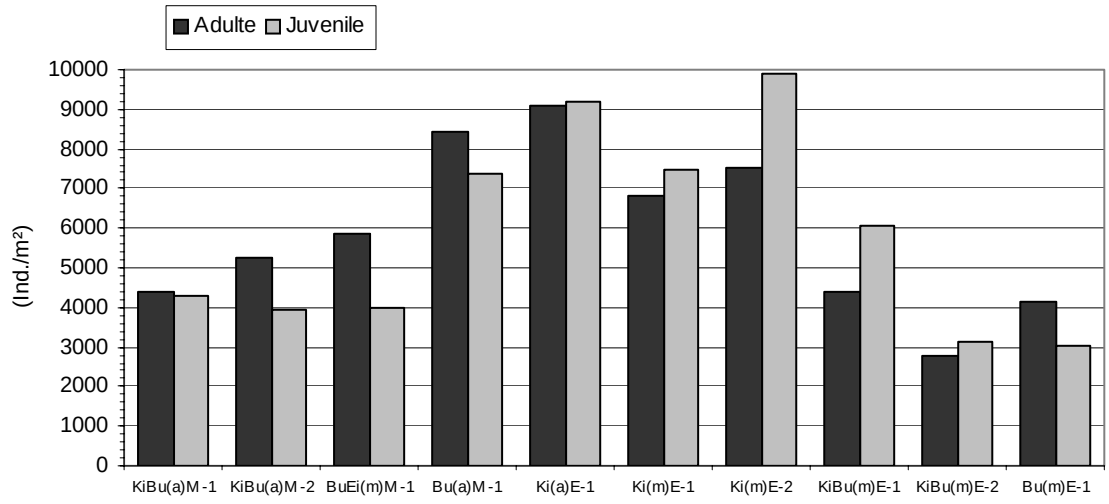


Abb. 58: Verteilung der gefundenen Arten nach ihrer Verbreitung

Bezüglich der Abundanzen ist das Verhältnis für die Flächen Ki(a)E-1 und KiBu(m)E-2 dem der Artenzahlen vergleichbar. Mit 18.300 Ind./m² und 5900 Ind./m² weisen sie in Eberswalde die höchste bzw. niedrigste Individuendichte auf (Abb. 59). Im Müritz NP hebt sich der alte Buchenbestand Bu(a)M-1 mit 15.800 Ind./m² deutlich von den geringeren Abundanzen der Mischflächen ab und zeigt trotz vergleichbarer Artenzahlen auch einen großen Unterschied zur Eberswalder Buchenfläche. Insgesamt bestehen zwischen den Individuenzahlen der Buchenflächen und den jeweiligen Kiefern- und Kiefernmischflächen der Untersuchungsgebiete sowie den Buchenflächen untereinander signifikante Unterschiede.



	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(a)E-1	Ki(m)E-1	Ki(m)E-2	KiBu(m)E-1	KiBu(m)E-2	Bu(m)E-1
Gesamt:	8700	9200	9800	15.800	18.300	14.300	17.400	10.400	5900	7200

Abb. 59: Vergleich der Gesamtabundanzen im Jahr 2000

Während das Abundanzmaximum auf der Kiefernfläche Ki(m)E-2 im Frühjahr und auf den Flächen KiBu(a)M-1, BuEi(m)M-1 und KiBu(m)E-2 im Herbst lag, wurde es auf den übrigen Flächen jeweils im Sommer erreicht (Abb. 60). Die Individuendichte der reinen Kiefernfläche im Müritz NP ist für den Sommeraspekt mit der Eberswalder Kiefernfläche vergleichbar. Für beide Flächen wurden Abundanzen von ca. 18.000 Ind./m² ermittelt, sodass für die Müritzer Fläche ein vergleichbares jahreszeitliches Abundanzspektrum angenommen werden kann.

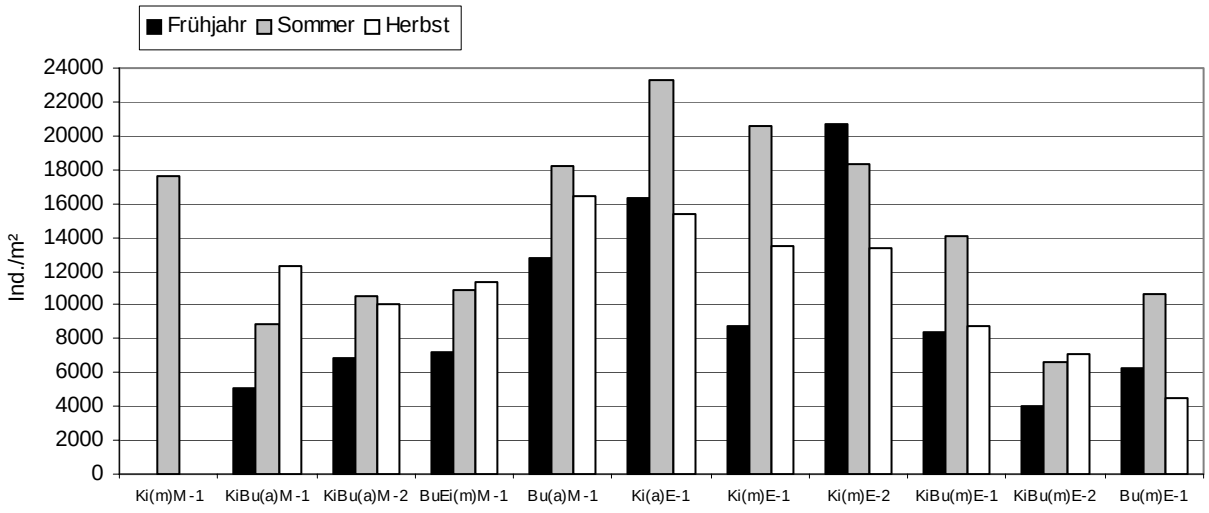


Abb. 60: Jahreszeitlicher Vergleich der Abundanzen

Im Vergleich zu den Oribatida und Actinedida erreichen die Gamasina jedoch zumindest in Wäldern keine hohen Individuendichten. Ihr Anteil an der Biomasse aller Milben ist aber meist beträchtlich (RUF 1997). Bei mittleren Dichten um 10.000 Individuen pro Quadratmeter, wie sie auch bei dieser Untersuchung für den Müritz NP (10.900 Ind./m²) und den Eberswalder Forst (12.300 Ind./m²) ermittelt wurden, werden Biomassen von 50-140 mg Trockengewicht pro Quadratmeter erreicht. Unter Berücksichtigung der hohen Stoffwechselaktivität von aktiven Räubern ergeben sich für viele Ökosysteme Respirationsraten der Gamasina, die mehr als die Hälfte der Gesamtatmung aller Milben ausmachen (z.B. LUXTON 1982). Aufgrund der unterschiedlichen mittleren Artengrößen sind Individuenzahlen bei der quantitativen Auswertung von Bodenproben sehr unzulängliche Parameter. Es wurde daher versucht die gefundenen Arten in Größenklassen einzuteilen. Die Abb. 61 zeigt die Dominanzverhältnisse der gewählten Größenklassen auf den Flächen. Während die kleinen Arten unter 0,6 mm auf den jungen Kiefernflächen und Kiefern-Buchenmischflächen in Eberswalde hinter den Arten der mittleren Größenklasse zurücktreten, weisen sie auf den Laubwaldflächen im Nationalpark einen höheren Anteil auf.

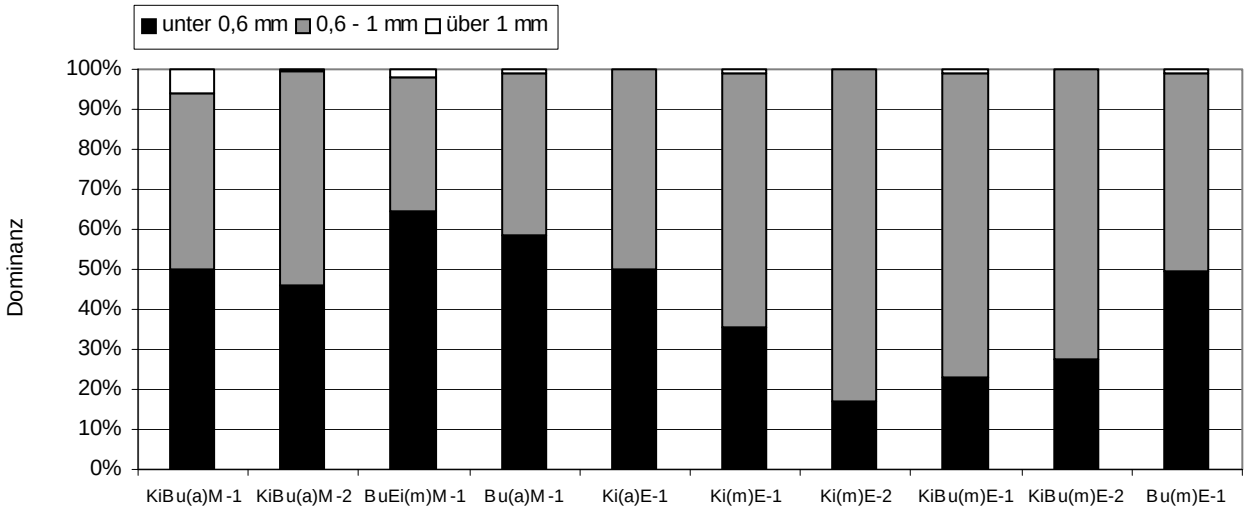


Abb. 61: Dominanzverhältnisse der Größenklassen zu den gefundenen Arten

In beiden Untersuchungsgebieten gehören die meisten der gefundenen Arten zur Familie der Parasitidae (Abb. 62 und 63), die wie die Familie der Veigaiaidae vorallem in der Größenklasse 0,6 – 1 mm vertreten ist. Ökologisch bilden die Arten dieser zwei Familien eine der dominierenden Komponenten der hemiedaphischen Raubmilbenfauna gemäßigter Klimate (EVANS & TILL 1979). Es sind sehr laufschnelle Räuber, die bewegliche Beutetiere, vorallem Collembolen, erbeuten. Aufgrund dieser Spezialisierung auf eine bestimmte Gruppe von Beutetieren, sind die Vertreter dieser Familien, besonders der Gattung *Veigaia* (Veigaiaidae), sehr gut als Indikatoren für biozönotische Veränderungen geeignet (KARG & FREIER 1995). Kleinere Vertreter der Gamasina unter 0,6 mm gehören zu den Familien der Ascidae, Phytoseiidae und Zerconidae.

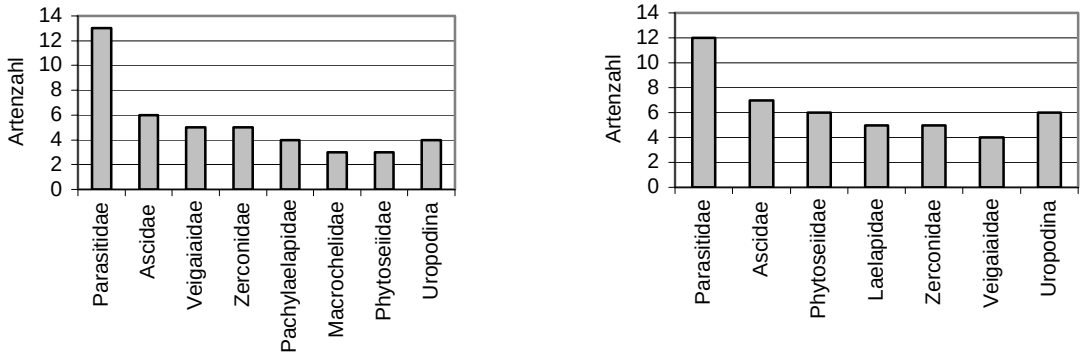


Abb. 62 und 63: Verteilung der gefundenen Arten auf die Uropodina und die Familien der "Gamasina" im Müritz NP (links) und Eberswalde (rechts)

In natürlichen Waldgebieten dominieren nach KARG & FREIER (1995) außer Arten der Gattung *Veigaia* Vertreter der Pergamasinae (Parasitidae) und Zerconidae. Dies zeigen auch die Dominanzstrukturen der Untersuchungsflächen.

Die Dominanzstruktur der Mischfläche KiBu(a)M-1 des Nationalparks zeigt, dass ein Großteil der Individuen sich auf die Arten dieser Familien verteilt (Abb. 64). *Parazercon radiatus* (Zerconidae) ist mit 32,4 % die eudominante und mit 78 % auch eine sehr häufige Art. *Paragamasus conus* (Pergamasinae) und *Veigaia nemorensis* (Veigaiaidae) sind die dominanten Arten des Bestandes. *Paragamasus conus* kam dabei in wenigen Proben mit hohen Individuenzahlen vor. Sie ist mit 33 % unter den verbreiteten Arten vertreten (Abb. 65). Neben *Veigaia nemorensis* kommt die subdominante Art *Prozercon kochi* (Zerconidae) sehr häufig vor.

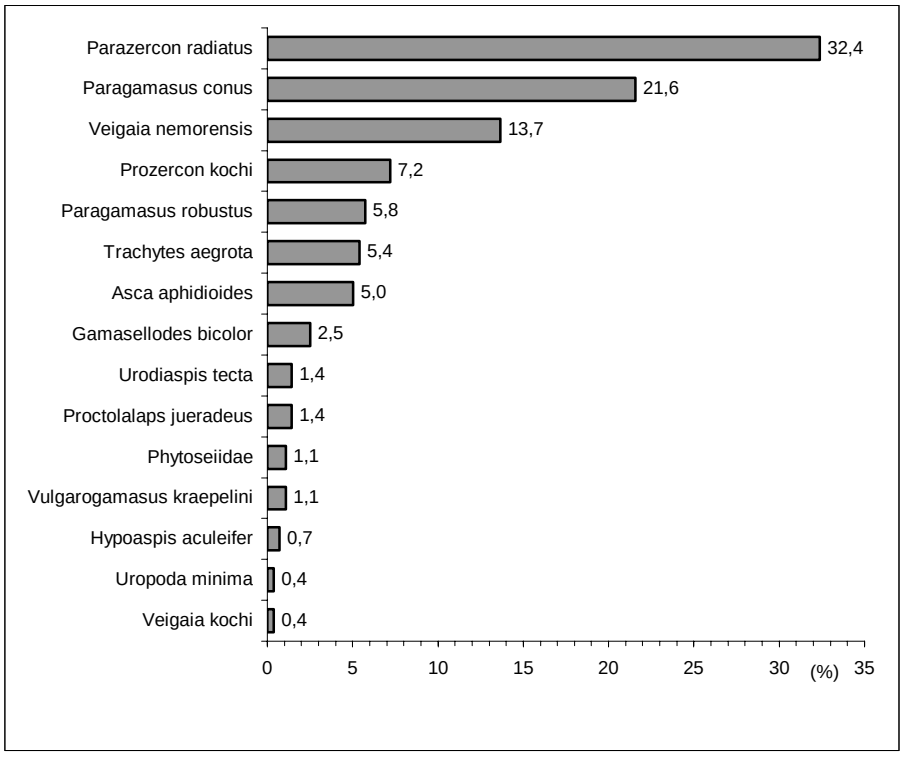


Abb. 64: Dominanzstruktur der Fläche KiBu(a)M-1

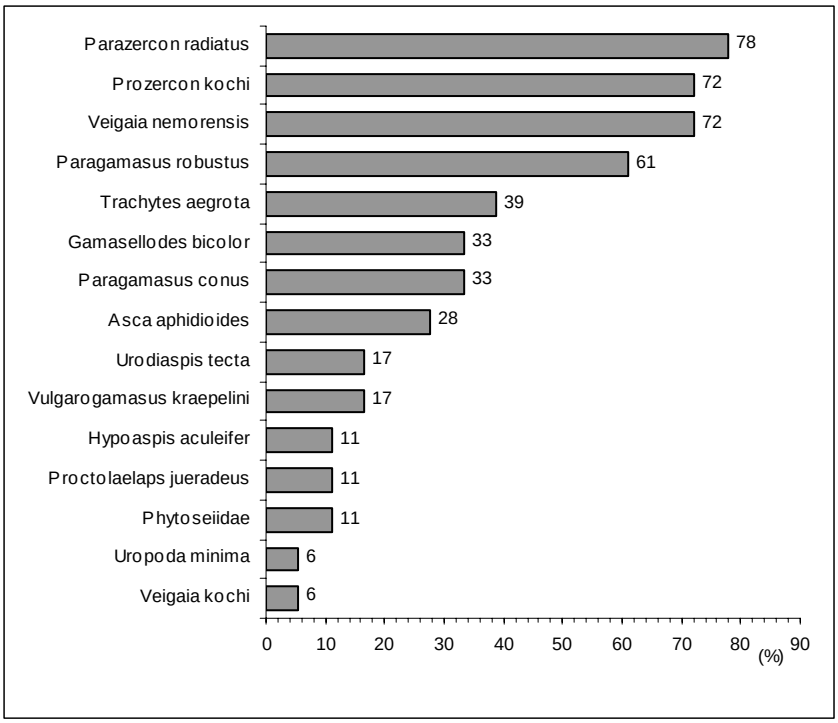


Abb. 65: Frequenzen der Arten der Fläche KiBu(a)M-1

Der Mischbestand KiBu(a)M-2 wird durch die Arten *Zercon gurensis* (Zerconidae), *Paragamasus runcatellus* (Pergamasinae) und *Veigaia nemorensis* dominiert (Abb. 66), wobei die beiden zuerst genannten auf der Vergleichsfläche KiBu(a)M-1 völlig fehlen. *Zercon gurensis* war dabei mit 94 % beinahe in fast allen Proben vertreten. *Parazercon radiatus* und *Paragamasus conus* treten hier in die subdominante Kategorie zurück. Neben *Prozercon kochi* tritt *Parazercon radiatus* jedoch noch häufig auf. Zu nennen ist auch das sporadische Auftreten von *Lasioseius lawrencei* (Ascidae), eine Art, die Waldstandorte mit einem höheren Laubbaumanteil bevorzugt. Auffallend ist auch der im Vergleich zur Fläche KiBu(a)M-1 erhöhte Anteil von *Uropoda minima* (Uropodina).

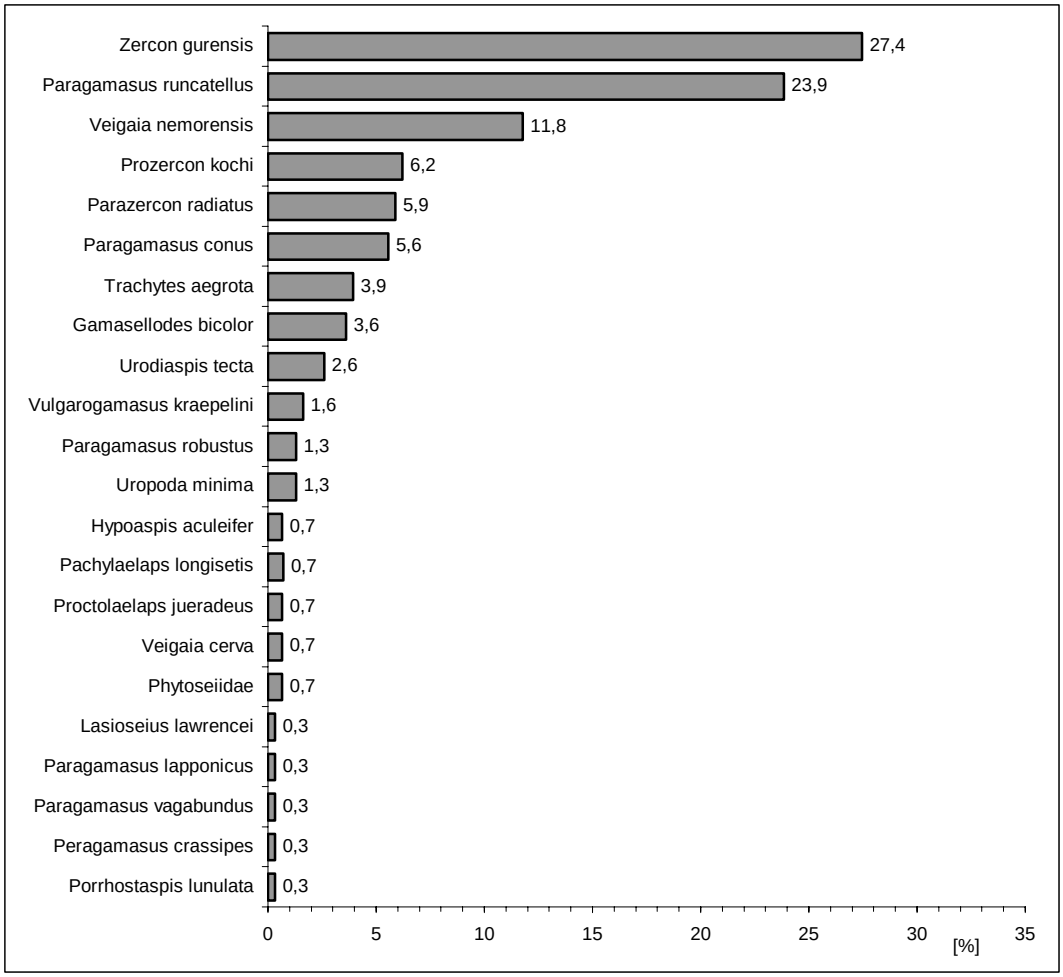


Abb. 66: Dominanzstruktur der Fläche KiBu(a)M-2

Die Tendenz des Hervortretens von Begleitarten mit einer weiteren Zunahme des Laubbaumanteils in einem Bestand im Verlauf einer Sukzession zeigt die Artenverteilung der Laubmischfläche BuEi(m)M-1 des Nationalparks. Neben den eurytopen Arten *Zercon gurensis* und *Veigaia nemorensis* ist auf dieser Fläche *Uropoda minima* unter den dominanten Arten vertreten. Auch der reine Buchenbestand wird von diesen drei Arten dominiert (Abb. 67), die hier sehr häufig auftreten und im Vergleich der Flächen hier jeweils ihr Abundanzmaximum aufweisen (vgl. Tab. 11). *Uropoda minima* ist nach HUTU (1982) eine stenopotente Art, die bevorzugt dort zu finden ist, wo reiche und verschiedenartige Nahrungsquellen mit günstigen Standortfaktoren einhergehen. Diese Bedingungen sind nach SCHAEFER & SCHAUERMANN (1990) in einer Mull-Humusauflage, wie sie in den Buchenbeständen ausgeprägt ist, gegeben. Von EMBERSON (1964) und KARG (1989b) wurde die Art jedoch auch dominant in Nadelwäldern nachgewiesen. Generell können die Uropodina als charakteristisch für bessere Böden angesehen werden (KARG 1989, BŁOSZYK 1993, SKORUPSKI 2001). Sie zeigen ein ausreichendes Porenvolumen und einen höheren Anteil organischer Substanz.

In 89 % der Proben, aber mit weniger Individuen war auch *Paragamasus runcatellus* eine sehr häufig vorkommende Art in diesem Bestand. Neben dieser ebenfalls eurytopen Art bilden Arten, die in Laub- oder Laubmischbeständen häufig ihre höchsten Individuendichten erreichen, die subdominante Klasse. Das sind *Polyaspinus cylindricus* (Uropodina), *Arctoseius magnanalis* (Ascidae) und *Leptogamasus suecicus* (Pergamasinae). Während Polyaspinus cylindricus auf dieser Fläche sehr häufig anzutreffen ist, sind die beiden zuletzt genannten häufige Arten. Das Vorkommen von *Polyaspinus cylindricus* ist mit der Verbreitung der europäischen Buchenwälder assoziiert (BŁOSZYK & ATHIAS-BINCHE 1998, BŁOSZYK 1999). *Leptogamasus suecicus* zählt zusammen mit einer weiteren Laubwald präferierenden Art, *Zercon peltatus peltatus* (Zerconidae), zur verbreiteten Artenguppe des

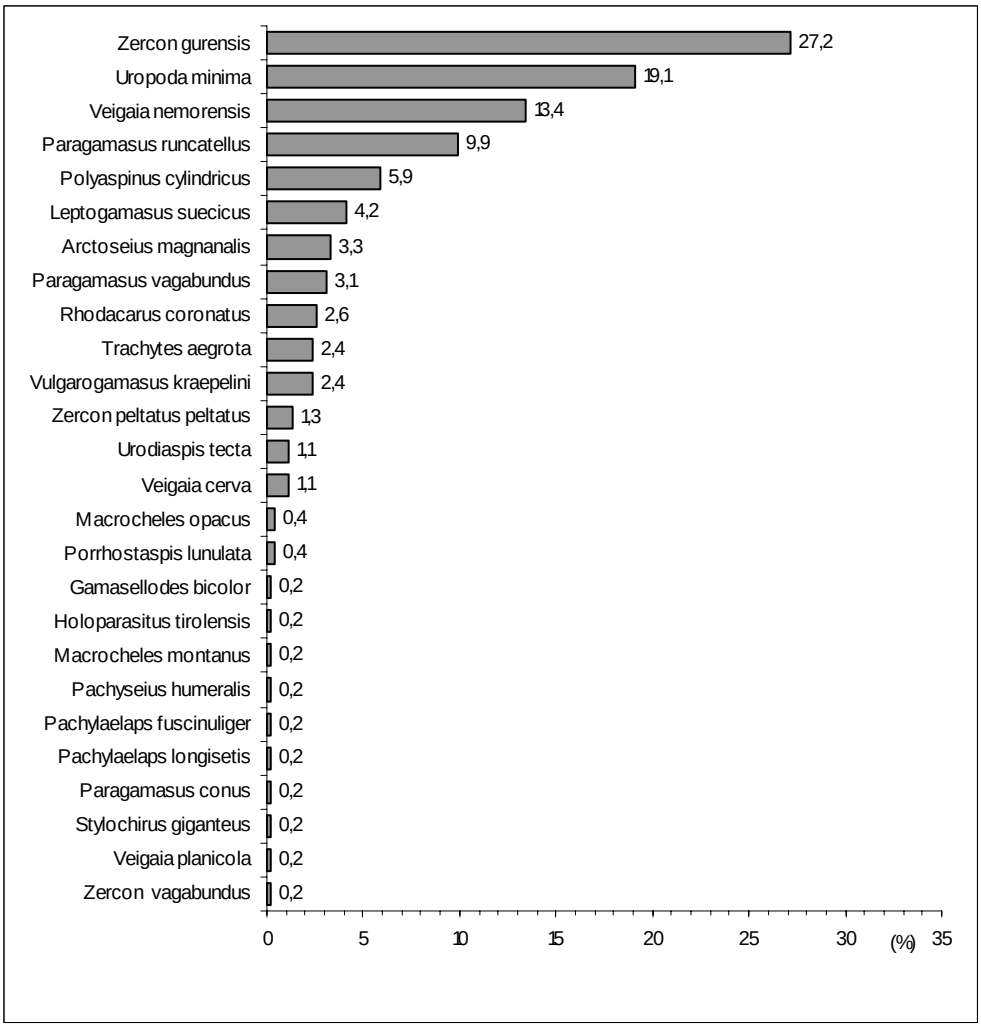


Abb. 67: Dominanzstruktur der Fläche Bu(a)M-1

Bestandes. Weitere Arten, deren bevorzugtes Habitat die Streu- und Humusschicht von Laub- und Mischwäldern ist, wie z.B. *Macrocheles montanus* (Macrochelidae), *Pachylaelaps fuscinuliger* (Pachylaelapidae) oder *Stylochirus giganteus* (Rhodacaridae) sind auf der Buchenfläche sporadisch zu finden. Sie gehören zu den hier sehr selten auftretenden Arten. Insgesamt traten 11 Arten in der Frequenzklasse sehr selten auf.

Auf der nur einmalig beprobten reinen Kiefernfläche Ki(m)M-1 dominiert im Sommer neben *Parazercon radiatus* und *Zercon gurensis* eine weitere Art, *Paragamasus vagabundus* (Pergamasinae), die auf keiner der beiden Kiefernmischflächen vertreten ist. Diese Art ist im Eberswalder Forst auf den Flächen Ki(a)E-1, Ki(m)E-1, Ki(m)E-2 und KiBu(m)E-2 ebenfalls dominant vertreten. Im Probenbestand der Flächen Ki(a)E-1- und Ki(m)E-2 wurde sie jeweils in allen Proben gefunden. Ihr Auftreten in der eudominanten Kategorie kennzeichnen die Dominanzstrukturen dieser Flächen (Abb. 68 und 69). Die ebenfalls sehr häufig vertretende Art *Trachytes aegrota* auf diesen beiden Flächen ist dagegen vergleichsweise jeweils nur mit wenigen Individuen vertreten. Gemessen an der Gesamtindividuenzahl tritt diese myzetophage Uropodinen-Art im Eberswalder Umbaubestand KiBu(m)E-1 mit den meisten Individuen auf und wurde hier neben *Veigaia nemorensis* sehr häufig gefunden (Abb. 70). Das Vorkommen von *Trachytes aegrota* ist stark an eine Streu- und Humusauflage gebunden und sie kann daher als euryöke Art in Laub- und Nadelwäldern angesehen werden (z.B. USHER 1971, HUTU 1982). Ihr Auftreten mit hohen Individuendichten in einem Waldboden spielt eine doppelte und gegensätzliche Rolle (HUTU 1982). Einerseits tragen sie zur Verbreitung der Mikromyzeten-Fruchtkörper bei und andererseits begrenzen sie, gleich anderen Pilzfressern, die Wucherungstendenz der Mikromyzeten in den Waldböden. Dadurch begünstigen sie mittelbar die Zersetzung der Nadelstreuschicht, da durch das Wuchern der Bodenpilze sowohl die Aktionskraft der Bakterien als auch die Abbauleistung anderer Zersetzergruppen, aufgrund der Verfilzung des Streumaterials, stark reduziert wird. Die höchsten Individuendichten von *T. aegrota* wurden für die Eberswalder Flächen KiBu(m)E-1, Ki(m)E-2 und Ki(a)E-1 ermittelt, so dass hier ein intensives Pilzwachstum im Boden dieser Flächen zu vermuten ist. In den hier ausgebildeten besseren Humusformen (Moder und rohhumusartiger Moder) spiegelt sich jedoch womöglich der regulierende Einfluss von *Trachytes aegrota* wider. Zur subdominanten und seltenen Kategorie der Mischfläche KiBu(m)E-1 gehört neben *Uropoda minima* auch *Rhodacarus coronatus*. Auf der Vergleichsfläche Ki(m)E-1 sind beide Arten mit etwas höheren Individuenzahlen vertreten (vgl. Tab. 12). *Rhodacarus coronatus* ist in Waldböden vermehrt in stärker verrotteten Substraten zu finden.

In dem 160-jährigen Eberswalder Kiefernbestand zählt *Uropoda minima* zu den häufig vorkommenden Arten. Wie auch für die Mischfläche KiBu(m)E-2 ist hier das verbreitete Auftreten von *Zercon peltatus peltatus* zu nennen.

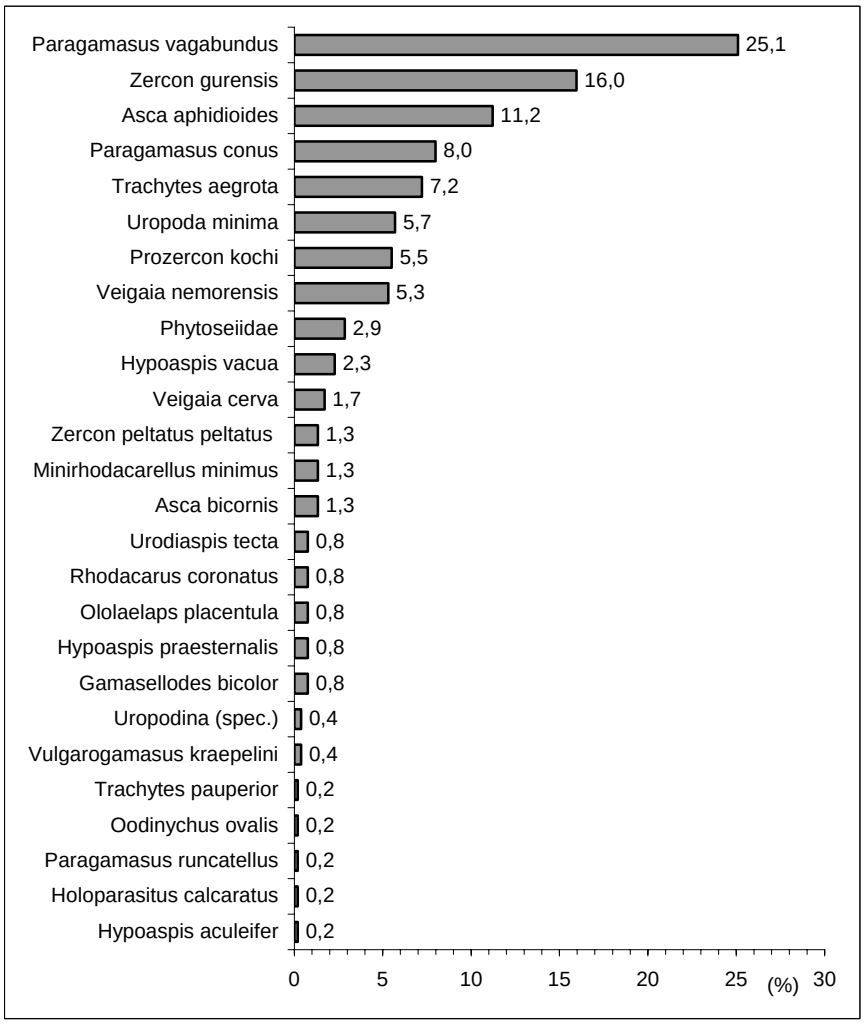
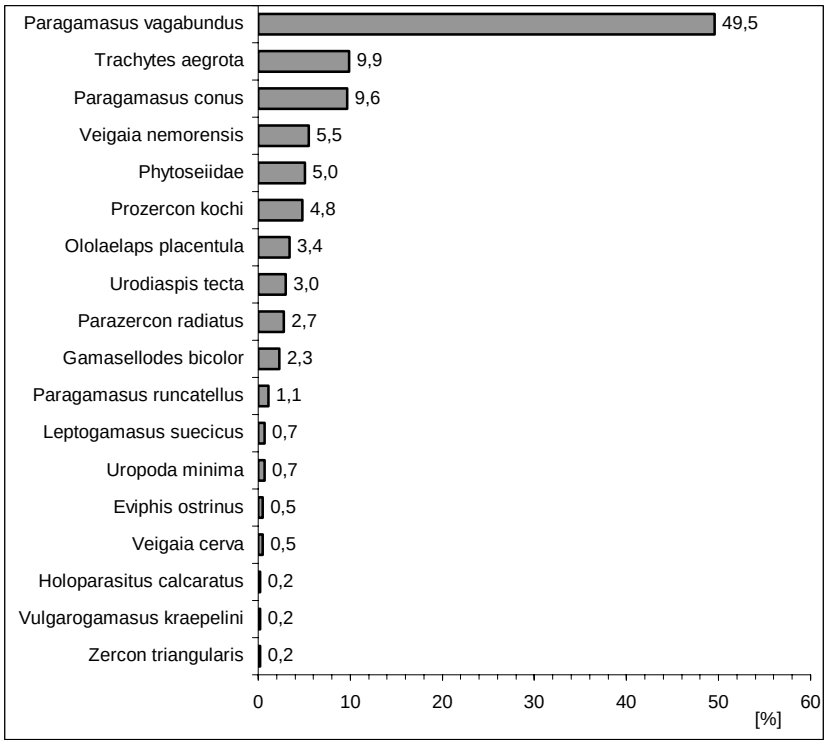


Abb. 68: Dominanzstruktur der Fläche Ki(a)E-1



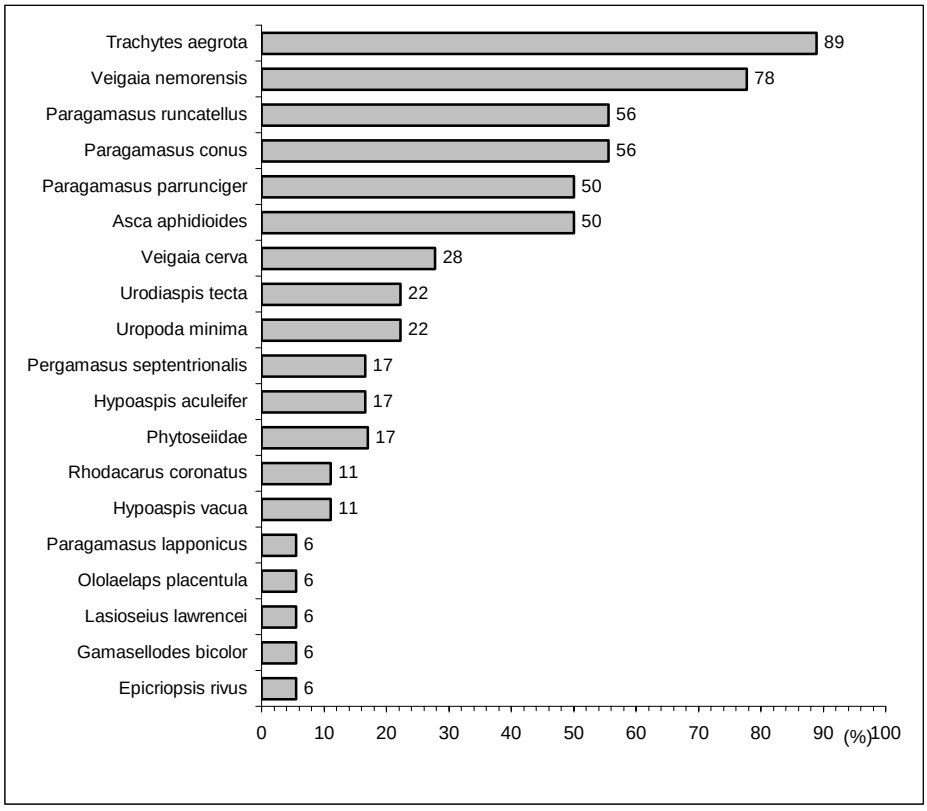


Abb. 69: Dominanzstruktur der Fläche Ki(m)E-2

Abb. 70: Frequenzen der Arten der Fläche KiBu(m)E-1

Auf der Buchenfläche in Eberswalde ist der hohe Anteil der *Phytoseiidae* auffällig (Abb. 71), deren Abundanzmaximum im Sommer lag. Sie stehen neben *Paragamasus conus* und *Veigaia nemorensis* in der dominanten Kategorie und sind in den Proben häufig vertreten. Ein Großteil der subdominanten Artengruppe wird von Laub- oder Laubmischwald präferierenden Arten repräsentiert. Dazu zählen *Arctoseius magnanalis*, *Uropoda minima*, *Zercon peltatus peltatus* und *Lasioseius lawrencei*. Weitere Arten, die eine Bevorzugung für ein derartiges Habitat zeigen, sind *Paragamasus puerilis* (Pergamasinae) sowie *Zerconopsis remiger* (Ascidae), die beide sehr selten vorkommen. Die auf der Buchenfläche im Müritz NP selten gefundende Art *Rhodacarus coronatus*, tritt hier nur sehr selten auf. Neben der hohen Dominanz der *Phytoseiidae*, zeigt die Abwesenheit von *Polyaspinus cylindricus* sowie *Zercon gurensis* einen auffälligen Unterschied zwischen den beiden Buchenflächen. Neben *Veigaia nemorensis* und *Veigaia exigua* sind zwei weitere Arten dieser Gattung in diesem Bestand vertreten: *Veigaia cerva* und *Veigaia kochi*.

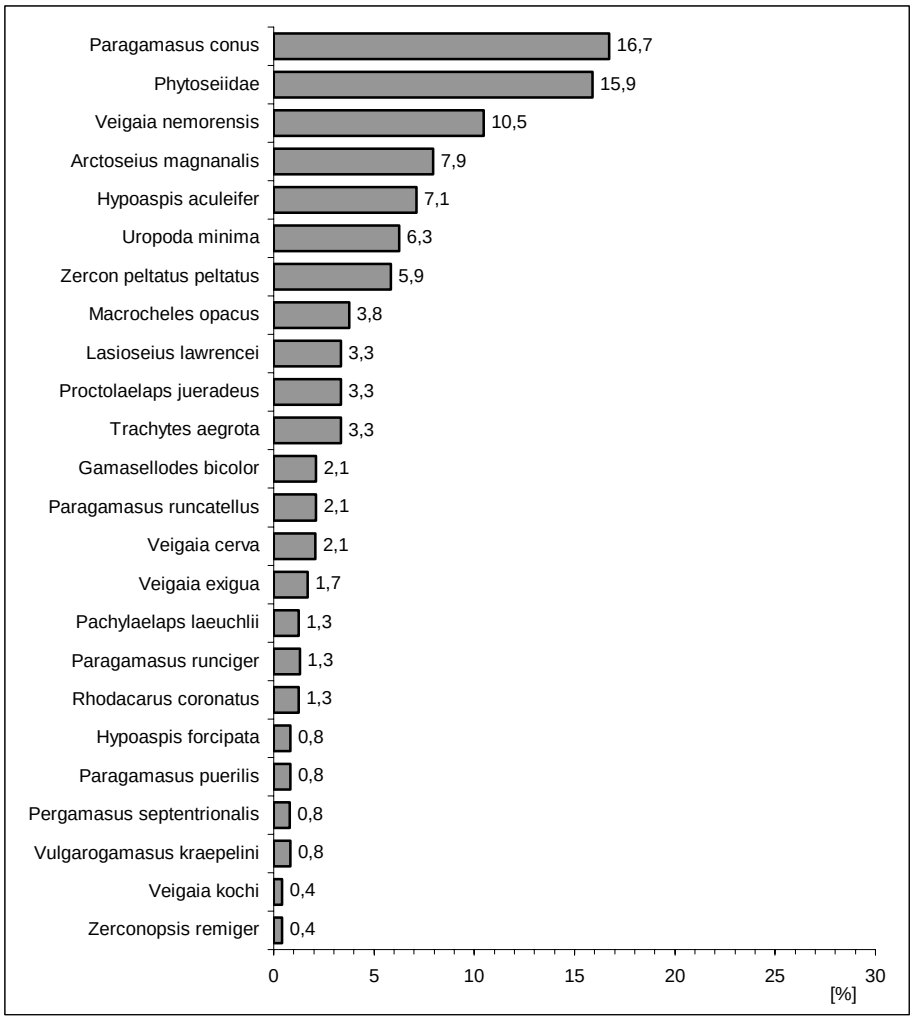


Abb. 71: Dominanzstruktur der Buchenfläche Bu(m)E-1

Hinsichtlich der Artendiversitäten (H) sind die Unterschiede zwischen den Vergleichsflächen relativ gering, aber dennoch aussagekräftig (Abb. 72). Der höchste Wert wurde für die Buchenfläche Bu(m)E-1 in Eberswalde ermittelt. Etwas geringere Werte weist in Eberswalde der alte Kiefernbestand Ki(a)E-1 und im Müritz NP die Laubmischfläche BuEi(m)M-1 auf, auf denen jeweils die meisten Arten gefunden wurden. Dies ist vor allem auf das Vorkommen relativ wenig dominanter Arten und einer Vielzahl von Arten der mittleren Dominanzklassen (subdominant und rezedent) und auf die hohe Gleichverteilung der Individuen auf die Arten im Eberswalder Buchenbestand zurückzuführen, so dass hier auch der höchste Evenness-Wert (E) verzeichnet werden kann (Abb. 72). Das Vorkommen zahlreicher Arten der niedrigsten Dominanzklassen auf den Laubflächen Bu(a)M-1 (sporadisch) und BuEi(m)M-1 (subrezedent) im Müritz NP wird hier jeweils durch eine geringe Evenness reflektiert. Die geringste Diversität weist aufgrund der starken Dominanz einer einzigen Art (*Paragamasus vagabundus*) und dem Fehlen von Arten im dominanten Bereich die Eberswalder Kiefernfläche Ki(m)E-2 auf. Diese ungleichmäßige Dominanzstruktur kommt auch durch den niedrigsten Evenness-Wert von 0,65 zum Ausdruck. Dagegen weist die Fläche KiBu(m)E-2, auf der die wenigsten Arten gefunden wurden, eine höhere Diversität und Evenness auf, da sich hier die Individuen gleichmäßiger auf die Arten verteilen. Höhere Diversitätswerte wurden auch für die Vergleichsflächen Ki(m)E-1 (1,05) und KiBu(m)E-1 (1,01) in Eberswalde gegenüber den anderen Misch- und Kiefernflächen beider Untersuchungsgebiete ermittelt, was ebenfalls durch das Vorkommen vieler Arten in den mittleren Dominanzgraden zu erklären ist.

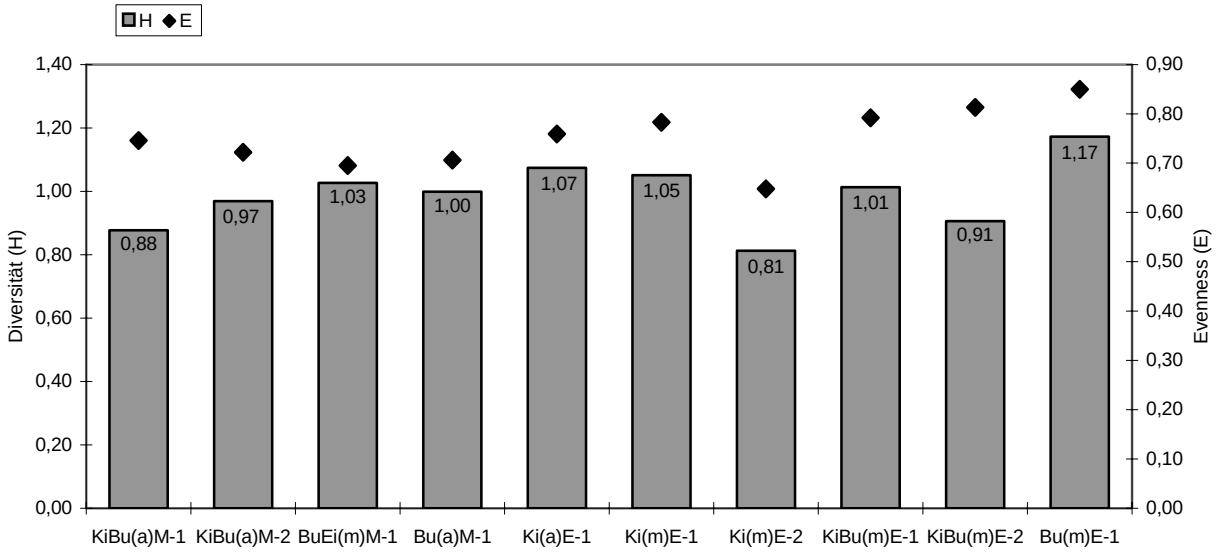


Abb. 72: Vergleich der Evenness- und Diversitätswerte

Bei der Berechnung der Artenidentität zwischen den Flächen wurde im Müritz NP die größte

Ähnlichkeiten zwischen den Kiefernmischflächen KiBu(a)M-1 und KiBu(a)M-2 und im Eberswalder Forst zwischen den Vergleichsflächen Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-1 ermittelt (Tab. 9). Zwischen den Untersuchungsgebieten zeigen die Mischflächen KiBu(a)M-2 und KiBu(m)E-2 die größte Übereinstimmung der jeweiligen Artenzusammensetzung. Dabei unterscheidet sich die Fläche KiBu(a)M-2 von der Fläche KiBu(a)M-1 durch die Abwesenheit von *Asca aphidioides* (Ascidae) sowie *Veigaia kochi* (Veigaiaidae) und von der Fläche KiBu(m)E-2 nur durch das Fehlen von *Zercon peltatus peltatus*. Im allgemeinen sind sich die Kiefern- und Kiefernmischflächen untereinander ähnlicher als im Vergleich mit den Buchenflächen. Auch die Betrachung der beiden Buchenflächen zeigt nur eine geringe Artenidentität von 33,6 %. Nur etwa die Hälfte der für diese Flächen insgesamt erfassten Arten kommt in beiden Beständen gemeinsam vor. Die größten Unterschiede werden zwischen den Buchenflächen und den jeweiligen Standortflächen mit dem geringsten Laubbaumanteil deutlich.

	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(a)E-1	Ki(m)E-1	Ki(m)E-2	KiBu(m)E-1	KiBu(m)E-2	Bu(m)E-1
KiBu(a)M-1	x									
KiBu(a)M-2	54,2	x								
BuEi(m)M-1	36,4	44,4	x							
Bu(a)M-1	20,6	37,1	36,6	x						
Ki(a)E-1	36,7	41,2	33,3	33,3	x					
Ki(m)E-1	48,0	46,7	48,6	26,3	54,8	x				
Ki(m)E-2	43,5	48,2	45,5	33,3	46,7	53,9	x			
KiBu(m)E-1	36,0	41,4	25,6	25,0	45,2	57,7	37,0	x		
KiBu(m)E-2	40,0	52,2	30,3	39,3	50,0	40,0	47,6	39,1	x	
Bu(m)E-1	34,5	35,3	38,5	31,6	33,3	35,3	27,3	38,7	37,0	x

< 10
< 20
< 30
< 40
< 50
> 50

Tab. 9: Vergleich der Artenidentität [%]: JACCARDSCHE Zahl

Zur Charakterisierung der Lebensgemeinschaften können die Dominanzähnlichkeiten herangezogen werden. Auch hier zeigen die beiden Kiefernmischflächen des Nationalparks sowie die standörtlichen Vergleichsflächen der Mischbestände KiBu(a)M-2 und KiBu(m)E-2 eine große Affinität zueinander. Die größten Ähnlichkeiten weisen jedoch die Kiefernflächen

Ki(a)E-1 und Ki(m)E-2 in Eberswalde sowie der Eichen-Buchenbestand mit der Buchenfläche im Müritz NP auf. Im Clusterdiagramm für den Renkonen-Index (Abb. 73) kommen diese Ähnlichkeiten graphisch zum Ausdruck. In Eberswalde ist dies vor allem auf die dominante Stellung von *Paragamasus vagabundus* auf beiden Flächen zurückzuführen. Auch die Arten *Veigaia nemorensis* und *Paragamasus conus*, die auf beiden Flächen jeweils subdominant vertreten sind, spielen bei der Berechnung des Renkonen-Indexes in diesem Fall eine wichtige Rolle. Die etwas höhere Dominantenidentität zwischen den genannten Flächen im Müritz NP beruht auf den ähnlichen Anteilen der jeweils dominanten Arten *Uropoda minima*, *Zercon gurensis* und *Veigaia nemorensis*. Die geringsten Ähnlichkeiten zueinander zeigen auch hier die Kiefernflächen Ki(a)E-1 und Ki(m)E-2 sowie die jüngere Kiefernmischfläche KiBu(a)M-1 mit der jeweiligen Buchenfläche der Untersuchungsgebiete, was vor allem daran liegt, dass die jeweils häufigste Art auf der Vergleichsfläche nicht vertreten ist. An den geringen Dominanzidentitäten sind hier im wesentlichen nur die Waldarten *Trachytes aegrota* und *Urodiaspis tecta* (Uropodina) sowie, die auf allen Flächen unter den Hauptarten vertretene, *Veigaia nemorensis* beteiligt. Jedoch zeigt die Dominanzidentität von ca. 57 % zwischen dem Buchenhallenwaldstadium und der KiBu(a)M-2-Fläche im Nationalpark eine deutliche Annäherung der Bestände mit zunehmendem Buchenanteil hinsichtlich der Verteilung der Individuen auf die Arten.

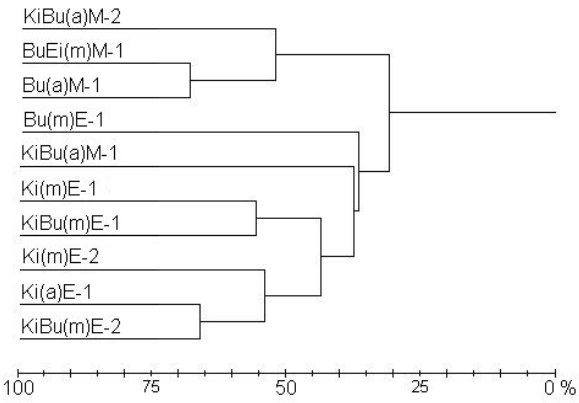


Abb. 73: Klassifizierung nach Dominantenidentität (RENKONEN-Index)

Die höchste Affinität nach WAINSTEIN (1967) wurde für die Eberswalder Flächen Ki(a)E-1 und KiBu(m)E-2 ermittelt. Für die Laubwaldflächen und den standörtlichen Vergleichsflächen KiBu(a)M-2 und KiBu(m)E-2 ergeben die vergleichenden Berechnungen der Arten- und Dominanzidentität mit jeweils ca. 25 % eine mittlere Übereinstimmung (Abb.

74). Ähnliche Affinitäten weisen die kieferanteiligen Flächen der Standorte untereinander auf, d.h. KiBu(a)M-1 und KiBu(a)M-2 sowie Ki(m)E-1 mit Ki(a)E-1 und Ki(m)E-2. Die geringen Arten- und Dominanzähnlichkeiten der Flächen Ki(m)E-2 sowie KiBu(a)M-1 mit der jeweiligen Buchenfläche des Standortes sowie die der beiden Buchenflächen untereinander, spiegeln sich in sehr niedrigen Werten für den Wainstein-Index wider.

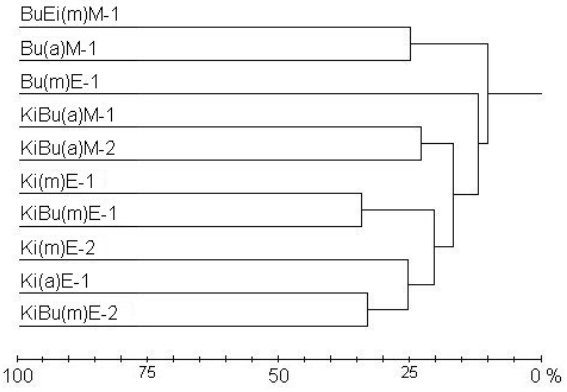


Abb. 74: Vergleich der Affinitäten [%] nach WAINSTEIN

Die nachfolgende einfache Korrespondenzanalyse versucht die Beziehung der Standorte und Arten zueinander aufzuzeigen.

Die Abb. 75 zeigt, dass sich die Untersuchungseinheiten entlang der 1. Dimension mit 35,4 % der Gesamtvarianz aufspalten. Dabei differenzieren sich rechts die Laubwaldstandorte und die Müritzer Mischfläche KiBu(a)M-2 mit dem höheren Buchenunterwuchs von den reinen Kiefernbeständen Ki(a)E-1, Ki(m)E-1 und Ki(m)E-2 in Eberswalde sowie den anderen Mischflächen KiBu(a)M-1, KiBu(m)E-1 und KiBu(m)E-2 links. Die Arten ordnen sich entsprechend ihres Verbreitungsschwerpunktes dazu. Das sind in der rechten Standortgruppe überwiegend Arten, die bevorzugt die Streu- und Humusauflage von Laub-und Mischwäldern besiedeln. Einige Arten weisen dabei auf einen fortgeschrittenen Verrottungsgrad der organischen Substanz, welcher sich in einem engen C/N-Verhältnis äußert, hin, z.B. Arten der Gattung *Veigaia*, *V. exigua* oder *V. planicola*. Humusreiche Standorte in Wäldern präferieren z.B. auch *Hypoaspis aculeifer* oder *Rhodacarus coronatus*. Links dagegen sind neben eurytopen Arten wie *Gamasellodes bicolor* oder *Paragamasus conus*, euryöke Waldarten, z.B. *Trachytes aegrota* oder *Urodiaspis tecta* und die auf stagnierende Abbauprozesse hinweisende Art *Prozercon kochi* zu finden.

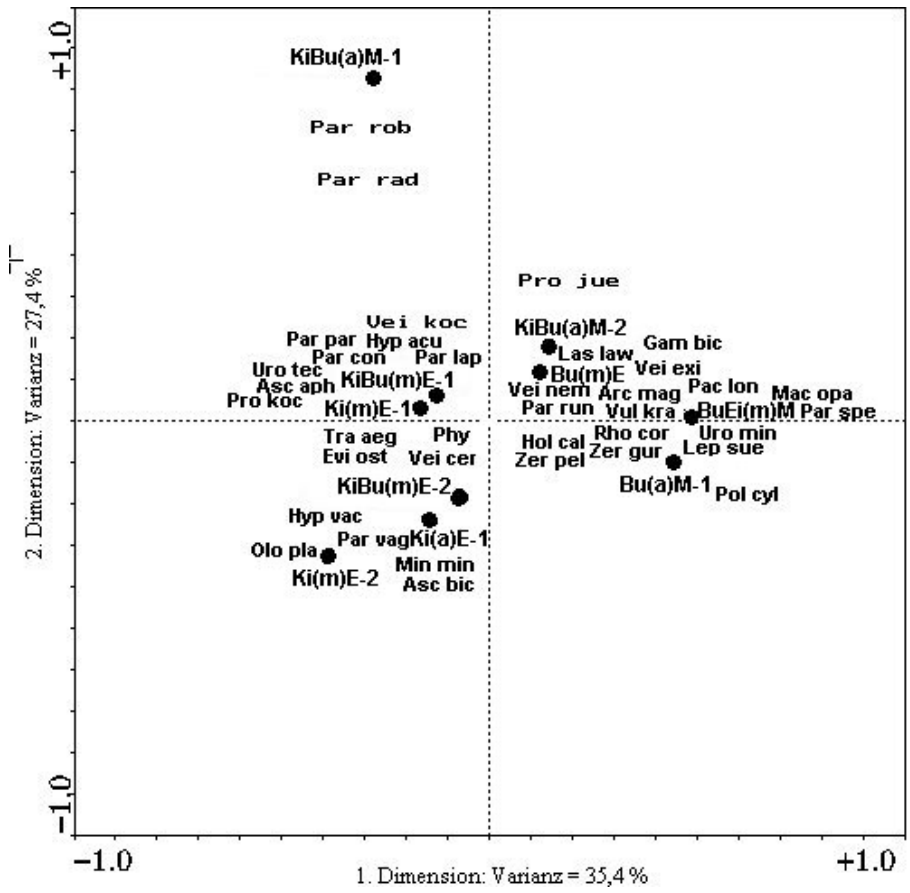


Abb. 75: Darstellung der Korrespondenzanalyse

Raubmilben zeigen ein breites Spektrum an Lebens- und Fortpflanzungsweisen. Durch die Verschiedenheit der spezifischen Ansprüche und Verhaltensweisen der Tiere ist es wichtig, eine sorgfältige Bewertung der Arten und ihrer Autökologie in bodenbiologische Vergleiche einzubeziehen (SCHWERDTFEGER 1975, KARG 1989). Vorausgesetzt man kennt die ökologischen Valenzen der Arten, wäre es nach KARG (1968) möglich, vom Auftreten einer Art auf die Bodenverhältnisse zu schließen. Arten mit einer breiten ökologischen Valenz sind für differenzialdiagnostische Untersuchungen dabei wenig nützlich, da sie in verschiedenen Habitattypen angetroffen werden können (KARG 1968, 1986). Für die Charakterisierung und Bewertung von Böden sind stenöke Arten, d.h. Arten, die wiederholt unter gleichen oder ähnlichen Bedingungen auftreten, daher von größerer Bedeutung als euryöke. Bezüglich der Umweltbedingungen spricht GHILAROV (1978) vom ökologischen Standard einer Art. Ist dieser Standard eng, eignet sich die Art als Indikator. Da innerhalb der Gamasida ganze systematische Einheiten offensichtlich dieselbe Vorzugsnahrung haben, wird das Vorkommen einer Art nur zum Teil durch das Nahrungsangebot bestimmt. Für das Auftreten der Einzelart spielen demnach andere Faktoren, wie Bodenart, Bodenschicht, Verrottungs- und Feuchtigkeitsgrad des Substrats eine Rolle (KARG 1968). Inwieweit die Arten gemeinsame

Habitatansprüche aufweisen und ob sie als Zeigerarten für bestimmte bodenbildende Prozesse gelten können wird von KARG (1968, 1982) untersucht. Dabei konnte er für eine Reihe von Arten gemeinsame Präferenzen für bestimmte Habitat- und Substrattypen feststellen, die in der Tab. 10 für die gefundenen Arten zusammengestellt sind.

euryöke Waldarten
Proctolaelaps jueradeus
Hypoaspis forcipata
Holoparasitus tirolensis
Paragamasus robustus
Pergamasus septentrionalis
Parazercon radiatus
Veigaia kochi
Trachytes aegrota
Urodiaspis tecta
Asca aphidioides
Gamasellodes bicolor
Geholaspis longispinosus
Holoparasitus calcaratus
Paragamasus lapponicus
Paragamasus vagabundus
Prozercon kochi
Zercon peltatus peltatus
Zercon triangularis
Olodiscus minima

Arten in Laub- und Mischwäldern
Arctoseius magnanalis
Leioseius elongatus
Zerconopsis remiger
Pachylaelaps fuscinuliger
Stylochirus giganteus
Paragamasus puerilis
Polyaspinus cylindricus
Lasioseius lawrencei
Macrocheles montanus
Zercon peltatus peltatus

Substrat/ Rottegrad	Arten
lebendes Pflanzenmaterial und org. Reste	Arten der Gattung *Amblyseius* (Phytoseiidae)
stärker zersetzte Materialien	*Hypoaspis forcipata* *Pachyseius humuralis* *Veigaia cerva* *Veigaia exigua* *Veigaia planicola*
stagnierende Abbauprozesse	*Prozercon kochi*

Tab. 10: Präferenzen der gefundenen Arten. Die zweite Gruppe umfasst jeweils die Arten, die eine Bevorzugung für das entsprechende Habitat haben**.**

Bezüglich des Rottegrades der organischen Substanz sind in diesem Zusammenhang vor allem diejenigen Arten interessant, die entweder nur auf den Kiefernflächen oder nur im Buchenwald oder im EiBu-Bestand gefunden wurden. So wurde *Prozercon kochi* mit Ausnahme der Eberswalder Kiefernmischflächen KiBu(m)E-1 und KiBu(m)E-2 auf allen Flächen mit Kiefernanteil festgestellt, jedoch nicht in den reinen Buchenbeständen. Die Arten der Gattung *Prozercon* fand KARG (1982) häufig unter stagnierenden Abbauprozessen im Boden. Die Böden der Kiefern- und Kiefernmischflächen sind an beiden Standorten bedingt durch das basenarme Ausgangssubstrat sowie der Vegetation durch Podsolierungsprozesse geprägt und weisen dementsprechend saure Humusformen, rohhumusartigen Moder bzw. Rohhumus, auf, die durch einen stark verzögerten Abbau der organischen Substanz geprägt

sind. Davon abweichend wurde für die Fläche KiBu(a)M-2, wie auch für die Laubwaldflächen, jeweils eine Braunerde als Bodentyp diagnostiziert, die jedoch im Unterboden stark verdichtet ist und daher bei Wasserüberschuss (z.B. nach länger anhaltendem Regen) durch Staunässe geprägt wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1998). Aus den dadurch hervorgerufenen temporären anaeroben Bedingungen kann die Ursache für die Ausbildung einer Rohhumusauflage abgeleitet werden. Arten, die von KARG (1968, 1971, 1982, 1989, 1993) als Indikatoren für einen fortgeschrittenen Verrottungsgrad angegeben werden, konzentrieren sich in den Buchenbeständen der Standorte. Das sind im Müritz-NP *Pachyseius humuralis* und *Veigaia planicola* und in Eberswalde *Hypoaspis forcipata* sowie *Veigaia exigua*. Ein stärkerer Rottegrad ist durch das enge C/N-Verhältnis von 17:1 bzw. 20:1 in den jeweiligen Laubwaldbeständen zu deuten. Es kennzeichnet eine hohe bodenbiologische Aktivität mit einem größerem Umsatz an organischem Bestandsabfall. Ihre höchste Abundanz auf der Eberswalder Buchenfläche erreichen die Vertreter aus der Familie der *Phytoseiidae*. Nach KARG (1982) charakterisieren die Arten der Gattung *Amblyseius* Standorte mit einem höherem Gehalt an lebendem Pflanzenmaterial und organischen Resten. Währenddessen konnten auf der Buchenfläche zu keinem Zeitpunkt der Probenentnahmen Vertreter dieser Familie festgestellt werden. Trotz vergleichbarer Artenzahlen sind die Buchenflächen untereinander bezüglich ihrer Artenzusammensetzung insgesamt sehr verschieden, wobei aus den ermittelten Umweltparametern, die für beide Standorte jeweils die gleichen Tendenzen zeigen, dafür keine kausalen Ursachen ersichtlich sind. Dieser Unterschied kommt vor allem durch den geringen Wert der Artenidentität zum Ausdruck. Eine mögliche Ursache könnte neben der Bewirtschaftung der Eberswalder Fläche das unterschiedliche Alter der Bestände sein, woraus für die ca. 100 Jahre ältere Nationalparkfläche eine höhere Stabilität bzw. ein ausgeglichenerer dynamischer Gleichgewichtszustand der Stoff- und Energieflüsse zu vermuten ist, wobei Veränderungen in den Wirkungsbeziehungen kaum noch möglich sind (MÜLLER 1991). Dies könnte möglicherweise auch für die 160-jährige Naturwaldparzelle Ki(a)E-1 in Eberswalde, die im Vergleich der Flächen die höchste Artendichte aufweist, zutreffen. Im rezedenten und subrezedenten Dominanzbereich treten hier auch *Zercon peltatus peltatus* und *Rhodacarus coronatus* auf. Jedoch zeigen die niedrigen Werte für die Artenidentität zwischen den Beständen mit dem größten Anteil an Kiefern mit den jeweiligen Buchenflächen der Standorte, dass ein starker Einfluß der Kiefer auf die Artenzusammensetzung der Gamasidenzönosen im Vorkommen der Kiefer bzw. im Fehlen oder geringeren Anteil der Buche zu bestehen scheint, was sich in der Abwesenheit bzw. im sehr geringen Anteil von Laubstreu präferierenden Arten auf der jeweiligen Kiefernfläche

äußert. Dieser Einfluss scheint durch den zunehmenden Laubbaumanteil in den Flächen KiBu(a)M-2 im Müritz NP und KiBu(m)E-1 sowie KiBu(m)E-2 im Eberswalder Forst leicht abgeschwächt zu sein, was durch die etwas höheren Artenidentitäten zum Ausdruck kommt. So konnte beispielsweise *Zercon peltatus peltatus* oder *Lasioseius lawrencei* sowohl auf diesen Flächen und in den Buchenbeständen gefunden werden. Insgesamt betraf dies jedoch nur wenige Arten. Die meisten Arten, die in dem jeweiligen Buchenbestand der Standorte vertreten waren, konnten auf den Mischflächen nicht beobachtet werden. Obwohl dies selten Arten betraf, die auf den Buchenflächen mit hohen Abundanzen vorkommen, wird deutlich, dass auch hier eine Annäherung noch weitestgehend verhindert wird. Der Einfluss der Kiefer bzw. das Fehlen oder der geringere Laubbaumanteil auf die Artengemeinschaften der Gamasida zeigt sich in der vergleichenden Betrachtung der BuEi(m)M-1-Fläche mit dem Buchenbestand im Nationalpark gegenüber den Kiefernmischflächen noch offensichtlicher. Hinsichtlich der Arten, die bei der Besiedlung von Waldböden eine Laubstreuauflage bevorzugen, zeigt sich in den Dominanzstrukturen der beiden Laubwaldflächen tendenziell eine größere Affinität. Dies äußert sich zum einen im dominanten Erscheinen von *Uropoda minima* und zum anderen im Auftreten von *Rhodacarus coronatus* und *Arctoseius magnanalis* im subdominanten Bereich beider Flächen. Auch *Leptogamasus suecicus* gehört in beiden Beständen zu den verbreiteten Arten. Zudem zeigt das Vorkommen der Laubwaldvertreter *Leioseius elongatus* oder *Zerconopsis remiger* eine Abgrenzung gegenüber der Kiefernmischfläche.

Am deutlichsten kommen die Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Umbaustadien und den Buchenflächen sowie den standörtlichen Vergleichsflächen untereinander in den geringen Werten des Wainstein-Indexes zum Ausdruck. Auch über die ermittelten geringeren Diversitäten für die Kiefernflächen gegenüber den jeweiligen Laubwaldbeständen können die Heterogenitäten zwischen den Gamasidenzönosen erkannt werden. Die Diversität beschreibt über das definitive quantitative Verhältnis zwischen häufigen und seltenen Arten die strukturelle Organisation einer Artengemeinschaft (HAIRSTON 1959) und bietet über das Mittel eines numerischen Indexes die Möglichkeit zum Vergleich von Faunengesellschaften (HILL 1973). Anhand der Artendiversität lassen sich teilweise Rückschlüsse auf die strukturelle Mannigfaltigkeit der physikalischen Umwelt schließen. Je größer die Variation der Umwelt ist, desto größer ist die Artenzahl in einem Gebiet, da mehr Mikrohabitate zur Verfügung stehen und es mehr auszufüllende ökologische Nischen gibt (ODUM 1983). Ein Mehrangebot an ökologischen Nischen kann daher jeweils für die Buchenwaldbestände erachtet werden. Während sich ein möglicherweiser geringeres

Angebot an Mikrohabitaten über ein reduziertes Beuteangebot indirekt auf die Abundanzen der Raubmilben auswirken kann. Die Hauptbeute für die Vertreter der Parasitidae oder Veigaiaidae stellen Collembolen dar. Für die KiBu(m)E-2-Fläche in Eberswalde stellte RUSSELL (2002) signifikant geringere Individuendichten der Collembolen als für die Kiefern- und Buchenfläche fest, woraus die geringe Gesamtabundanz der Gamasida resultieren könnte. Umgekehrt ist es denkbar, dass die hohe Gesamtabundanz auf der reinen Kiefernfläche in Eberswalde mit der höheren Individuendichte der Collembolen auf dieser Fläche korreliert. Jedoch zeigen zahlreiche Untersuchungen, dass die Milben die Böden nicht gleichmäßig verteilt besiedeln. Stattdessen treten sie oft nestartig gehäuft auf (z.B. HARTENSTEIN 1961, USHER 1971, 1975). Nach ODUM (1983) ist eine gleichmäßige Verteilung von Individuen nur denkbar, wenn ein Siedlungsraum den Individuen überall gleiche Lebensbedingungen bietet oder in einem homogenen Gebiet sich ein Minimumfaktor derart auswirkt, dass gleiche Abstände durch intraspezifische Konkurrenz hervorgerufen werden. Auch eine piktographische Darstellung des Verteilungsmusters der Raubmilben in einem Buchenbestand in Baden-Württemberg von WOLF (1993) zeigt, dass die Individuenzahlen der Milben auch auf engem Raum stark schwanken können. Zur Berechnung der Verteilungsmuster wurden zahlreiche Verfahren entwickelt (z.B. LLOYD 1967), die für eine exakte Analyse jedoch mehr als 100 Proben pro Standort und Termin erfordern (SCHENKER & STREIT 1980), was mit einem enormen Arbeitsaufwand verbunden ist. Es ist daher schwierig, über die Abwesenheit oder das Vorhandensein einer Art in einem Untersuchungsgebiet gesicherte Aussagen über die daraus abzuleitenden Konsequenzen zu treffen, da oft auch kein ausreichendes Datenmaterial über die Autökologie der Arten vorliegt. Bei der Auswertung von Artenlisten stellt sich häufig heraus, dass die Mehrzahl der gefundenen Arten als eurytop klassifiziert werden muß, so dass Standorte nicht genügend differenziert werden können und auch bei den Gamasina geographisch und regional differenziert werden muß, was sich in häufig zu beobachtender regionaler Stenözie äußert (RUF 1997). Jedoch tragen die synökologischen Untersuchungen auf der Grundlage statistischer Auswertungsmethoden zweifelsfrei zum besseren Verständnis von allgemeinen dynamischen Wirkungsbeziehungen zwischen den Lebensgemeinschaften bei, wobei die Erkenntnisse in einem engen Zusammenhang zu den abiotischen und biotischen Standortfaktoren betrachtet werden müssen.

Durch ihre hohen Arten- und Individuenzahlen in den Böden vieler Lebensräume und ihrer dortigen Stellung im Nahrungsnetz sind die Gamasida jedoch sehr gut als Bioindikatoren geeignet (RUF 1997). Gegenüber menschlichen Eingriffen reagieren sie sehr empfindlich, insbesondere auf die Einwirkung von Pestiziden (z.B. BECK et al. 1988), Schwermetallen

(z.B. ALBERTI *et al.* 1996, MADEJ & ADAMSKA 1999) oder strukturellen Veränderungen, wie z.B. die Entfernung der schützenden und bodenmikroklimatisch ausgleichend wirkenden Streuauflage (z.B. KARG 1967, 1968, KARG & FREIER 1995).

Für die ökofaunistischen Untersuchungen der Gamasida innerhalb einer Sukzessionsreihe von Kiefermonokulturen zu Buchenwaldbeständen kann eine parallel ablaufende Artensukzession dieser Milbengruppe beobachtet werden, die sich vor allem in einer Zunahme von Laubstreu präferierenden Arten äußert. Diese verläuft möglicherweise entlang des abiotischen Faktors C/N-Verhältnis und zeigt damit eine enge Korrelation zur jeweils entwickelten Humusform. Auch nach RUF (1998, 2000) scheint die Humusform ein Schlüsselfaktor für die Verteilung der Raubmilbenzönosen in einem Waldboden zu sein. Insgesamt zeigen die Gamasida deutliche Reaktionen auf Waldumbaumaßnahmen und können daher als wesentlicher Bestandteil hinsichtlich der Fragestellung Zielartensysteme für einen ökologisch – wirtschaftlich vertretbaren Waldumbau abzuleiten, gewertet werden.

Zusammenfassung

Die Zahlen der meist räuberischen Gamasida (Acari) wurden hinsichtlich Populationsdichte und Häufigkeitsverteilung auf die Arten vergleichend ausgewertet. Insgesamt wurden 67 Arten ermittelt, wobei nur drei weitverbreitete Arten (*Veigaia nemorensis*, *Uropoda minima*, *Trachytes aegrota*) auf allen Vergleichsflächen festgestellt wurden. Beide Untersuchungsgebiete weisen vergleichbare Artenzahlen auf. In den Bodenproben aus dem Müritz NP wurden insgesamt 48 Arten und aus dem Eberswalder Forst 51 Arten gefunden, wobei 16 Arten nur im Müritz NP und 19 Arten ausschließlich auf den Eberswalder Flächen auftraten. Zwischen den Vergleichsflächen zeigen sich jedoch große Unterschiede, die sich in einem zunehmenden Diversitätswert von den Kiefernmonokulturen zu den Buchenbeständen widerspiegeln. Hinsichtlich der Arten- und Dominanzidentitäten weisen die Umbaustadien untereinander größere Affinitäten auf, als im Vergleich mit den Buchenflächen. Auch die geringen Werte des WAINSTEIN-Indexes (1967) (Abb. 74) zeigen, dass eine Annäherung der Artenzusammensetzung an diejenigen von Buchenbeständen noch verhindert wird, so dass ein starker Einfluß auf die Artenzusammensetzung der Gamasidenzönosen im Vorkommen der Kiefer bzw. im Fehlen oder geringeren Anteil der Buche angenommen werden kann. Dies äußert sich in der Abwesenheit bzw. im sehr geringen Anteil von Laubstreu präferierenden Arten auf der jeweiligen Kiefernfläche. Dieser Einfluss scheint durch den zunehmenden Laubbaumanteil in den Flächen KiBu(a)M-2 im Müritz NP und KiBu(m)E-1 sowie

KiBuM2(m)E im Eberswalder Forst leicht abgeschwächt zu sein, was durch die etwas höheren Artenidentitäten zum Ausdruck kommt. So konnte beispielsweise *Zercon peltatus peltatus* oder *Lasioseius lawrencei* sowohl auf diesen Flächen als auch in den Buchenbeständen gefunden werden. Insgesamt betraf dies jedoch nur wenige Arten. Die meisten Arten, die in dem jeweiligen Buchenbestand der Standorte vertreten waren, konnten auf den Mischflächen nicht beobachtet werden. Obwohl dies selten Arten betraf, die auf den Buchenflächen mit hohen Abundanzen vorkommen, wird deutlich, dass auch hier eine Annäherung noch weitestgehend verhindert wird.

Weiterhin wurde festgestellt, dass trotz vergleichbarer Artenzahlen die Buchenflächen untereinander bezüglich ihrer Artenzusammensetzung insgesamt sehr verschieden sind, wobei aus den ermittelten Umweltparametern, die für beide Standorte jeweils die gleichen Tendenzen zeigen, dafür keine kausalen Ursachen ersichtlich sind. Dieser Unterschied kommt vor allem durch den geringen Wert der Artenidentität zum Ausdruck. Eine mögliche Ursache könnte neben der Bewirtschaftung der Eberswalder Fläche das unterschiedliche Alter der Bestände sein.

Mit Ausnahme der Eberswalder Flächen Ki(a)E-1, Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-2 überwiegen auf allen Flächen Arten, die bevorzugt die Streu- und Humusschicht verschiedener Waldtypen besiedeln. Auf den reinen Laubwaldflächen ist ein höherer Anteil an Laub- und Mischwaldarten zu erkennen, woraus die im Vergleich höheren Artenzahlen auf diesen Flächen resultieren.

Raubmilben zeigen ein breites Spektrum an Lebens- und Fortpflanzungsweisen. Durch die Verschiedenheit der spezifischen Ansprüche und Verhaltensweisen der Tiere ist es wichtig, eine sorgfältige Bewertung der Arten und ihrer Autökologie in bodenbiologische Vergleiche einzubeziehen (SCHWERDTFEGER 1975, KARG 1989). Da innerhalb der Gamasida ganze systematische Einheiten offensichtlich dieselbe Vorzugsnahrung haben, wird das Vorkommen einer Art nur zum Teil durch das Nahrungsangebot bestimmt. Für das Auftreten der Einzelart spielen demnach andere Faktoren, wie Bodenart, Bodenschicht, Verrottungs- und Feuchtigkeitsgrad des Substrats eine Rolle (KARG 1968). Inwieweit die Arten gemeinsame Habitatansprüche aufweisen und ob sie als Zeigerarten für bestimmte bodenbildende Prozesse gelten können wird von KARG (1968, 1982) untersucht. Dabei konnte er für eine Reihe von Arten gemeinsame Präferenzen für bestimmte Habitat- und Substrattypen feststellen, die in der Tab. 10 für die gefundenen Arten zusammengestellt sind.

Bezüglich des Rottegrades der organischen Substanz sind in diesem Zusammenhang vor

allem diejenigen Arten interessant, die entweder nur auf den Kiefernflächen oder nur im Buchenwald oder im BuEi(m)M-1-Bestand gefunden wurden. So wurde *Prozercon kochi* mit Ausnahme der Eberswalder Kiefernmischflächen KiBu(m)E-1 und KiBu(m)E-2 auf allen Flächen mit Kiefernanteil festgestellt, jedoch nicht in den reinen Buchenbeständen. Die Arten der Gattung *Prozercon* fand KARG (1982) häufig unter stagnierenden Abbauprozessen im Boden. Arten, die von KARG (1968, 1971, 1982, 1989, 1993) als Indikatoren für einen fortgeschrittenen Verrottungsgrad angegeben werden, konzentrieren sich in den Buchenbeständen der Standorte. Das sind im Müritz NP *Pachyseius humuralis* und *Veigaia planicola* und in Eberswalde *Hypoaspis forcipata* sowie *Veigaia exigua*. Ein stärkerer Rottegrad ist durch das enge C/N-Verhältnis von 17:1 bzw. 20:1 in den jeweiligen Laubwaldbeständen zu deuten. Es kennzeichnet eine hohe bodenbiologische Aktivität mit einem größeren Umsatz an organischem Bestandsabfall. Ihre höchste Abundanz auf der Eberswalder Buchenfläche erreichen die Vertreter aus der Familie der *Phytoseiidae*. Nach KARG (1982) charakterisieren die Arten der Gattung *Amblyseius* Standorte mit einem höheren Gehalt an lebendem Pflanzenmaterial und organischen Resten.

Durch ihre hohen Arten- und Individuenzahlen in den Böden vieler Lebensräume und ihrer dortigen Stellung im Nahrungsnetz sind die Gamasida sehr gut als Bioindikatoren geeignet (RUF 1997). Gegenüber menschlichen Eingriffen reagieren sie sehr empfindlich, insbesondere auf die Einwirkung von Pestiziden (z.B. BECK et al. 1988), Schwermetallen (z.B. ALBERTI *et al.* 1996, MADEJ & ADAMSKA 1999) oder strukturellen Veränderungen, wie z.B. die Entfernung der schützenden und bodenmikroklimatisch ausgleichend wirkenden Streuauflage (z.B. KARG 1967, 1968, KARG & FREIER 1995).

Für die ökofaunistischen Untersuchungen der Gamasida innerhalb einer Sukzessionsreihe von Kiefermonokulturen zu Buchenwaldbeständen kann eine parallel ablaufende Artensukzession dieser Milbengruppe beobachtet werden, die sich vor allem in einer Zunahme von Laubstreu präferierenden Arten äußert. Diese verläuft möglicherweise entlang des abiotischen Faktors C/N-Verhältnis und zeigt damit eine enge Korrelation zur jeweils entwickelten Humusform. Auch nach RUF (1998, 2000) scheint die Humusform ein Schlüsselfaktor für die Verteilung der Raubmilbenzönosen in einem Waldboden zu sein. Insgesamt zeigen die Gamasida deutliche Reaktionen auf Waldumbaumaßnahmen und können daher als wesentlicher Bestandteil hinsichtlich der Fragestellung Zielartensysteme für einen ökologisch – wirtschaftlich vertretbaren Waldumbau abzuleiten, gewertet werden.

Folgende Kernaussagen wurden herausgearbeitet:

1. **Die Gamasidenzönosen sind sowohl auf den Flächen eines Untersuchungsgebietes als auch beim Flächenvergleich beider Untersuchungsgebiete sehr verschieden.**
2. **Die Individuen- und Artenzahlen nehmen mit steigendem Buchenanteil und mit steigendem Alter der Kiefernforstbestände zu. Die höchsten Artenzahlen und -dichten weisen die reinen Laubwaldflächen [BuEi(m)M-1, Bu(a)M-1, Bu(m)E-1] und der 160-jährige unbewirtschaftete Kiefernbestand im Eberswalder Forstgebiet (NWP) auf.**
3. **Mit Ausnahme der K-Standorte [Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-1] in Eberswalde wurden mit zunehmendem Buchenanteil höhere Diversitätswerte ermittelt, was jedoch auch auf eine zunehmende Gleichverteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten zurückzuführen ist. Die höchsten Diversitäten erreichen die Eberswalder Buchenfläche und die Naturwaldparzelle Ki(a)E-1.**
4. **Die Umbaustadien zeigen geringe Ähnlichkeiten mit den reinen Buchenbeständen. Auch die Gamasidenzönosen der Buchenbestände weisen nur geringe Übereinstimmungen auf.**
5. **Die Unterschiede der Strukturen der Gamasidenzönosen zwischen den bewirtschafteten Kieferreinbeständen und den Buchenhallenwaldstadien sind jedoch auf den Mischflächen deutlich abgeschwächt.**
6. **Viele Arten der Gamasida zeigen Präferenzen für bestimmte Habitat- und Substrattypen. Sie sind daher als Indikatoren für verschiedene bodenbildende Prozesse, z.B.Verrottungsgrad der organischen Substanz, sehr gut geeignet.**
7. **In der Sukzessionsreihe von Kiefermonokulturen zu Buchenwaldbeständen besteht eine parallel ablaufende Artensukzession der Gamasida, die sich in einer Zunahme von Laubstreu präferierenden Arten äußert. Diese verläuft möglicherweise entlang des abiotischen Faktors C/N-Verhältnis und zeigt damit eine enge Korrelation zur jeweils entwickelten Humusform.**
8. **Neben den Laubwaldflächen und den Mischforsten mit höherem Buchenunterwuchs bietet auch die unbewirtschaftete alte Kiefern-Naturwaldparzelle den Gamasidenzönosen günstigere Lebensbedingungen als die reinen Nadelforste bzw. die jungen Mischforste.**
9. **Die Gamasida zeigen deutliche Reaktionen auf Waldumbaumaßnahmen. Sie können als wesentlicher Bestandteil hinsichtlich der Fragestellung Zielartensysteme für einen ökologisch – wirtschaftlich vertretbaren Waldumbau abzuleiten, gewertet werden.**

Tab. 11: Gesamtabundanzen der gefundenen Arten auf den Flächen im Müritz NP

	Ki(m)M-1 (nur 00/II)	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(a)M-1
Ascidae					
Arctoseius magnanalis	0	0	0	207	259
Asca aphidioides	0	242	0	0	0
Gamasellodes bicolor	104	121	190	17	17
Lasioseius lawrencei	0	0	17	0	0
Leioseius elongatus	0	0	0	17	0
Proctolaelaps jueradeus	0	69	35	35	0
Eviphididae					
Eviphis ostrinus	52	0	0	17	0
Laelapidae					
Hypoaspis aculeifer	0	35	35	0	0
Hypoaspis vacua	52	0	0	0	0
Macrochelidae					
Geholaspis longispinosus	0	0	0	52	0
Macrocheles montanus	0	0	0	0	17
Macrocheles opacus	0	0	0	397	35
Pachylaelapidae					
Pachylaelaps fuscinuliger	0	0	0	0	17
Pachylaelaps laeuchlii	0	0	0	35	0
Pachylaelaps longisetis	0	0	35	69	17
Pachyseius humeralis	0	0	0	0	17
Parasitidae					
Holoparasitus calcaratus	0	0	0	52	0
Holoparasitus tirolensis	0	0	0	0	17
Leptogamasus suecicus	0	0	0	121	328
Paragamasus conus	0	1036	294	17	17
Paragamasus spec.	0	0	0	311	0
Paragamasus lapponicus	0	0	17	17	0
Paragamasus robustus	311	276	69	0	0
Paragamasus runcatellus	0	0	1260	276	777
Paragamasus vagabundus	2176	0	17	17	242
Peragamasus crassipes	0	0	17	0	0
Pergamasus quisquiliarium	0	0	0	52	0
Porrhostaspis lunulata	0	0	17	0	35
Vulgarogamasus kraepelini	0	52	87	52	190
Phytoseiidae	52	52	35	190	0
Rhodacaridae					
Dendrolaelaps acornutus	0	0	0	17	0
Rhodacarus coronatus	0	0	0	294	207
Stylochirus giganteus	0	0	0	0	17
Veigaiaidae					
Veigaia cerva	155	0	35	0	86
Veigaia exigua	0	0	0	35	0
Veigaia kochi	52	17	0	17	0
Veigaia nemorensis	363	656	622	639	1053
Veigaia planicola	0	0	0	0	17
Zerconidae					
Parazercon radiatus	2383	1554	311	155	0
Prozercon kochi	207	345	328	35	0
Zercon gurensis	2642	0	1451	1278	2141
Zercon peltatus peltatus	0	0	0	0	104
Zercon vagabundus	0	0	0	0	17

Uropodina					
Polyaspinus cylindricus	0	0	0	0	466
Trachytes aegrota	259	259	207	35	190
Urodiaspis tecta	52	69	138	17	87
Uropoda minima	104	17	69	1364	1503

Tab. 12: Gesamtabundanzen der gefundenen Arten auf den Flächen im Eberswalder Forst

	Ki(a)E-1	Ki(m)E-1	KiBu(m)E-1	Ki(m)E-2	KiBu(m)E-2	Bu(m)E-1
Ameroseiidae						
Epicriopsis rivus	0	0	17	0	0	0
Ascidae						
Arctoseius magnanalis	0	674	0	0	0	328
Asca aphidioides	1019	0	639	0	0	0
Asca bicornis	121	0	0	0	0	0
Gamasellodes bicolor	69	121	17	173	0	86
Lasioseius lawrencei	0	0	17	0	0	138
Proctolaelaps jueradeus	0	17	0	0	0	138
Zerconopsis remiger	0	0	0	0	0	17
Eviphididae						
Eviphis ostrinus	0	104	0	35	0	0
Laelapidae						
Hypoaspis aculeifer	17	121	121	0	35	294
Hypoaspis forcipata	0	0	0	0	0	35
Hypoaspis praesternalis	69					
Hypoaspis vacua	207	17	52	0	0	0
Ololaelaps placentula	69	17	17	259	0	0
Macrochelidae						
Macrocheles opacus	0	0	0	0	0	156
Pachylaelapidae						
Pachylaelaps laeuchlii	0	0	0	0	0	52
Parasitidae						
Holoparasitus calcaratus	17	35	0	17	0	0
Leptogamasus suecicus	0	0	0	52	0	0
Paragamasus conus	725	1623	397	726	483	691
Paragamasus spec.	0	35	35	0	0	0
Paragamasus lapponicus	0	52	17	0	0	0
Paragamasus parrunciger	0	0	449	0	0	0
Paragamasus puerilis	0	0	0	0	0	35
Paragamasus runcatellus	17	674	656	87	121	86
Paragamasus runciger		0	0	0	0	52
Paragamasus vagabundus	2280	691	86	3730	760	0
Pergamasus septentrionalis	0	0	35	0	0	35
Vulgarogamasus kraepelini	35	0	0	17	86	35
Phytoseiidae	259	52	52	380	17	656
Rhodacaridae						
Minirhodacarellus minimus	121	0	0	0	0	0
Rhodacarus coronatus	69	104	86	0	0	52
Veigaiaidae						
Veigaia cerva	155	52	104	35	69	86
Veigaia exigua	0	0	0	0	0	69
Veigaia kochi	0	52	0	0	0	17
Veigaia nemorensis	484	484	414	414	311	432
Zerconidae						

Parazercon radiatus	0	0	0	207	0	0
Prozercon kochi	501	846	121	363	0	0
Zercon gurensis	1451	0	0	0	466	0
Zercon peltatus peltatus	121	0	0	0	207	242
Zercon triangularis	0	0	0	17	0	0
Uropodina						
Oodinychus ovalis	17	0	0	0	0	0
Trachytes aegrota	656	501	484	743	121	138
Trachytes pauperior	17					
Urodiaspis tecta	69	69	466	224	17	0
Uropoda minima	518	484	86	52	69	259
Uropodina (spec.)	35	0	0	0	0	0

Collembola: Springschwänze

Dr. D. J. Russell

Ergebnisse

Auf den verschiedenen Untersuchungsflächen wurden in den Jahren 2000 und 2001 insgesamt 31.849 Individuen der Collembola aus 14 Familien bzw. 78 Arten erfasst und determiniert. Im folgenden seien die erfassten Arten mit ihrer taxonomischen Zuordnung aufgelistet:

Symphypleona

Neelidae

Megalothorax minimus Willem, 1900

Arrhopalitidae

Arrhopalites pseudoappendices Rusek, 1967

Arrhopalites pygmaeus (Wankel, 1860)

Arrhopalites spinosus Rusek, 1967

Bourletiellidae

Bourletiella Banks, 1899 spec.

Heterosminthurus bilineatus (Bourlet, 1842)

Dicyrtomidae

Dicyrtoma fusca (Lubbock, 1873)

Ptenothrix atra (Linnaeus, 1758)

Katiannidae

Sminthurinus aureus (Lubbock, 1862)

Sminthurinus lawrencei Gisin, 1963

Sminthurinus gisini Gama, 1965 Grp.

Sminthuridae

Sminthurus Latreille, 1802 spec.

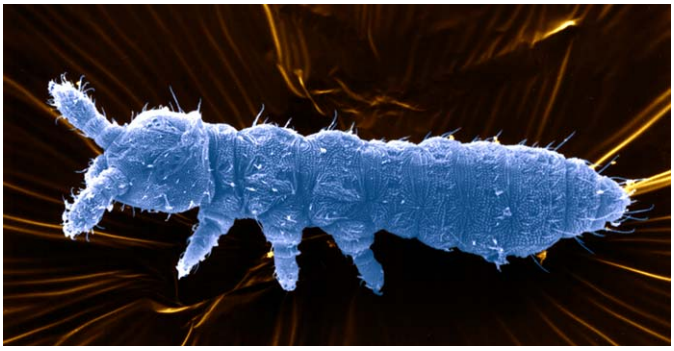
Allacma fusca (Linnaeus, 1758)

Lipothrix lubbocki (Tullberg, 1872)

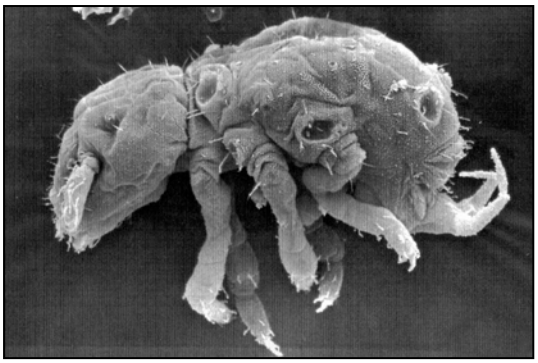
Sminthurididae

Sminthurides schoetti Axelson, 1903

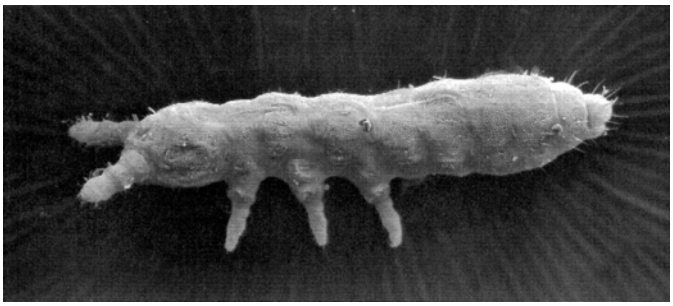
Sphaeridia pumilis (Krausbauer, 1899)



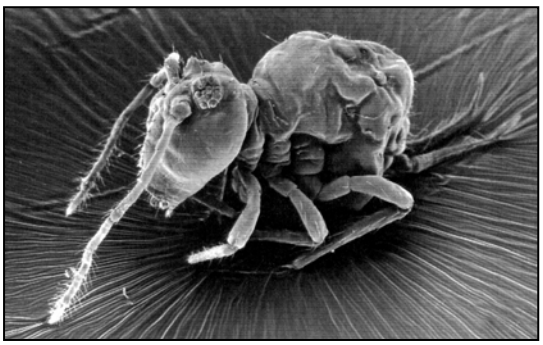
Xenylla c.f. *grisea* 195x



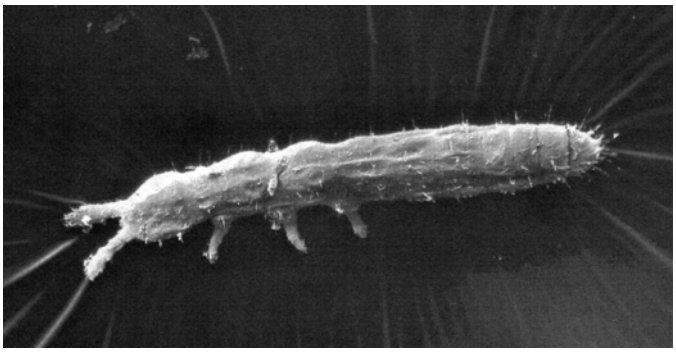
Megalothorax minimus 335x



Friesea mirabilis 170x



Dicyrtoma fusca 45x



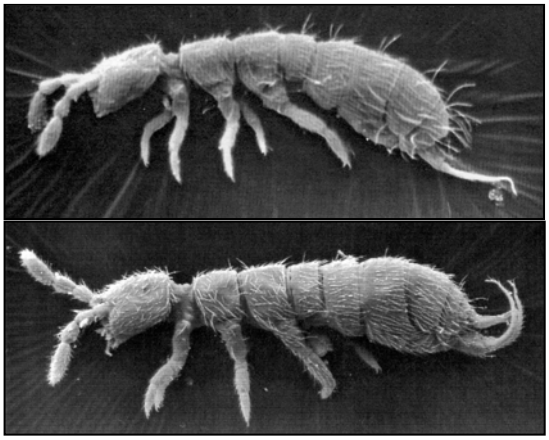
Mesaphorura krausbaueri 150x



Lepidocyrtus cyaneus 70x



Tomocerus vulgaris 35x



oben: *Isotomiella minor* 105x
unten: *Parisotoma notabilis* 100x

Arthropleona / Poduromorpha

Hypogastruridae

Ceratophysella armata (Nicolet, 1841)

Ceratophysella denticulata (Bagnall, 1941)

Hypogastrura socialis (Uzel, 1891) Grp.

Hypogastrura viatica (Tullberg, 1872) Grp.

Willemia anophthalma Börner, 1901

Willemia aspinata Stach, 1949

Xenylla cf. *grisea* Axelson, 1900

Xenylla maritima Tullerg, 1869

Xenylla tullbergi Börner, 1903

Neanuridae

Anurida granulata (Agrell, 1943)

Brachystomella parvula (Schäffe,r 1896)

Friesea mirabilis (Tullberg, 1871)

Friesea claviseta Axelson, 1900

Micranurida pygmaea Börner, 1901

Micranurida sensillata (Gisin, 1953)

Neanura muscorum (Tempelton, 1837)

Pseudachorutes corticicolus (Schäffer, 1896)

Pseudachorutes dubius Krausbauer, 1898

Pseudachorutes parvulus Börner, 1901

Pseudachorutes subcrassis Tullberg, 1871

Onychiuridae

Tullberginae

Karlstejnia cf. *norvegica* Fjellberg, 1974

Mesaphorura critica Ellis, 1976

Mesaphorura hylophila Rusek, 1982

Mesaphorura krausbaueri (Börner, 1901)

Mesaphorura macrochaeta Rusek, 1976

Mesaphorura tenuisensillata Rusek, 1974

Mesaphorura yosii (Rusek, 1967)

Paratullbergia callipygos (Börner, 1902)

Onychiurinae

Micraphorura absoloni (Börner, 1901)

Protaphorura armata (Tullberg, 1896)

Protaphorura campata (Gisin, 1952)

Protaphorura cf. *fimata* (Gisin, 1952)

Protaphorura pannonica (Haybach, 1960)

Protaphorura subuliginata (Gisin, 1956)

Supraphorura furcifera (Börner, 1901)

Arthropleona / Entomobryomorpha

Cyphoderidae

Cyphoderus albinus Nicolet, 1841

Entomobryidae

Entomobrya corticalis (Nicolet, 1841)

Entomobrya muscorum (Nicolet, 1841)

Entomobrya nivalis (Linnaeus, 1758)

Entomobrya quinquelineata Börner, 1901

Lepidocyrtus cyaneus Tullberg, 1871

Lepidocyrtus lanuginosus (Gmelin, 1788)

Lepidocyrtus lignorum (Fabricius, 1781)

Lepidocrytus cf. *violaceus* Lubbock, 1873

Orchesella bifasciata Nicolet, 1841

Orchesella cincta (Linneaus, 1758)

Orchesella multifasciata Stscherbakow, 1898

Orchesella flavescens (Bourlet, 1839)

Pseudosinella alba (Packard, 1873)

Pseudosinella Schäffer, 1897 spec. (0+0 Ocellen

Tomoceridae

Pogonognathellus flavescens (Tullberg, 1871)

Tomocerus vulgaris (Tullberg, 1871)

Isotomidae

Anurophorus atlanticus Fjellberg, 1974

Cryptopygus Willem, 1901 spec.

Desoria violacea (Tullberg, 1876)

Folsomia lawrencei Rusek, 1984

Folsomia manolachei Bagnall, 1939

Folsomia quadrioculata (Tullberg, 1871)

Isotoma viridis Bourlet, 1839

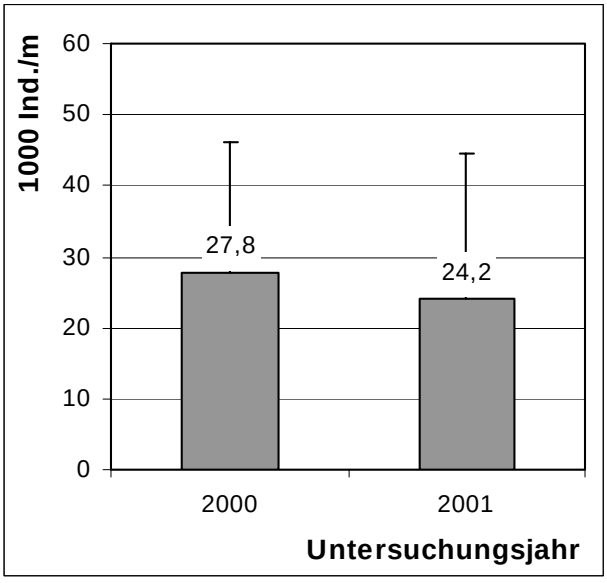
Isotomiella minor (Schäffer, 1896)

Parisotoma notabilis (Schäffer, 1896)

Proisotoma minima (Absolon, 1901)

Allgemeine Parameter

Insgesamt wurden die Collembola in durchschnittlichen Individuendichten von 26.100 Ind./m² festgestellt. Im Jahr 2000 wurden leicht höhere Individuendichten als im Jahr 2001 registriert ($F(1,377) = 6{,}369$; $P = 0{,}0121$; Abb. 73). Im Standort Eberswalde kamen sie in beiden Jahren etwas zahlreicher vor als im Müritz Nationalpark ($F(1,377) = 5{,}376$; $P = 0{,}021$; Abb. 74).



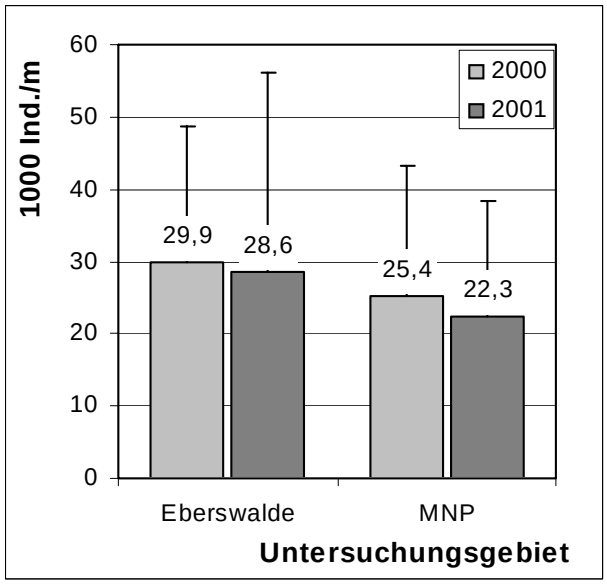


Abb. 73 (links): Durchschnittliche erfasste Individuendichten der Collembola in den zwei Hauptuntersuchungsjahren.
Abb. 74 (rechts): Durchschnittliche in den zwei Untersuchungsgebieten erfasste Individuendichten der Collembola.

Auf den verschiedenen Untersuchungsflächen wurden die Collembolen in durchschnittlichen Individuendichten zwischen 12.300 und 37.400 Ind./m² vorgefunden. Die niedrigsten

1 Bei unbalancierten Sampling-Designs wurden parametrische Varianzanalysen (ANOVAs; *F*-Werte) angewandt, die dann mit log-transformierten Daten durchgeführt wurden. Bei balancierten Designs wurden nicht-parametrische Varanzanalysen (χ_r^2-Werte) durchgeführt, die die Ränge der Absolutwerte anwenden.

Individuendichten wurden regelmäßig auf Flächen im Müritz Nationalpark (z.B. KiBu(a)M-2) festgestellt, während die höchsten Dichten von Jahr zu Jahr auf verschiedenen Flächen zu finden waren (vgl. Abb. 75 und 77).

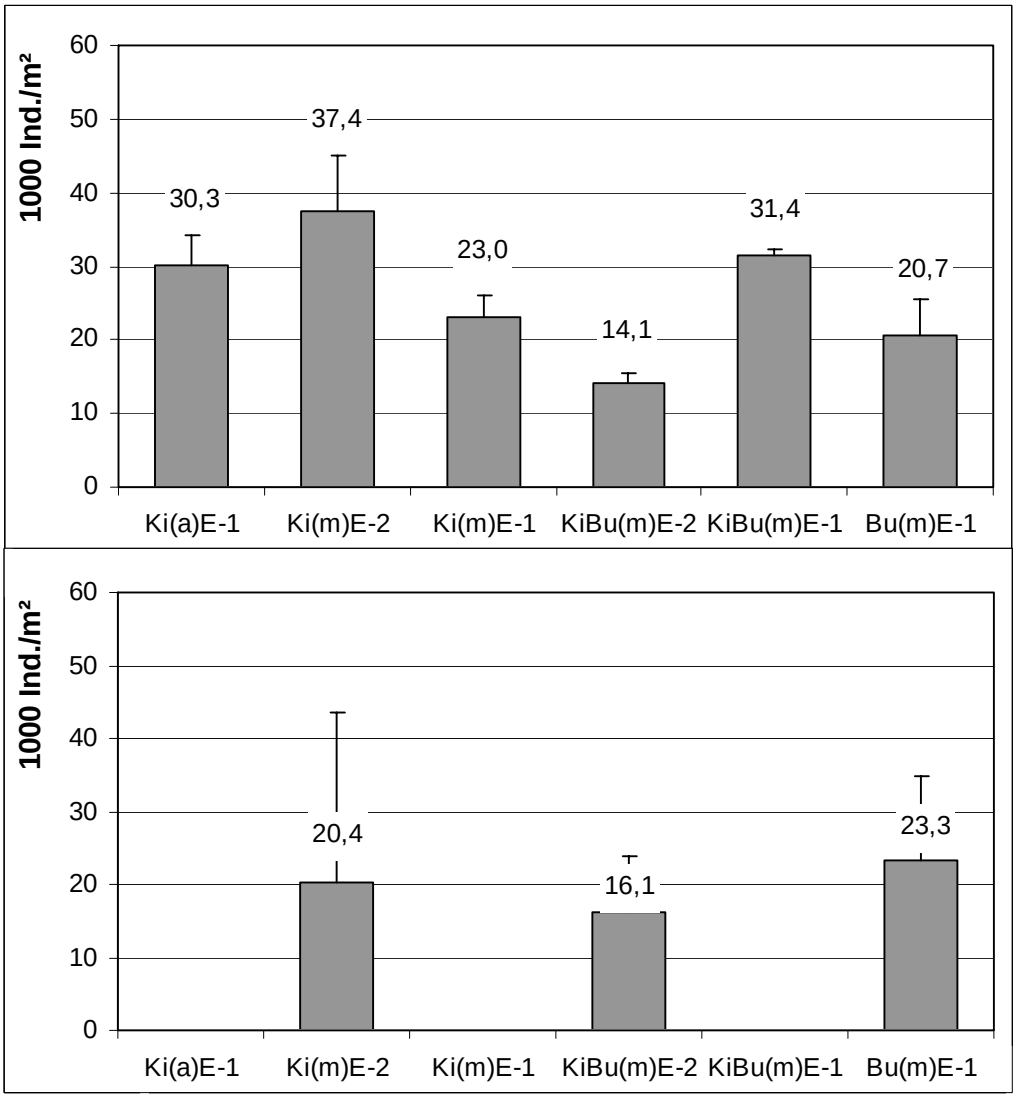


Abb. 75: Durchschnittliche, auf den verschiedenen Untersuchungsflächen in **Eberswalde** erfasste Individuendichten der Collembola aus dem Jahr 2000 (*oben*) und 2001 (*unten*).

Im Standort Eberswalde zeigte in beiden Jahren der Mischbestand auf Böden mittlerer Nährstoffstufe (KiBu(m)E-2) die niedrigsten Individuendichten (Abb. 75). Im Jahr 2000 waren die Unterschiede zwischen den Flächen statistisch signifikant ($\chi_r^2 = 30{,}028$; $P < 0{,}001$). Dabei waren die Dichten auf den Flächen KiBu(m)E-2 signifikant niedriger als auf allen anderen Flächen außer Ki(m)E-1 und Bu(m)E-1 ($0{,}01 > P < 0{,}001$). In diesem Jahr wurden die höchsten Dichten im Kiefer-Reinbestand Ki(m)E-2 (auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung) vorgefunden, v.a. aufgrund der hohen Dichten der häufigsten Art (*Parisotoma notabilis*). Sie waren signifikant höher als denen auf KiBu(m)E-2 ($P < 0{,}001$)

und Bu(m)E-1 ($P< 0,05$). Im Jahr 2001 wies KiBu(m)E-2 ebenfalls die niedrigsten Dichten der drei untersuchten Flächen auf, die höchsten Dichten wurden aber im Gegensatz zum Vorjahr im Buche-Reinbestand registriert (Abb. 75, unten). In diesem Jahr waren die Unterschiede jedoch aufgrund der große Variabilität der Dichten v.a. im Kiefer-Reinbestand statistisch nicht signifikant ($\chi_r^2 = 2,545$; $P > 0,05$).

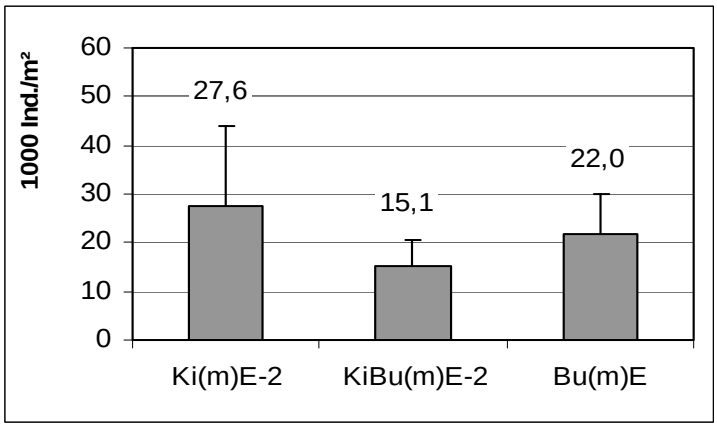


Abb. 76: Durchschnittliche, in den zwei Hauptuntersuchungs-jahren erfasste Individuendichten der Collembola in den ergleichbaren Bestandstypen der Chronosequenz aus **Eberswalde**.

Wurden bei diesem Standort die Ergebnisse der verschiedenen, vergleichbaren Bestandstypen (diejenigen auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung) aus den zwei Untersuchungsjahren zusammengefasst, zeigten sich hoch-signifikante Unterschiede zwischen den Individuendichten der einzelnen Flächen ($\chi_r^2 = 16,186$; $P < 0,001$; Abb. 76). Dabei wies der Mischbestand niedrigere Dichten auf als der Kiefer- ($P < 0,001$) und der Buche-Reinbestand ($P < 0,05$). Die Unterschiede zwischen den Kiefer- und Buche-Reinbeständen waren nicht signifikant.

Bei einer Betrachtung des Einflusses der Nährstoffversorgung der Böden können nur die Kiefer-Rein- und Kiefer/Buche-Mischbestände miteinander verglichen werden, bei denen Flächen auf Böden mittlerer und kräftiger Nährstoffversorgung untersucht wurden. Insgesamt war keine Auswirkung der Nährstoffversorgung zu erkennen ($\chi_r^2 = 1,709$; $P > 0,05$), da die zwei Bestandstypen widersprüchliche Resultate zeigten. In den Kiefer-Reinbeständen wurden auf den Böden mittlerer Nährstoffstufe signifikant höhere Dichten vorgefunden ($\chi_r^2 = 6,231$; $P = 0,05$), während die Mischbestände höhere Dichten bei kräftigerer Nährstoffvorsorgung aufweisen ($\chi_r^2 = 18,880$; $P < 0,001$, vgl. Abb. 75, oben).

Im Müritz Nationalpark wurden in den zwei Untersuchungsjahren unterschiedliche Flächenkombinationen untersucht. Trotzdem zeigten sich bei den Individuendichten ähnliche Verhältnisse zwischen Flächen, die in beiden Jahren untersucht wurden, so dass die Resultate zumindest in der Tendenz als allgemeiner Parameter der Chronosequenz angesehen werden können. In beiden Jahren wies der Buche-Reinbestand (Bu(m)M-1) die höchsten Dichten auf

(Abb. 77). Nur die Resultate von 2000 waren statistisch signifikant ($\chi_r^2 = 23{,}081$; $P < 0{,}001$; 2001: $\chi_r^2 = 6{,}315$; $P > 0{,}05$). Die niedrigsten Dichten wurden in beiden Jahren im älteren Mischbestand (KiBu(a)M-1) vorgefunden. Ansonsten zeigten der junge Kiefer-Reinbestand sowie (2001) der zweite ältere Mischbestand (KiBu(a)M-2) vergleichsweise niedrige Dichten. Bei einem Vergleich der Bestandstypen können nur ähnliche Flächen (mittleren Alters) verglichen werden, die aus verwaltungstechnischen Gründen seitens des Nationalparks nur im Jahr 2001 gemeinsam untersucht werden konnten. Hierbei wies der Mischbestand auch an diesem Standort die niedrigsten Dichten auf (Abb. 78). Die Unterschiede waren jedoch statistisch nicht signifikant ($\chi_r^2 = 1{,}814$; $P > 0{,}05$). Auch ein Vergleich der Individuendichten der unterschiedlichen Bestandsalter (bei Kiefer-Reinbeständen und Mischbeständen) brachte keinen erkennbaren Einfluss zu Tage. In beiden Bestandstypen wurden so gut wie keine Unterschiede festgestellt (Kiefer-Reinbestand: ($\chi_r^2 = 0{,}002$; $P > 0{,}05$; Mischbestand: ($\chi_r^2 = 0{,}038$; $P > 0{,}05$; vgl. Abb. 77 unten).

Bei einer gemeinsamen Betrachtung der verschiedenen Bestandstypen der zwei Standorte2 wurden hoch-signifikante Unterschiede festgestellt ($\chi_r^2 = 14{,}664$; $P < 0{,}001$). Dabei wiesen die Mischbestände signifikant niedrigere Individuendichten auf (Abb. 79). Die Unterschiede zwischen den Kiefer- und Buche-Reinbeständen waren statistisch nicht signifikant.

Auf den verschiedenen Flächen wurden zwischen 26 und 38 Arten nachgewiesen. Im Jahr 2000 wurden insgesamt 67 Arten nachgewiesen, während im Jahr 2001 59 Arten festgestellt wurden ($F(1{,}377) = 6{,}207$; $P = 0{,}013$). Etwas mehr Arten wurden im Müritz Nationalpark (67) als auf den Flächen bei Eberswalde (58) festgestellt ($F(1{,}377) = 6{,}538$; $P = 0{,}011$). Dabei waren die erfassten Artenzahlen in den einzelnen Untersuchungsjahren in Eberswalde deutlich unterschiedlicher als im Müritz Nationalpark (Abb. 80). Dies liegt jedoch daran, dass in Eberswalde deutlich weniger Flächen im zweiten Jahr als im Jahr davor untersucht wurden, während im Müritz Nationalpark erheblich mehr Flächen im zweiten Jahr beprobt wurden. Insgesamt lagen die festgestellten Artenzahlen auf den unterschiedlichen Flächen bei Eberswalde deutlich enger beisammen als auf denjenigen im Müritz Nationalpark (vgl. Abb. 81 und 83).

2 Hierbei wurden nur replizierte Flächen verglichen: Bestände mittleren Alters und auf Böden mittlerer Nährstoffstufe.

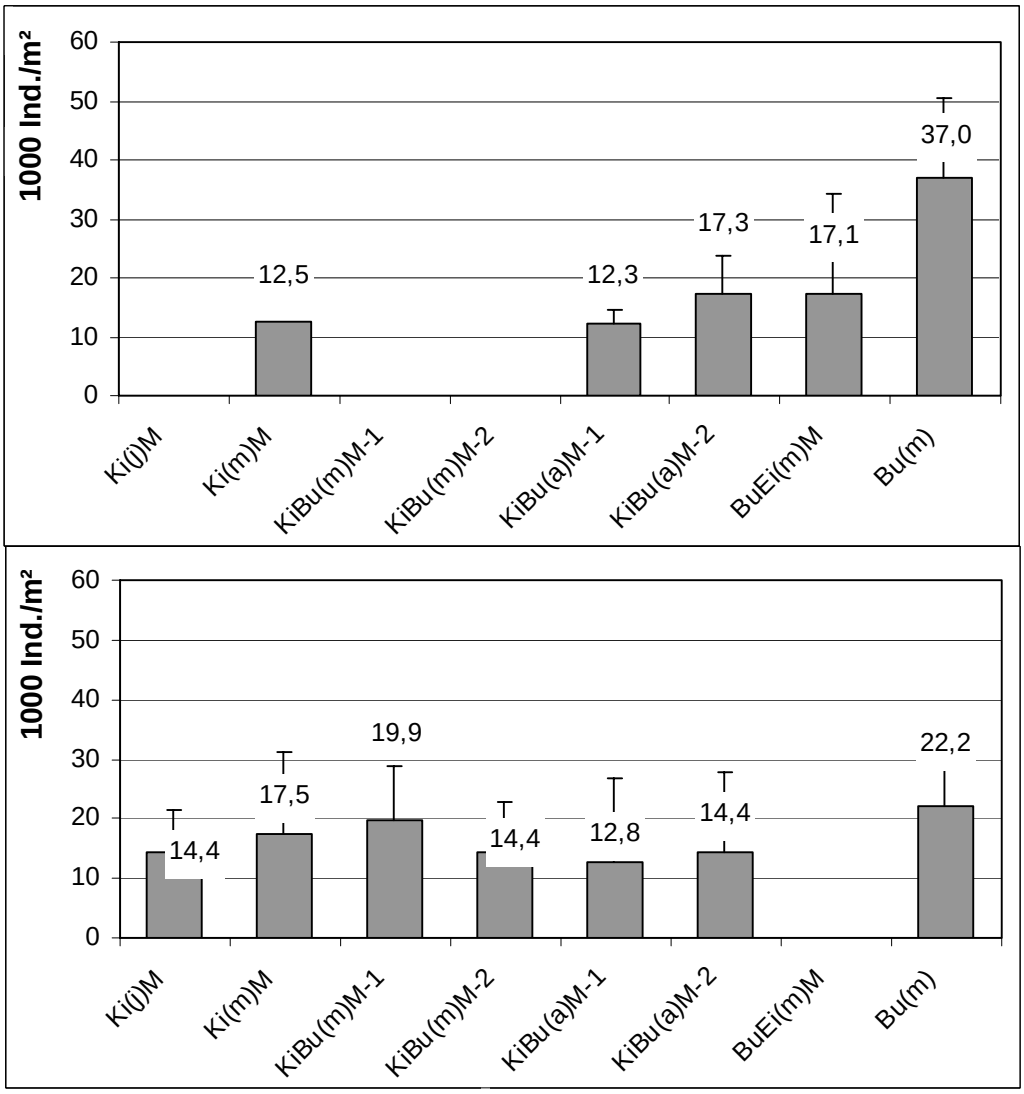


Abb. 77: Durchschnittliche, auf den verschiedenen Untersuchungsflächen im **Müritz Nationalpark** erfasste Individuendichten der Collembola aus dem Jahr 2000 (*oben*) und 2001 (*unten*).

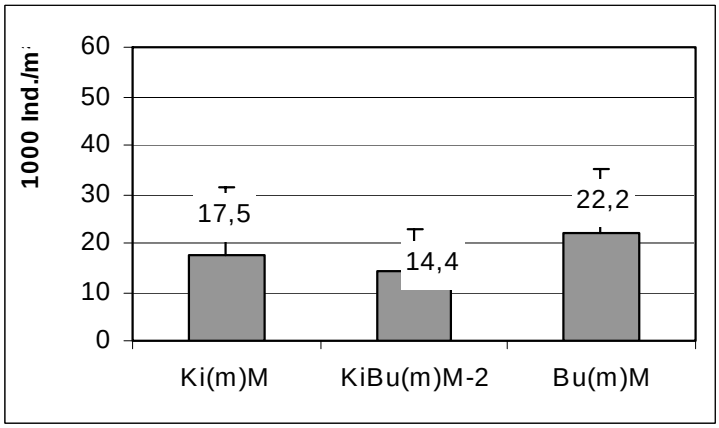


Abb. 78: Durchschnittliche erfasste Individuendichten der Collembola in den vergleichbaren Bestandstypen der Chronosequenz aus dem **Müritz Nationalpark**. Daten nur aus dem Jahr 2001, da die vergleichbaren Bestände nur in diesem Jahr gemeinsam untersucht werden konnten.

In Eberswalde wurden die wenigsten Arten auf den Kiefer-Rein- und Kiefer/Buche-Mischbeständen mittlerer Nährstoffstufen (Ki(m)E-2 und KiBu(m)E-2) nachgewiesen (Abb. 81). Die höchsten Artenzahlen wurden auf den Flächen mit Böden kräftigerer

Nährstoffversorgung (Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-1) sowie dem Naturwaldreservat (Ki(a)E-1) festgestellt. In beiden Jahren waren die Unterschiede statistisch signifikant (2000: $\chi_r^2 = 16{,}299$; $P < 0{,}001$; 2001: $\chi_r^2 = 8{,}428$; $P < 0{,}01$). Dabei wiesen v.a. die Mischbestände mittlerer Nährstoffversorgung (KiBu(m)E-2) signifikant weniger Arten auf als Ki(m)E-1, KiBu(m)E-1 oder Ki(a)E-1 (im Jahr 2000) bzw. als der Buche-Reinbestand (Bu(m)E-1) im Jahr 2001. Dies ist insofern bemerkenswert, als in beiden Jahren der Kiefer-Reinbestand Ki(m)E-2 noch weniger Arten insgesamt als KiBu(m)E-2 aufwies, die niedrigeren Artenzahlen auf Ki(m)E-2 erwiesen sich gegenüber den anderen Flächen jedoch als statistisch nicht signifikant. Dies liegt daran, dass die Gesamtartenzahlen alle Arten darstellt, die im Verlauf eines Untersuchungsjahrs nachgewiesen wurden; demgegenüber wurde die statistische Auswertung mit der Anzahl Arten pro Probe durchgeführt. Dabei waren die durchschnittlichen Arten pro Probe in den Mischbeständen am niedrigsten (Abb. 82). Damit kamen auf den Mischbeständen zwar insgesamt mehr Arten als auf den Kiefer-Reinbeständen vor; sie waren allerdings unregelmäßiger verteilt, so dass pro Probe weniger Arten gemeinsam auftraten. Bei den zusammengefassten Daten beider Jahre waren die Unterschiede der Artenzahlen auf den Flächen, die die replizierte Chronosequenz repräsentieren, hochsignifikant ($\chi_r^2 = 12{,}439$; $P < 0{,}001$), wobei v.a. der Mischbestand signifikant weniger Arten als der Buche-Reinbestand aufwies (vgl. Abb. 81 und 82). Der Kiefer-Reinbestand zeigte mittlere Artenzahlen; die Unterschiede waren im Vergleich zu den beiden anderen Flächen statistisch nicht signifikant. Bezüglich der Nährstoffversorgung wurden auf den kräftigeren Böden signifikant mehr Arten als auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung ($\chi_r^2 = 8{,}087$; $P < 0{,}05$; Vgl. Abb. 81) ermittelt. Diese Unterschiede waren am stärksten auf den Mischbeständen ausgeprägt ($\chi_r^2 = 8{,}481$; $P < 0{,}05$).

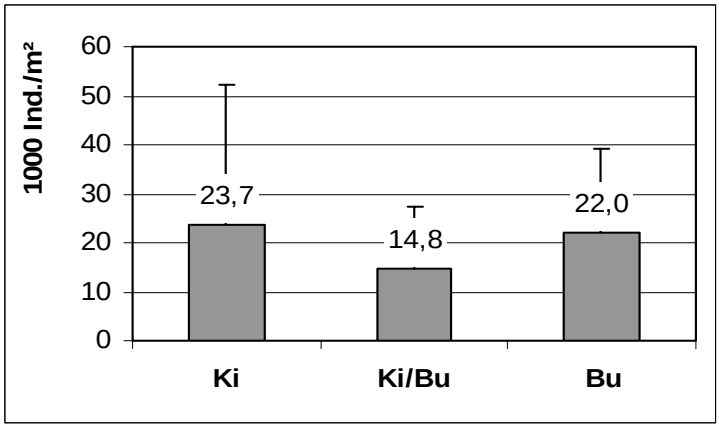


Abb. 79: Durchschnittliche, zusammengefasste Individuendichten der Collembola der replizierten Bestandstypen der Chronosequenz aus **Eberswalde** und **Müritz Nationalpark**. Daten aus 2000 (Eberswalde) und 2001 (MNP und Eberswalde).

Im Müritz Nationalpark wurden auf den einzelnen Untersuchungsflächen Gesamtartenzahlen zwischen 27 und 38 festgestellt (Abb. 83). Die höchsten Artenzahlen wurden auf dem Buche-

Reinbestand (2000 und 2001) sowie dem Buche/Eiche-Mischbestand (2000) und dem jungen Kiefer-Reinbestand (2001) nachgewiesen. Die Unterschiede waren statistisch signifikant (2000: $\chi_r^2 = 17{,}085$; $P < 0{,}001$; 2001: $\chi_r^2 = 21{,}462$; $P < 0{,}001$), wobei v.a. der Buche-Reinbestand signifikant höhere Artenzahlen als die älteren Mischbestände aufwies. Die relativen Verhältnisse der Artenzahlen der einzelnen Flächen untereinander waren in beiden Jahren ähnlich. Lediglich der Kiefer-Reinbestand mittleren Alters zeigte größere Schwankungen zwischen den Jahren. Dies lag jedoch v.a. daran, das im ersten Untersuchungsjahr diese Fläche lediglich im Sommer und nicht zu allen Terminen beprobt wurde. Wurden nur die vergleichbaren Bestandstypen (die Bestände mittleren Alters) betrachtet, waren die Unterschiede in den Artenzahlen signifikant ($\chi_r^2 = 11{,}747$; $P < 0{,}001$), wobei v.a. der Mischbestand signifikant weniger Arten pro Probe als der Buche- ($P < 0{,}001$) und der Kiefer-Reinbestand ($P = 0{,}05$) zeigte. Bezüglich der Alter der Bestände wurden keinen signifikanten Unterschiede in den Artenzahlen festgestellt (Kiefer-Bestände: $\chi_r^2 = 0{,}259$; $P > 0{,}05$; Mischbestände: $\chi_r^2 = 0{,}967$; $P > 0{,}05$).

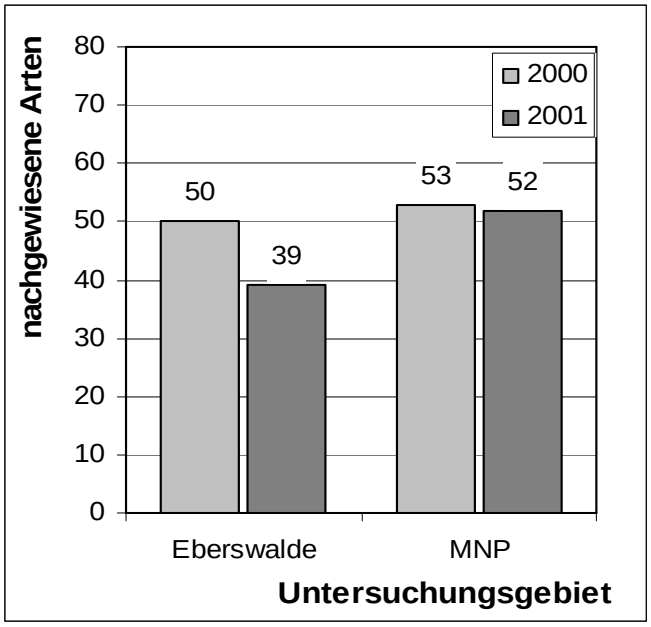


Abb. 80: Gesamtanzahl nachgewiesener Arten aus den zwei Untersuchungsgebieten.

Bei einer Zusammenfassung der Daten der replizierten Flächen beider Standorte können wieder signifikante Unterschiede in den Artenzahlen der Bestandstypen konstatiert werden ($\chi_r^2 = 11{,}185$; $P < 0{,}001$). Dabei zeigten die Buche-Reinbestände signifikant höhere Artenzahlen als sowohl die Mischbestände ($P < 0{,}01$) als auch die Kiefer-Reinbestände ($P < 0{,}05$). Die Unterschiede zwischen den Kiefer-Rein- und Kiefer/Buche-Mischbeständen waren nicht signifikant.

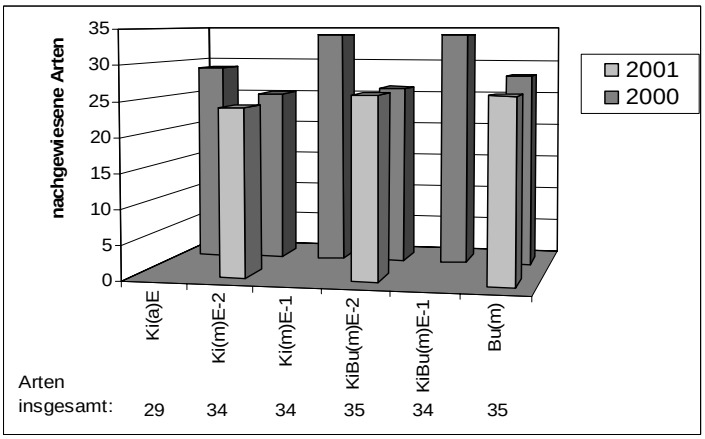


Abb. 81: Gesamtanzahl der auf den verschiedenen Untersuchungsflächen in **Eberswalde** nachgewiesenen Arten. Angaben für beide Hauptuntersuchungsjahre.

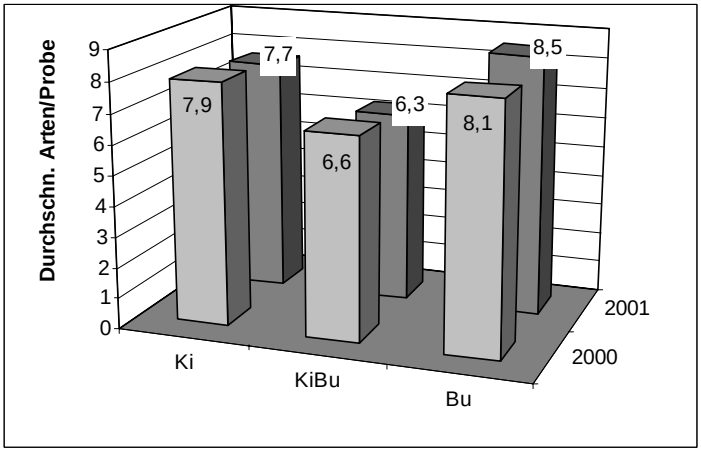


Abb. 82: Durchschnittliche Anzahl Arten pro Probe für die vergleichbaren Bestandstypen der Chronosequenz in **Eberswalde**.

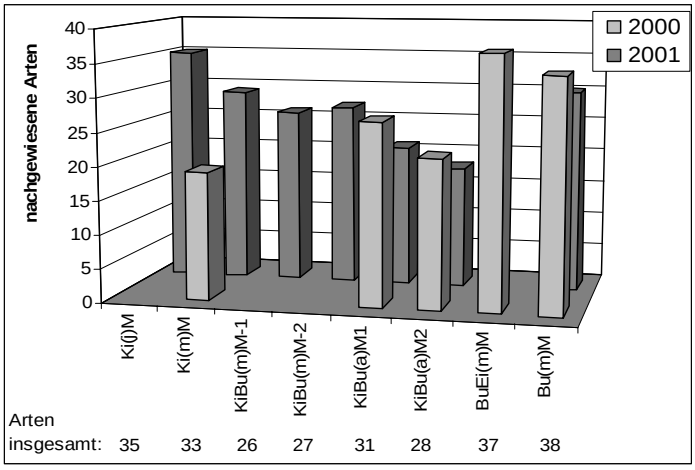


Abb. 83: Gesamtanzahl der auf den verschiedenen Untersuchungsflächen im **Müritz Nationalpark** nachgewiesenen Arten. Angaben für beide Hauptuntersuchungsjahre.

Darstellung der Collembolenfauna der einzelnen Flächen

Eberswalde

Das Naturwaldreservat, **Ki(a)E-1**, wurde nur im Jahr 2000 untersucht. Die Collembolen wurden hier im Verlauf des Jahres in Individuendichten zwischen 26.800 und 34.600 Ind./m² bei einem jährlichen Durchschnitt von 30.300 Ind./m² vorgefunden. Insgesamt 29 Arten wurden hier nachgewiesen; bei den einzelnen Terminen wurden regelmäßig zwischen 22 und 23 Arten erfasst.

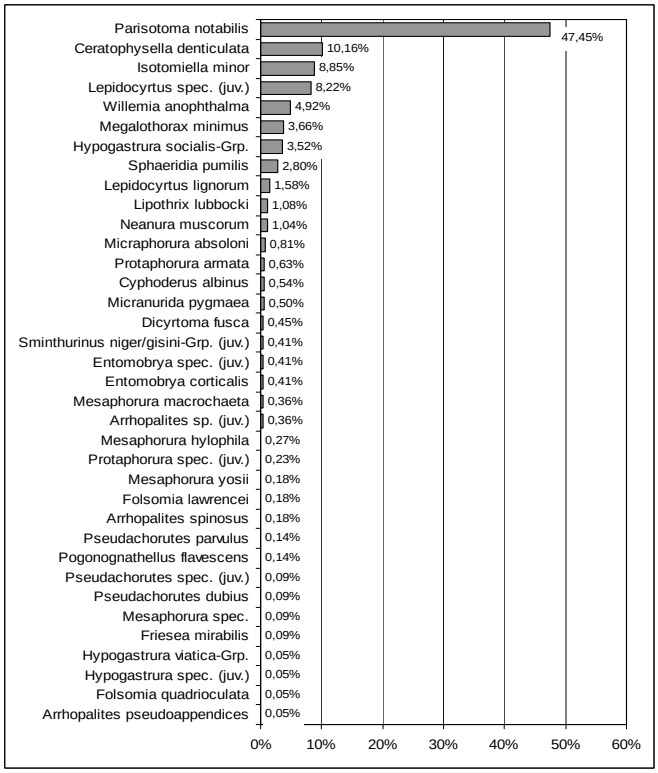




Abb. 84 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Naturwaldreservats von Eberswalde (**Ki(a)E-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.
Abb. 85 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Kieferreinbestandes auf Böden kräftigerer Nährstoffversorgung von Eberswalde (**Ki(m)E-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.

Die häufigste Art stellte *Parisotoma notabilis* dar, die knapp 50% aller erfassten Individuen dieser Fläche ausmachte (Abb. 84). Sie wurde in einer Konstanz von 100% (d.h. in allen Proben) erfasst. Als dominante und eukonstante Arten wurden ansonsten *Ceratophysella denticulata* (in 100% der Proben), *Isotomiella minor* (89% Konstanz) und *Lepidoycrtus* spp.(v.a. *L. lignorum*; 72% Konstanz) erfasst. Sie kamen jedoch in weit weniger individuenreichen Populationen als *P. notabilis* vor. Relativ individuenreich und/oder weit

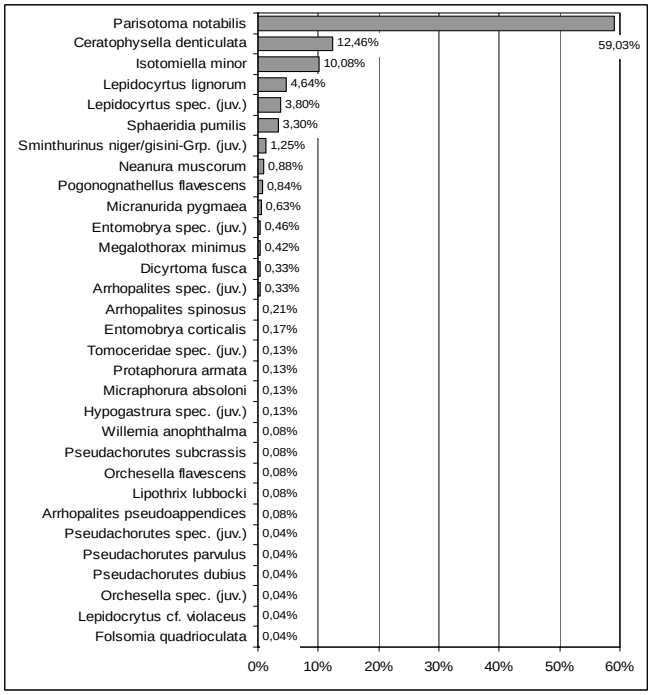
verbreitet wurden außerdem *Willemia anophthalma* (33% Konstanz) und *Megalothorax minimus* (56% Konstanz) vorgefunden. Diese beiden Arten kamen auf Ki(a)E-1 in ihren individuenreichsten Populationen aller Eberswalder Flächen vor. Auch *Sphaeridia pumilis* kam zwar rezedent, aber in 61% Konstanz auf dieser Fläche vor. Diese Art wurde in stärkeren Individuenzahlen eher in Beständen mit Kiefer vorgefunden.

Die Collembola des Kiefer-Reinbestands auf kräftigeren Böden, **Ki(m)E-1**, wurden ebenfalls nur im Jahr 2000 bearbeitet. In diesem Jahr wurden die Collembola bei den verschiedenen Terminen in vergleichsweise gleichmäßigen Individuendichten zwischen 21.000 und 26.600 Ind./m² festgestellt (Durchschnitt: 23.000 Ind./m²). Insgesamt 34 Arten wurden hier nachgewiesen. Pro Termin wurden hier zwischen 20 und 24 Arten erfasst. Gemeinsam mit der Fläche KiBu(m)E-1 war dies die höchste erfasste Artenzahl im Jahr 2000. Bei den anderen Flächen wurden nur so viele Arten nachgewiesen, wenn sie über zwei Jahre beprobt wurden.

Wieder kam hier *P. notabilis* als häufigste Art mit über 50% aller Individuen und in jeder Probe (= 100% Kontanz) vor (Abb. 85). *S. pumilis* kam nur auf dieser Fläche dominant vor und stellte hier die zweithäufigste Art dar. Diese Art kam auf allen Flächen mit Kiefer-Bestockung regelmäßig und hier in etwas individuenreicherer Population vor. Ihre hohe Dominanz auf dieser Fläche ergab sich daraus, dass andere, sonst dominante Arten in weniger individuenreichen Populationen als auf anderen Flächen auftraten. Ansonsten wurden auch hier die gleichen dominanten Arten wie auf allen Kiefer-Reinbeständen (*I. minor*, *C. denticulata*) vorgefunden. Alle diese Arten wurden in hohen Konstanzen (> 60% aller Proben) festgestellt. Interessant ist die Tatsache, dass auf dieser Fläche auch *M. minimus* in relativ hohen Dominanzen und Konstanzen (50%) auftrat. Sie war sonst so individuenreich nur auf Ki(a)E-1 und z.T. auch dem Buche-Reinbestand.

Auf dem Kiefer-Reinbestand auf Böden mittlerer Nährstoffstufe, **Ki(m)E-2**, wurden die Collembola sowohl 2000 als auch 2001 untersucht. Im Jahr 2000 wurden die Collembola hier in Individuendichten zwischen 31.000 und 46.100 Ind./m² bei einem jährlichen Durchschnitt von 37.400 Ind./² erfasst. Die höchsten Individuendichten wurden im Frühjahr registriert. Im Jahr 2001 wurden Individuendichten zwischen 6.700 und 52.500 Ind./m² (Durchschnitt für 2001: 20.400 Ind./m²) festgestellt. Die höchsten Dichten in diesem Jahr wurden im Sommer erfasst, wobei starke Einbrüche der Dichten im Herbst festgestellt wurden. Insgesamt wurden auf dieser Fläche 34 Arten nachgewiesen, 25 im Jahr 2000 und 24 im darauffolgenden Jahr. Bei den einzelnen Terminen wurden zwischen 11 und 20 Arten registriert; die höchsten Artenzahlen wurden im Herbst 2000 und Sommer 2001 festgestellt.

Als häufigste Art wurde wieder *P. notabilis* erfasst, die knapp 60% aller Individuen im Jahr 2000 (Abb. 86) und 50% im Jahr 2001 (Abb. 87) darstellte. Sie kam in beiden Jahren in hoher Konstanz (in allen bzw. fast allen Proben) vor. Dominant wurden sonst *C. denticulata* und *I. minor* festgestellt. Während diese drei Arten bei allen Terminen im Jahr 2000 individuenreich vorkam (*C. denticulata* v.a. im Frühjahr), wurden sie im Jahr 2001 alle am zahlreichsten im Sommer vorgefunden. Sie erfuhren alle starke Zusammenbrüche der Populationen im Herbst 2001, weshalb die Gesamtdichten auf dieser Fläche stark abnahmen.



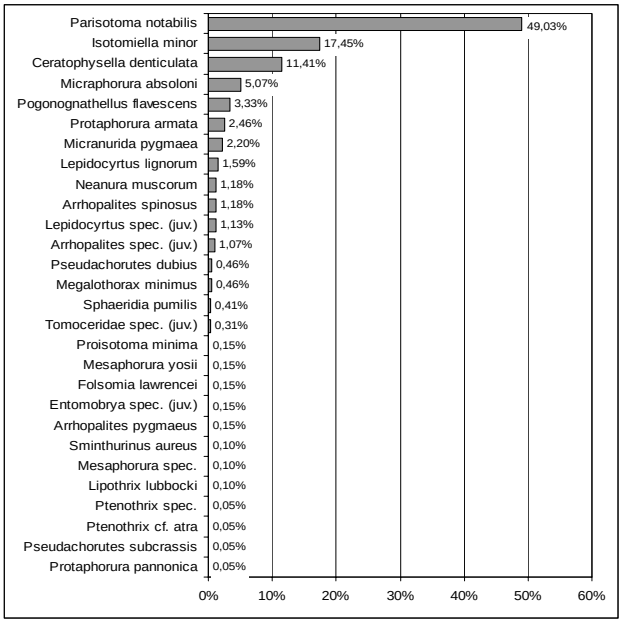
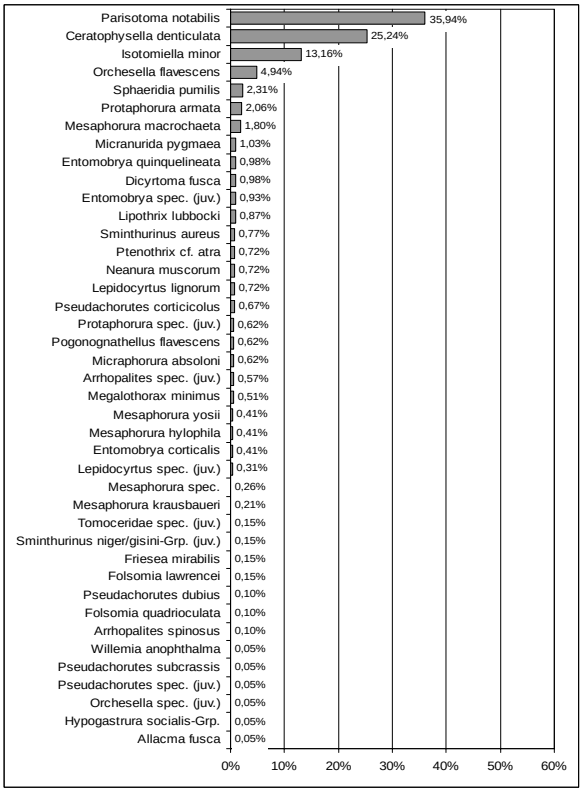


Abb. 86 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Kieferreinbestandes auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung von Eberswalde (**Ki(m)E-2**). Ergebnisse des Jahres **2000**.
Abb. 87 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Kieferreinbestandes auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung von Eberswalde (**Ki(m)E-2**). Ergebnisse des Jahres **2001**.

Im Jahr 2000 kam außerdem *Lepidocyrtus* spp. (v.a. *L. lignorum*) individuenreich vor. Im Jahr 2001 wurde sie nicht so zahlreich festgestellt, obwohl sie in hoher Konstanz erfasst wurde. Statt ihrer wurde 2001 *M. absoloni* subdominant erfasst. Sie kam jedoch in starken Populationen nur im Sommer vor, v.a. in einer Probe; d.h. hier wurde eine Aggregation dieser Art erfasst. Im Jahr davor wurde diese Art nur in vereinzelten Individuen registriert. Ähnliches kann über die 2001 ebenfalls subdominant auftretende *P. armata* (aus der gleichen Unterfamilie) gesagt werden. Sie wurde aus einer Aggregation in der gleichen Probe im Sommer festgestellt. Sonst konstant in beiden Jahren waren z.B. *P. flavescens*, *M. pygmaea* und z.T. *N. muscorum*. Alle diese Arten waren auf den verschiedenen Untersuchungsflächen

relativ weit verbreitet. Im Jahr 2000 wurden Symphypleonen wie *S. pumilis* relativ individuenreich festgestellt, die allerdings 2001 nur als vereinzelte Individuen, aber trotzdem relativ konstant auftraten.

Die Collembola des Mischbestands auf kräftigerem Boden, **KiBu(m)E-1**, wurden im Jahr 2000 bearbeitet. Die Collembola dieser Fläche zeigten im Jahresverlauf sehr stabile Individuendichten zwischen 30.400 und 31.500 Ind./m² (bei einem jährlichen Durchschnitt von 31.400 Ind./m²). Diese waren die zweithöchsten Dichten im Standort Eberswalde. Zwischen 17 und 25 Arten (insgesamt 34 Arten) wurden nachgewiesen. Diese Werte stellten die höchsten in Eberswalde in einem Jahr erfasste Artenzahl dar.



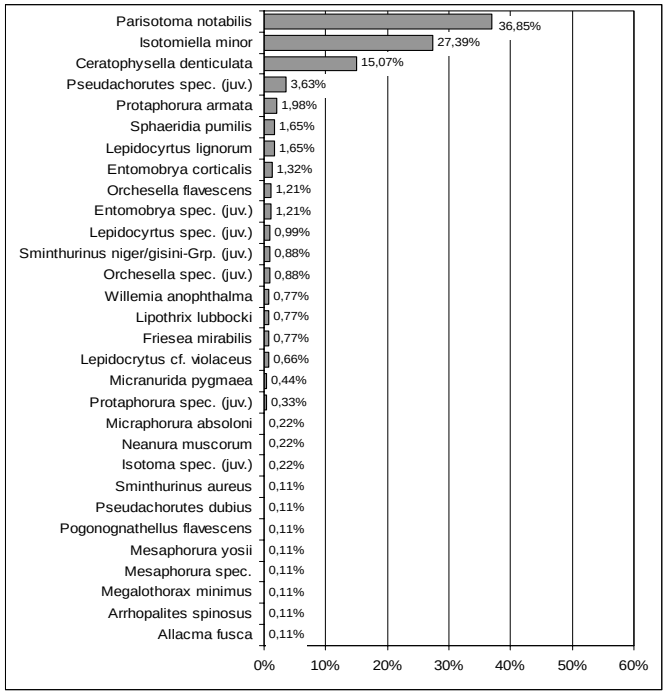
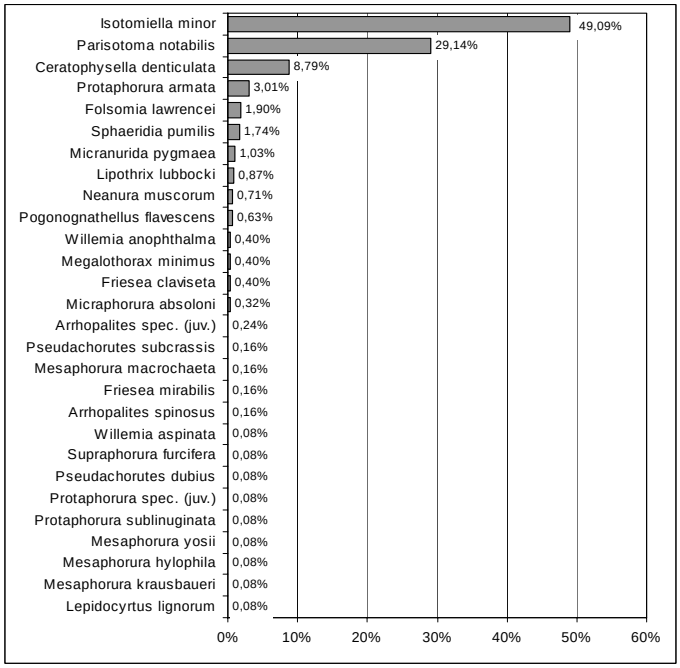


Abb. 88 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Kiefer/Buche-Mischbestandes auf Böden kräftigerer Nährstoffversorgung von Eberswalde (**KiBu(m)E-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.
Abb. 89 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Kiefer/Buche-Mischbestandes auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung von Eberswalde (**KiBu(m)E-2**). Ergebnisse des Jahres **2000**.

Die häufigsten Arten waren wie bei den anderen Flächen mit Kiefer-Bestockung *P. notabilis*, *C. denticulata* und *I. minor* (Abb. 88). Alle diese Arten kamen in hohen Dominanzen vor; allerdings wurde *P. notabilis* nicht in so hohen Dominanzen wie auf den reinen Kiefer-Beständen vorgefunden. Die Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft dieser Fläche war daher die am ausgeglichensten aller Flächen mit Kiefer-Bestockung. Wie auch auf den

anderen Flächen mit Kiefer-Bestockung traten auch hier *S. pumilis* und *P. armata* relativ individuenreich und in hoher Konstanz (> 50% aller Proben) auf. Auf dieser Fläche wurde außerdem *Orchesella flavescens* in relativ hohen Dichten vorgefunden. Diese Art wurde nur in Kiefer-Rein- und Mischbeständen vorgefunden und kam auf dieser Fläche in den höchsten Dichten jedoch nur in 1/3 der Proben vor.

Der zweite Mischbestand (allerdings auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung), **KiBu(m)E-2**, wurde wiederum in beiden Untersuchungsjahren beprobt. Die erfassten Individuendichten auf dieser Fläche waren in beiden Jahren relativ ähnlich: 14.100 Ind./m² im Jahr 2000 und 16.100 Ind./m²im Jahr 2001. Diese stellten jeweils die niedrigsten Dichten der Untersuchungsflächen im Standort Eberswalde dar. Im Jahr 2000 blieben die Dichten relativ konstant zwischen 12.500 und 15.300 Ind./m², mit den höchsten Abundanzen im Sommer. Im Jahr 2001 kamen die Collembola in Dichten zwischen 8.700 und 23.700 vor. Die höchsten Dichten wurden ebenfalls im Sommer festgestellt, allerdings wurden danach starke Einbrüche im Herbst festgestellt. Insgesamt 35 Arten wurden hier erfasst, in beiden Untersuchungsjahren jeweils 26 (bei einzelnen Termine zwischen 13 und 20 Arten).



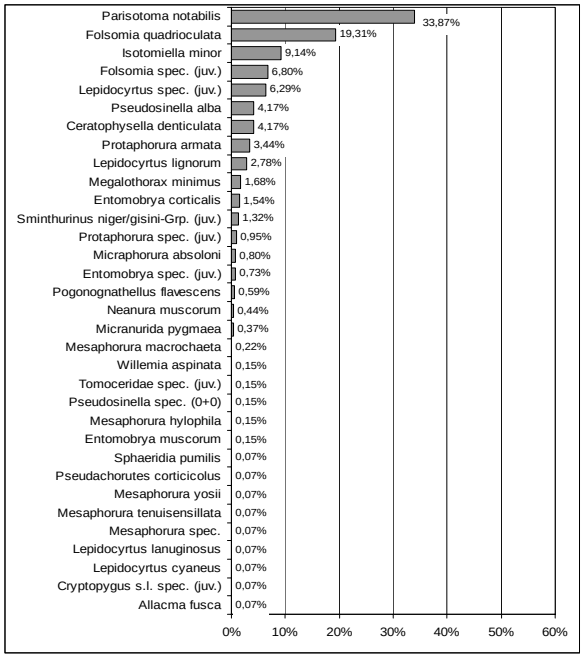


Abb. 90 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Kiefer/Buche-Mischbestandes auf Böden mittlerer Nährstoffversorgung von Eberswalde (**KiBu(m)E-2**). Ergebnisse des Jahres **2001**.
Abb. 91 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Buchereinbestandes von Eberswalde (**Bu(m)E-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.

Die häufigste Art dieser Fläche war im Jahr 2000 wieder *P. notabilis*. Sie stellte hier etwas über 35% aller Individuen dar (Abb. 89). Die nächst häufigsten Arten, *I. minor* und

C. denticulata kamen ebenfalls in relativ hohen Dominanzen vor (über 15% bzw. 25%), so dass diese Fläche in diesem Jahr vergleichsweise ausgeglichene Dominanzstrukturen aufwies. Dies lag v.a. daran, dass *P. notabilis* hier nicht so individuenstarke Populationen aufbaute wie auf den Kiefer-Reinbeständen, während *I. minor* und *C. denticulata* in vergleichbaren Dichten wie auf den anderen Flächen vorkamen.

Im Jahr 2001 kam hier *I. minor* als häufigste Art mit knapp 50% aller Individuen vor (Abb. 90). Diese Art nahm 2001 auf allen Flächen stark zu. Zwar nahmen die Abundanzen der anderen Arten (z.B. *P. notabilis*) auf dieser Fläche auch zu, aber nicht in so starkem Maß wie *I. minor*, weshalb diese ausnahmsweise als häufigste Art auftrat. Ansonsten kam auch in diesem Jahr *C. denticulata* als drittdominanteste Art vor. Alle diese Arten wurden in fast jeder Probe (= bis 100% Konstanz) erfasst. Aufgrund der hohen Dominanzen von *I. minor* in diesem Jahr war die Dominanzstruktur nicht so ausgeglichen wie im Vorjahr.

In beiden Jahren kam außerdem *P. armata* vergleichsweise individuenreich und konstant vor, ebenfalls *F. lawrencei* im Jahr 2001. Während *P. armata* relativ weit verbreitet innerhalb der Untersuchungsfläche auftrat (in >50% der Proben in beiden Jahren), wurde *F. lawrencei* v.a. in nur einer Probe (Aggregation) vorgefunden. *P. armata* wurde in vergleichbaren Dichten auch auf den anderen Flächen festgestellt (am stärksten v.a. auf Flächen mit Buche-Bestockung), aber aufgrund der niedrigeren Dichten der anderen Arten auf dieser Fläche kam sie hier in erhöhten Dominanzen vor. *F. lawrencei* war sporadisch auf allen Flächen zu finden (allerdings etwas häufiger im Standort Müritz Nationalpark), ihre Feststellung in einer Aggregation im Frühjahr führte jedoch zu ihren erhöhten (erfassten) Dichten auf dieser Fläche.

Der Buche-Reinbestand, **Bu(m)E-1**, wurde in beiden Jahren untersucht. Die Collembola wurden hier in Individuendichten von mittlerem Niveau (20.700 Ind./m² in 2000 und 23.300 Ind./m² in 2001) registriert. Bei den einzelnen Terminen wurden sie in Abundanzen zwischen 15.800 und 36.900 Ind./m² vorgefunden. Insgesamt 35 Arten wurden auf dieser Fläche nachgewiesen, 28 in 2000 und 26 in 2001. Bei einzelnen Terminen wurden zwischen 14 und 21 Arten erfasst. Abgesehen von den Flächen auf K-Standorten (Ki(m)E-1 und KiBu(m)E-1) stellten diese Zahlen die höchsten Artenzahlen in beiden Jahren dar.

Die häufigste Art dieser Fläche war wie bei allen anderen Flächen *P. notabilis* (Abb. 91 und 92). Sie kam auf dieser Fläche allerdings in den zweit-niedrigsten Dichten der Eberswalder Flächen vor. Ihre Dominanzen in der Gemeinschaft fielen entsprechend niedriger aus. In beiden Untersuchungsjahren stellte ihr Dominanz hier die niedrigste aller Flächen dar.

Besonders im Jahr 2000 war die Dominanzstruktur der Collembola dieser Fläche vergleichsweise ausgeglichen und die homogenste aller Flächen.

Die zweithäufigste Art war im Jahr 2000 *Folsomia quadrioculata*, die auch 2001 dominant vorkam. Außer mit sporadischen Individuen auf anderen Flächen war diese Art fast nur auf dem Buche-Reinbestand zu finden. Sie trat hier relativ konstant auf (jeweils in >50% der Proben). Außerdem dominant (oder fast dominant) waren Arten wie *Pseudosinella alba* oder *M. minimus*. In den entsprechenden Jahren kamen sie weit verbreitet auf der Untersuchungsfläche vor (in >70% bzw. >60% der Proben). *M. minimus* wurde auf dieser Fläche in ihren höchsten Dichten (neben Ki(a)E-1) vorgefunden; *P. alba* wurde nur hier nachgewiesen.

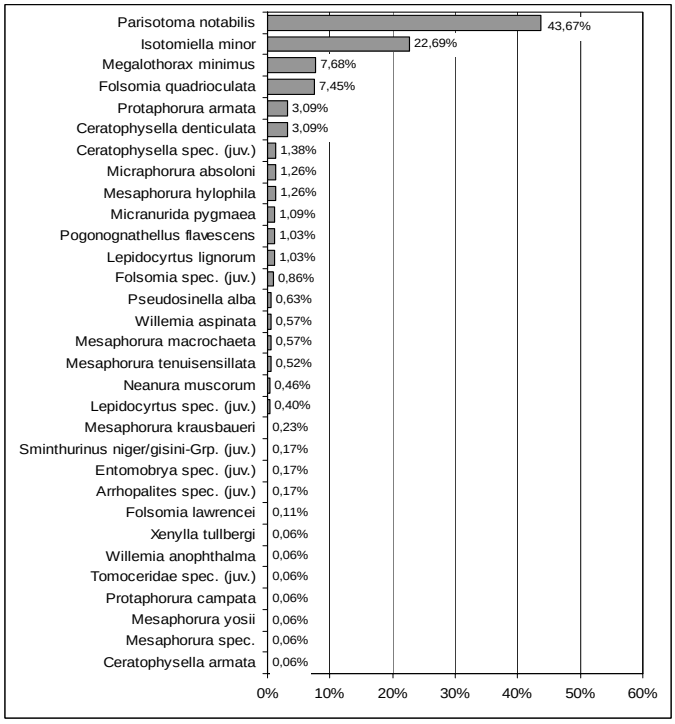




Abb. 92 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft des Buchereinbestandes von Eberswalde (**Bu(m)E-1**). Ergebnisse des Jahres **2001**.
Abb. 93 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des jüngeren Kieferreinbestandes vom Müritz Nationalpark (**Ki(j)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2001**.

Müritz Nationalpark

Der junge Kiefer-Reinbestand, **Ki(j)M-1**, wurde nur im Jahr 2001 untersucht. Auf dieser Fläche wurden relativ niedrige Individuendichten festgestellt: bei den einzelnen Terminen zwischen 8.100 und 22.100 Ind./m² und im Durchschnitt 14.400 Ind./m². Starke Einbrüche der Dichten wurden im Sommer beobachtet. Dies steht im Gegensatz zu den meisten anderen Flächen, wo im Sommer 2001 die höchsten Dichten registriert wurden. Insgesamt wurden 35

Arten erfasst, was in diesem Jahr die höchste nachgewiesene Artenzahl im Standort Müritz Nationalpark darstellt. Bei den einzelnen Terminen wurden zwischen 19 und 29 Arten festgestellt.

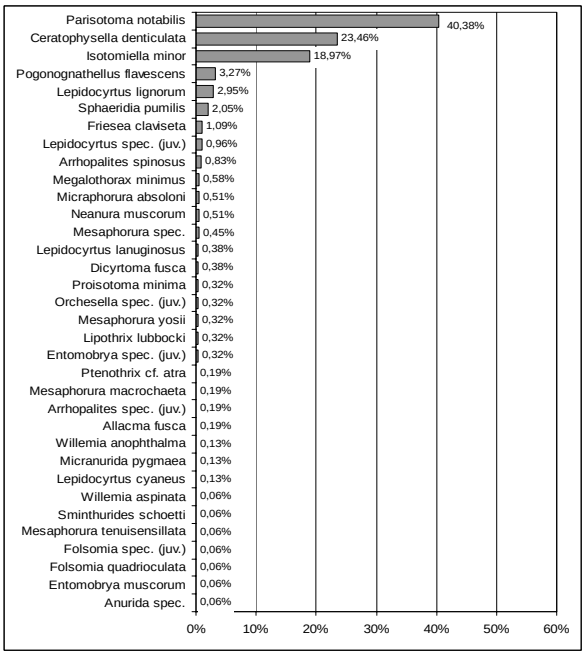
Vergleichsweise ausgeglichene Dominanzstrukturen können für diese Fläche konstatiert werden (Abb. 93). Wie auf allen Flächen mit Kiefer-Bestockung kam *P. notabilis* als häufigste Art vor. Obwohl mehrere Arten niedrige Sommerabundanzen (bzw. ausgeprägte Frühjahrs- oder Herbstmaxima) zeigten, können die starken Abundanz-Einbrüche dieser Art im Sommer als Hauptursache der niedrigen Gesamtdichten im Sommer angesehen werden. Lediglich die nächsten drei dominantesten Arten (*F. quadrioculata*, *I minor*, *L. lignorum*) wiesen individuenreiche Populationen durch das ganze Jahr auf. Alle diese Arten kamen auch konstant (in mind. 50% der Proben) vor.

Bemerkenswert bei diesen Arten ist das starke Vorkommen von *F. quadrioculata*. Sie war sonst (wie auch auf den Eberswalder Flächen) in so hohen Individuenzahlen nur in den Buche-Reinbeständen zu finden. Gleichermaßen interessant waren die sehr niedrigen Individuendichten von *C. denticulata*, die sonst sehr individuenreich in den Beständen mit Kiefer-Bestockung vorkam. Als weitere Ausnahme für die Untersuchungsflächen sind das z.T. individuenreiche Vorkommen von z.B. *B. parvula* oder *Bourletiella* spec. zu sehen. *B. parvula* wurde sogar konstant in 50% der Proben vorgefunden. Diese Arten sind eher Offenland- als Waldarten. Demgegenüber bildeten auch auf dieser Fläche *S. pumilis* oder *S. aureus* vergleichsweise starke Populationen. Diese Arten wurden v.a. in Beständen mit Kiefer-Bestockung individuenreich beobachtet.

Der Kiefer-Reinbestand mittleren Alters, **Ki(m)M-1**, wurde weitgehend nur 2001 untersucht. Aus verwaltungstechnischen Gründen seitens des Nationalparks konnte er im Jahr 2000 nur im Sommer beprobt werden. Die Fläche zeigte mittlere Individuendichten: bei den einzelnen Terminen zwischen 6.400 und 33.300 Ind./m² und einem jährlichen Durchschnitt im Jahr 2001 von 17.500 Ind./m². Sehr niedrige Individuendichten wurden hier im Herbst 2001 beobachtet, die durch abnehmende Individuenzahlen aller Arten verursacht wurden. Insgesamt wurden 33 Arten hier erfasst, 19 im Sommer 2000 und 29 im Jahr 2001. Zwischen 15 und 24 Arten wurden bei den einzelnen Terminen nachgewiesen. Diese Zahlen stellen ein mittleres Niveau für den Standort Müritz Nationalpark dar.

Die häufigsten Arten waren, wie üblich in Kiefer-Beständen, *P. notabilis*, *C. denticulata* und *I. minor* (Abb. 94). *P. notabilis* stellte >40% aller Arten dar; alle Arten kamen eukonstant vor (*P. notabilis* in allen Proben). Konstant (in mindestens 50% der Proben) und subdominant

oder mehr kamen außerdem *P. flavescens*, *L. lignorum* und *S. pumilis* vor. Im Sommer 2000 stellte hier *S. pumilis* sogar die 2. häufigste Art dar, was auf keiner anderen Fläche der Fall war. Obwohl alle diese Arten weitverbreitet im Untersuchungsgebiet zu finden waren, kamen v.a. *P. flavescens* und *S. pumilis* (wie auf den Eberswalder Flächen) mit ihren höchsten Dichten in den Beständen mit Kiefer-Bestockung vor.



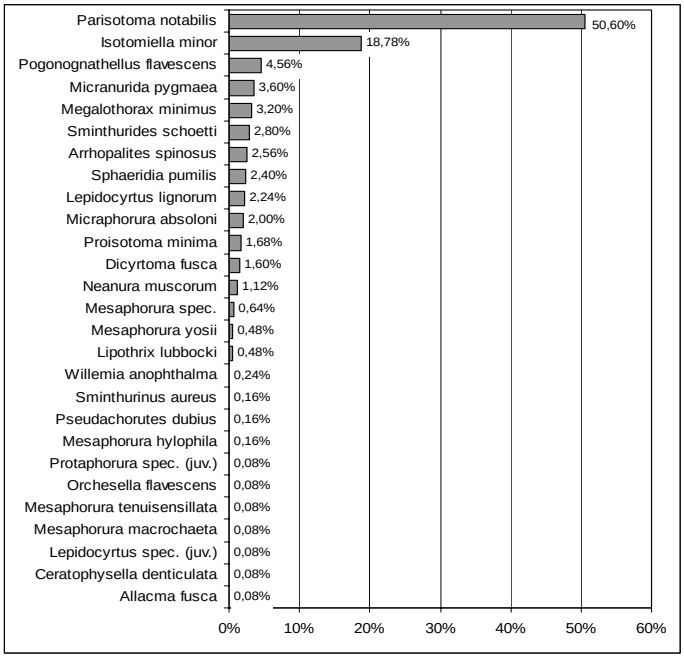


Abb. 94 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des Kieferreinbestandes mittleren Alters vom Müritz Nationalpark (**Ki(m)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2001**.
Abb. 95 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des ersten Kiefer/Buche-Mischbestandes mittleren Alters vom Müritz Nationalpark (**KiBu(m)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2001**.

Der erste Mischbestand, **KiBu(m)M-1**, wurde ebenfalls nur 2001 beprobt. Hier wurden für dieses Jahr mittlere durchschnittliche Individuendichten von 19.900 Ind./m² festgestellt, wobei Abundanzen zwischen 11.600 und 29.200 Ind./m² im Jahresverlauf erfasst wurden. Die Dichten sind um fast ein Drittel zwischen Sommer und Herbst zusammengebrochen. Insgesamt 26 Arten wurden erfasst, was auch ein mittleres Niveau für 2001 darstellt. Zwischen 14 und 21 Arten wurden bei den einzelnen Terminen nachgewiesen, die wenigsten im Herbst.

Stark schiefe Dominanzstrukturen wurden auf dieser Fläche beobachtet (Abb. 95). *P. notabilis* stellte >50% aller Individuen dar. Die einzige andere dominante Art war hier *I. minor*. Die weitverbreiteten Arten *P. flavescens* und *L. lignorum* kamen in hohen Konstanzen (>70% aller Proben) und relativ individuenreich vor. Bemerkenswert war die

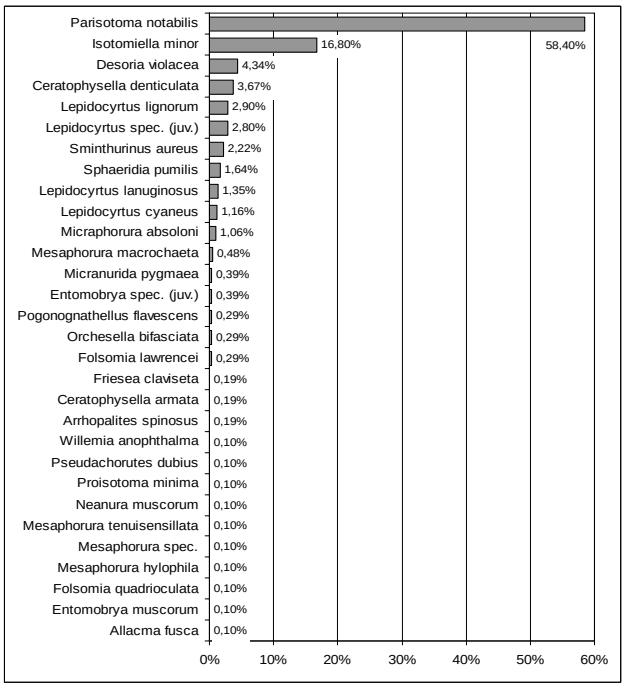
Tatsache, dass *C. denticulata*, die sonst meist dominant in Beständen mit Kiefer-Bestockung vorkam, auf dieser Fläche nur in wenigen Individuen vorgefunden wurde. Dafür kamen auf dieser Fläche Arten in hohen Konstanzen und Dominanzen vor, die auf anderen Flächen nicht so häufig vorkamen, v.a. *A. spinosus* oder *M. pygmaea*. Sie kamen zwar auf allen Flächen, aber in erhöhten Individuenzahlen v.a. in Mischbeständen vor und waren hier in ihrer höchsten Dichte zu finden. *M. minimus*, die sonst in älteren Misch- und Buche-Beständen individuenreich beobachtet wurde, wurde hier in relativ hohen Dominanzen aufgrund einer erfassten Aggregation in Sommer festgestellt.

Auch der zweite Mischbestand, **KiBu(m)M-2**, wurde nur 2001 beprobt. Er zeigte relativ niedrige Dichten von 8.400 bis 25.000 Ind./m² bei den einzelnen Termine (durchschnittlich 14.400 Ind./m²), wobei eine starke Abnahme der Abundanzen aller Arten im Herbst (auf unter die Hälfte der sonstigen Dichten) zu beobachten war. Insgesamt 27 Arten wurden hier nachgewiesen, bei den einzelnen Terminen zwischen 8 (im Herbst) und 22 Arten (im Frühjahr). Während sich die Artenzahlen im allgemeinen um ein mittleres Niveau für das Untersuchungsgebiet bewegten, stellten die Herbstzahlen die niedrigste überhaupt bei einem einzelnen Termin erfasste Anzahl an Arten dar.

Die Dominanzstruktur dieser Fläche war wieder stark inhomogen, wobei *P. notabilis* knapp 60% aller Individuen ausmachte (Abb. 96). Die einzige andere dominante Art war *I. minor*. Die sonstigen Arten kamen lediglich in geringen Dominanzen vor. Die häufigsten Arten waren weitgehend solche, die in Beständen mit Kiefer-Bestockung verstärkt vorkamen, z.B. *C. denticulata*, *L. lignorum*, *S. aureus* oder *S. pumilis*. Interessant ist das subdominante und konstante (knapp 60% aller Proben) Vorkommen von *D. violacea*, die sonst nur in Buche- und älteren Mischbeständen vorgefunden wurde, und zwar nur im Müritz Nationalpark, nicht aber in Eberswalde.

Der erste ältere Mischbestand, **KiBu(a)M-1**, wurde in beiden Untersuchungsjahren beprobt. In beiden Jahren zeigte diese Fläche die niedrigsten Individuendichten aller Flächen: 12.300 Ind./m² im Jahr 2000 und 12.800 Ind./m² im Jahr 2001. Bei den einzelnen Terminen wurden zwischen 2.800 (in Herbst 2001) und 30.000 Ind./m² (im Sommer 2001) erfasst. Die Individuendichten vom Herbst 2001 müssen als extrem niedrig angesehen werden und stellten lediglich einen Bruchteil der Dichten von wenigen Monaten zuvor dar. Verursacht wurden diese niedrigen Dichten durch Populationseinbrüche aller Arten, wobei viele Arten im Herbst 2001 überhaupt nicht registriert wurden. Demgegenüber waren die Dichten im Jahr 2000 im Jahresverlauf relativ konstant.

Insgesamt wurden 31 Arten erfasst, 27 im Jahr 2000 und 21 im Jahr 2001. Trotz der niedrigen Dichten stellen diese Zahlen im allgemeinen ein mittleres Niveau für das Gebiet dar. Bei den einzelnen Terminen wurden zwischen 9 (Herbst 2001) und 21 (mehrere Termine) Arten erfasst. Außer dem niedrigen erfassten Artenreichtum auf KiBu(m)2 sind die Herbst-2001 Werte dieser Fläche die niedrigsten aller Flächen.



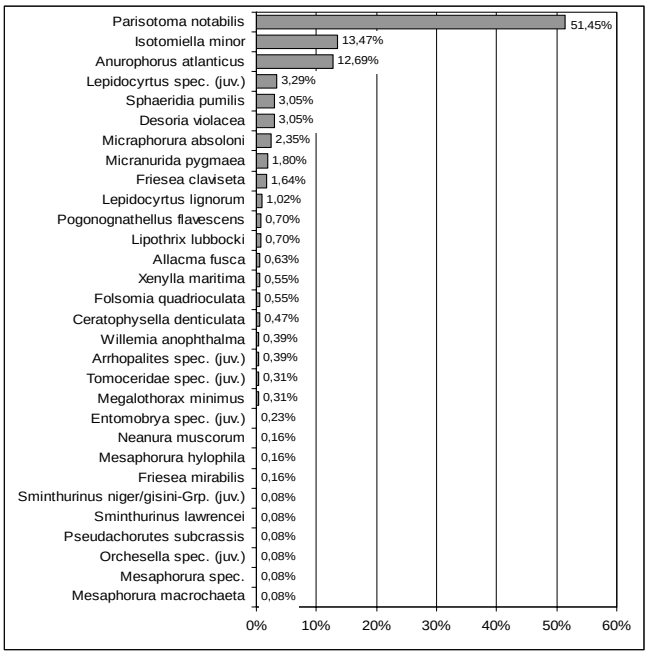
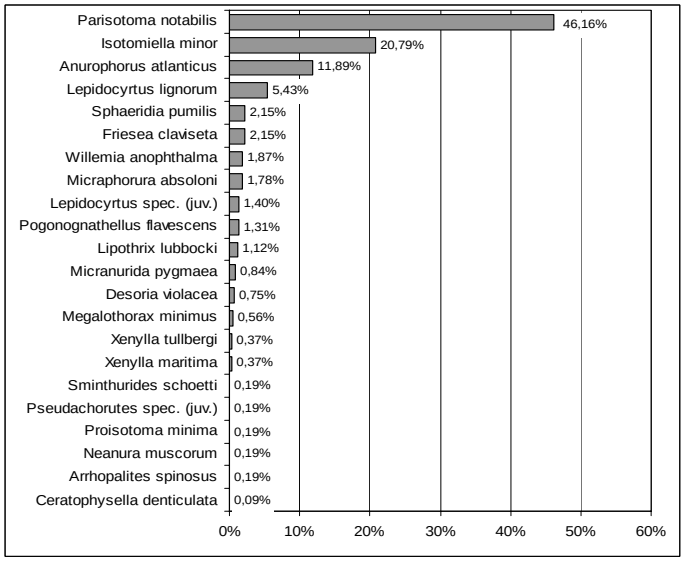


Abb. 96 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des zweiten Kiefer/Buche-Mischbestandes mittleren Alters vom Müritz Nationalpark (**KiBu(m)M-2**). Ergebnisse des Jahres **2001**.
Abb. 97 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des ersten älteren Kiefer/Buche-Mischbestandes vom Müritz Nationalpark (**KiBu(a)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.

Die Dominanzstrukturen waren in beiden Jahren auch relativ unausgeglichen (Abb. 97 und 98). *P. notabilis* stellte in beiden Jahren die häufigste Art mit >50% bzw. >45% aller Individuen dar. In beiden Jahren kamen die gleichen drei Arten dominant vor und zeigten dadurch relativ stabile Verhältnisse auf dieser Fläche. *I. minor* kam wie auf vielen anderen Flächen als zweithäufigste Art vor. Interessanterweise stellte *Anurophorus atlanticus* die dritthäufigste Art dar. Diese Art war nur in den Buche-Rein- bzw. den älteren Mischbeständen zu finden und wurde auf der Fläche hier in ihren höchsten Dichten festgestellt. Rezedent, aber in hohen Konstanzen wurden außerdem „Kiefer-Arten" wie z.B. *L. lignorum* oder *S. pumilis* erfasst. Andererseits wurden hier Arten wie *D. violacea* (besonders im Jahr 2000) ermittelt, die v.a. in den Buche-Rein- und älteren Mischbeständen zu finden war. Im Jahr 2001 wurde auch *M. absoloni* relativ individuenreich festgestellt. Sie kam zwar auf allen Flächen vor, in ihren höchsten Dichten jedoch in den Buche-Rein- und älteren Mischbeständen.

Auch der zweite ältere Mischbestand, **KiBu(a)M-2**, wurde in beiden Jahren untersucht. Hier wurden 2001 durchschnittliche Individuendichten von 17.300 Ind./m² in 2000 und 14.400 Ind./m² erfasst. Diese Zahlen repräsentieren ein mittleres bis vergleichsweise niedriges Niveau für das Gebiet. Bei den einzelnen Terminen wurden Abundanzen zwischen 4.500 (im Herbst 2001) und 31.300 Ind./m² (im Sommer 2001) festgestellt. Die Werte vom Herbst 2001 sind ebenfalls sehr niedrig und stellen die zweitniedrigsten aller Flächen dar. Sie sind gegenüber dem Sommer 2001 stark zusammengebrochen, was umso bemerkenswerter ist, als die Dichten im Herbst 2000 sogar die höchsten Abundanzen dieser Fläche darstellten. Insgesamt wurden 29 Arten auf dieser Fläche nachgewiesen, 22 im Jahr 2000 und 18 im Jahr 2001. Regelmäßig wurden zwischen 10 und 16 Arten pro Termin erfasst. Diese Artenzahlen sind vergleichsweise sehr niedrig für alle im Rahmen dieses Projektes untersuchten Flächen.



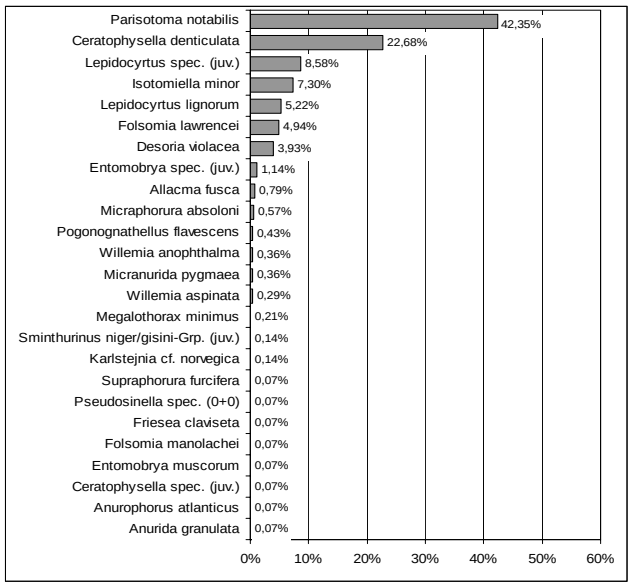


Abb. 98 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des ersten älteren Kiefer/Buche-Mischbestandes vom Müritz Nationalpark (**KiBu(a)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2001**.
Abb. 99 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des zweiten älteren Kiefer/Buche-Mischbestandes vom Müritz Nationalpark (**KiBu(a)M-2**). Ergebnisse des Jahres **2000**.

Die Dominanzstrukturen waren jedoch vergleichsweise ausgeglichen, mit 5 bzw. 6 dominanten und subdominanten Arten (Abb. 99 und 100). Die häufigsten drei Arten waren die auf den Flächen mit Kiefer-Bestockung üblichen Arten: *P. notabilis*, *C. denticulata* und *L. lignorum*. *P. notabilis* stellte knapp über 40% aller Individuen im Jahr 2000, aber „nur" 30% im Jahr 2001. Fast die gleichen Dominanzverhältnisse wies im Jahr 2001 *C. denticulata* auf. 2001 wurden daher die homogensten Dominanzstrukturen der zwei Jahre registriert. Interessant ist das rezedente Vorkommen von Arten wie *F. lawrencei*, *D. violacea*, und *M. absoloni*, die alle in relativ hohen Dominanzen und Konstanzen (oft über 50% der Proben)

in einem oder beiden Jahren auftraten. Dazu kam *W. anophthalma*, die besonders 2001 mit Vertretern in 50% der Proben konstant auftrat. Diese Arten kamen zwar z.T. auf allen Flächen vor, jedoch immer in stärkeren Individuendichten oder gar ausschließlich in den Buche- bzw. älteren Mischbeständen.

Der Buche/Eiche-Mischbestand, **BuEi(m)E-1**, wurde nur im Jahr 2000 beprobt. Dabei wurden durchschnittliche Individuendichten von 17.100 Ind./m² registriert. Sie bewegten sich somit im mittleren Niveau für das Gebiet und waren nur deshalb nicht höher, weil im Frühjahr relativ niedrige Abundanzen von 9.700 Ind./m² erfasst wurden. Sonst wurden Dichten zwischen 17.900 und 42.400 Ind./m² festgestellt. Der letztere Wert wurde im Herbst beobachtet und muss als recht hoch für die Untersuchungsflächen angesehen werden. Insgesamt 37 Arten wurden hier nachgewiesen, die die höchste erfasste Artenzahl in einem Jahr für das gesamte Untersuchungsgebiet darstellen. Bei den einzelnen Terminen wurden zwischen 20 und 25 Arten erfasst, was auch als recht hoch gelten kann.

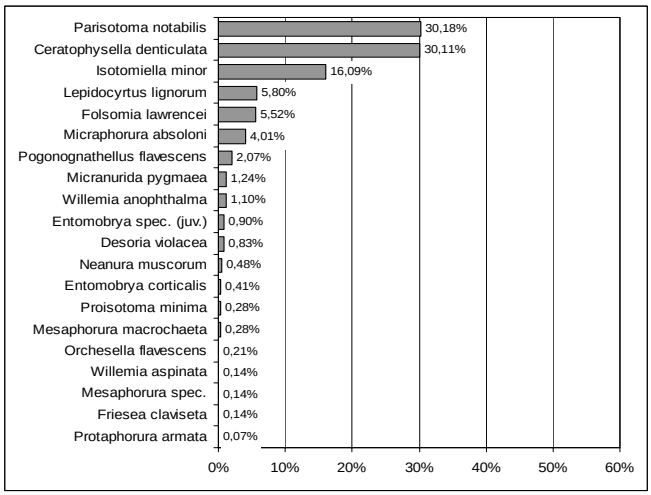


Abb. 100: Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des zweiten älteren Kiefer/Buche-Mischbestandes vom Müritz Nationalpark (**KiBu(a)M-2**). Ergebnisse des Jahres **2001**.

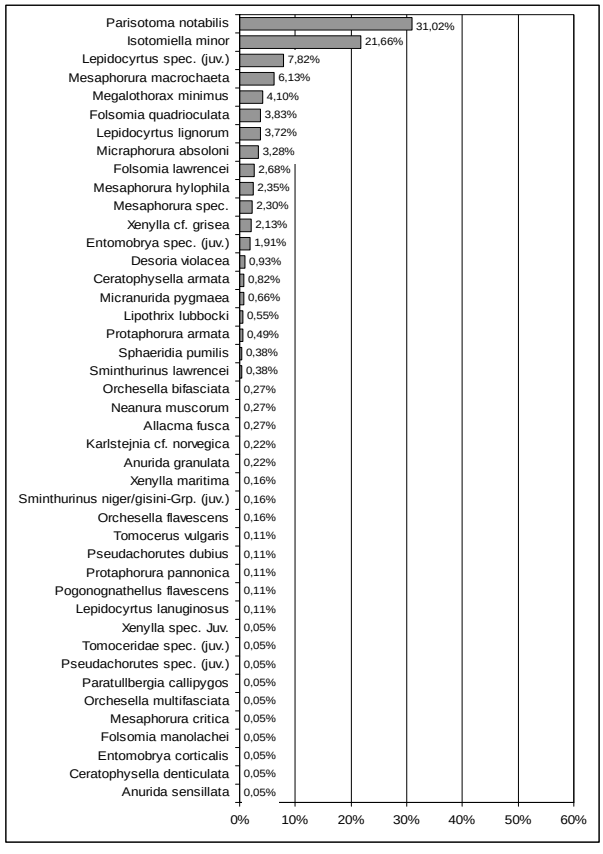


Abb. 101: Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des Buche/Eiche-Mischbestandes mittleren Alters vom Müritz Nationalpark (**BuEi(m)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.

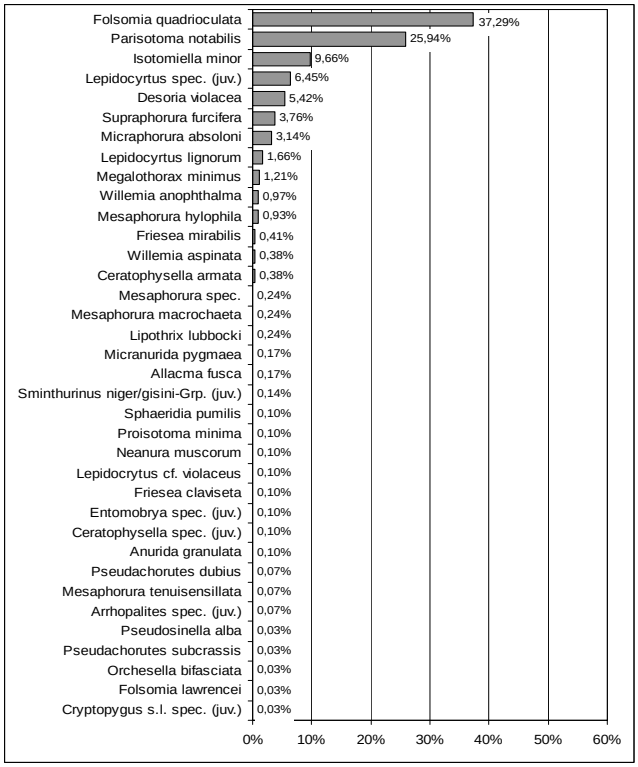
Die Dominanzstruktur der Gemeinschaft dieser Fläche war relativ ausgeglichen, obwohl nur vier Arten dominant bzw. subdominant auftraten. Die ausgeglichene Dominanzstruktur stammte daher, dass die zwei häufigsten Arten (*P. notabilis* und *I. minor*) nicht so individuenreiche Populationen wie auf Flächen mit Kiefer-Bestockung bildeten und hier

Dominanzen von etwas über 30 bzw. 20% erreichten (Abb. 101). *Lepidocyrtus* Arten (v.a. *L. lignorum*) stellten wie üblich die dritthäufigste Gruppe dar. Bemerkenswert ist das sehr individuenarme Vorkommen von *C. denticulata*, von der nur ein einziges Individuum erfasst wurde. Auf allen Flächen anzutreffen, aber auf dieser Fläche am individuenreichsten, kam als subdominante Art *Mesophorura macrochaeta* vor. Auch *M. hylophila* befand sich mit ihrer höchsten Dichte auf dieser Fläche. Individuenreich oder konstant kamen außerdem Arten wie beispielsweise *M. minimus*, *F. quadrioculata*, *M. absoloni* oder auch *F. lawrencei* vor. Wie oben schon erwähnt, traten diese Arten in ihren stärksten Populationen v.a. oder ausschließlich in Buche-Beständen auf. Diesbezüglich muss auch die Art *Ceratophysella armata* erwähnt werden, die *C. denticulata* hier wie in den Buche-Beständen ablöste.

Der Buche-Reinbestand, **Bu(a)M-1**, wurde in beiden Untersuchungsjahren beprobt. Hier wurden durchschnittliche Individuendichten von 37.000 (2000) bzw. 22.200 Ind./m² (2001) erfasst. In beiden Jahren stellte sie die höchste Individuendichten aller Flächen im Müritz Nationalpark dar. Bei den einzelnen Terminen kamen die Collembola in Dichten zwischen 15.200 und 52.900 Ind./m² vor. In beiden Jahren wurden die höchsten Dichten im Sommer (52.900 bzw. 39.200 Ind./m²) vorgefunden. Insgesamt 38 Arten (34 im Jahr 2000 und 30 im Jahr 2001) wurden auf dieser Fläche nachgewiesen. Das war die höchste Gesamtartenzahl der Müritzer Flächen und weit mehr als in den Eberswalder Flächen festgestellt wurden. In den einzelnen Jahren wurde hier jeweils die zweithöchste Anzahl erfasster Arten im Müritz Nationalpark ermittelt. Lediglich BuEi(m)M-1 wies im Jahr 2000 und Ki(j)M-1 im Jahr 2001 jeweils mehr Arten auf. Da diese Flächen nur in einem Jahr untersucht wurden, ist zu erwarten, dass die Gesamtartenzahlen auf diesen Flächen höher liegen. Bei den einzelnen Terminen wurden auf Bu(a)M-1 zwischen 16 und 23 Arten registriert, die für das Untersuchungsareal als vergleichsweise hoch gelten können.

In beiden Jahren wurden hier sehr ausgeglichene Dominanzstrukturen festgestellt (Abb. 102 und 103). Als einzelne Fläche war die häufigste Art hier nicht *P. notabilis*, obwohl sie als zweithäufigste Art ebenfalls dominant vorkam. Die häufigste Art stellte *F. quadrioculata* dar. Diese Art war weitgehend auf Flächen mit älterer Buche-Bestockung beschränkt. Dominant in beiden Jahren kam ebenfalls *I. minor* vor. Im Jahr 2001 kam außerdem *Supraphorura furcifera* dominant vor, obwohl sie 2000 nur rezedent auftrat. In beiden Jahren kam sie allerdings eukonstant vor (in >80% bzw. knapp 90% der Proben). Daher muss sie als charakteristisch für diese Fläche angesehen werden und wurde fast ausschließlich auf dem Buche-Reinbestand vorgefunden. Ebenfalls charakteristisch für diese Fläche aufgrund hoher Dominanzen oder Konstanzen waren *M. absoloni*, *W. anophthalma*, *D. violacea*, *W. aspinata*

und *C. armata*. Alle diese Arten zeigten ihren Verbreitungsschwerpunkt im Nationalpark auf Flächen mit älterer Buche-Bestockung.



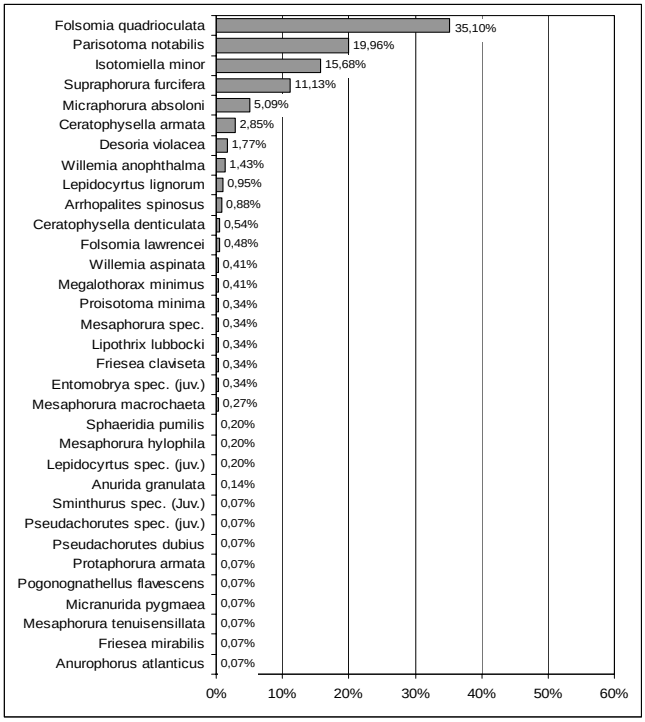


Abb. 102 (links): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des Buchereinbestandes mittleren Alters vom Müritz Nationalpark (**Bu(m)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2000**.
Abb. 103 (rechts): Durchschnittliche Dominanzstruktur der Collembolenzönose des Buchereinbestandes mittleren Alters vom Müritz Nationalpark (**Bu(m)M-1**). Ergebnisse des Jahres **2001**.

Die Diversitäten der Eberswalder Fläche zeigten im Jahr 2000 eine eindeutige Tendenz zu steigenden Werten von den Kiefer-Reinbeständen entlang der Chronosequenz zu den Buche-Reinbeständen (Abb. 104, oben). Lediglich die Collembola des Kiefer-Naturwaldreservats (Ki(a)E-1) wiesen innerhalb der Kiefer-Bestände vergleichsweise hohe Diversitäten auf. Der Buche-Reinbestand und der Mischbestand auf Böden kräftiger Nährstoffversorgung (Ki(m)E-1) zeigten die höchsten Diversitäten. Die Diversitäten aller Flächen waren signifikant voneinander unterschiedlich ($P < 0{,}001$). Lediglich die Diversitäten des Mischbestands auf Böden mittlerer Nährstoffstufe (KiBu(m)E-2) und des Kiefer-Reinbestands auf kräftigeren Böden (Ki(m)E-1) waren nicht signifikant voneinander unterschiedlich. Die Evenness-Werte (= % maximal möglicher Diversität) folgten den Diversitäten (Abb. 104). Diese Ergebnisse spiegeln v.a. die zunehmende Ausgeglichenheit der Dominanzstrukturen entlang der Chronosequenz (in Richtung Buche-Reinbestand) bzw. der abnehmenden Eudominanzen

einzelner Arten (v.a. *P. notabilis*) wider. Auf denjenigen Flächen mit den niedrigsten Diversitäten beherrschten einzelne Arten die gesamte Artengemeinschaft. Bezüglich der Nährstoffversorgung der Böden zeigten die kräftigeren Standorte immer höhere Diversitäten und Evenness-Werte als die Standorte mit mittlerer Nährstoffversorgung.

Im Jahr 2001 wurden teilweise abweichende Verhältnisse festgestellt (Abb. 104, unten). Alle Werte außer denen des Kiefer-Reinbestands nahmen gegenüber zum Vorjahr ab. Während die Collembola des Buche-Reinbestandes wieder die höchste Diversität und Evenness zeigten, waren die niedrigsten Werte in diesem Jahr auf dem Mischbestand zu finden. Alle Werte waren wieder hoch-signifikant voneinander unterschiedlich ($P < 0{,}001$). Die sinkenden Werte spiegeln die zunehmenden Dominanzen einzelner Arten wider (auf dem Mischbestand v.a. von *I. minor*), die im allgemeinen zu schieferen Dominanzstrukturen führten. Auf dem Kiefer-Reinbestand führten die erhöhten Individuendichten von *I. minor* allerdings zu weniger starken Dominanzen der häufigsten Art, *P. notabilis*, weshalb die Diversität auf dieser Fläche im Jahr 2001 anstieg.

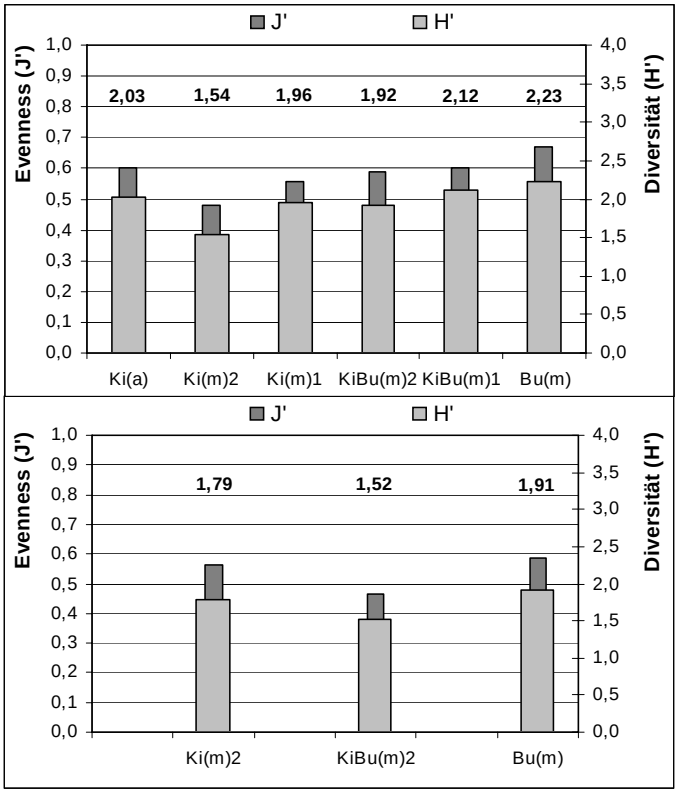


Abb. 104: Durchschnittliche Diversitäten (*H'*) und Evenness-Werte (*J'*) der erfassten Collembola-Gemeinschaften der verschiedenen Untersuchungsflächen in **Eberswalde**. Ergebnisse des Jahres 2000 (*oben*) und 2001 (*unten*).

Die Diversitäten der Flächen im Standort Müritz Nationalpark waren in den zwei Jahren konstanter. Im Jahr 2000 wurden auf dem Buche/Eiche-Mischbestand die höchsten Diversitäten festgestellt (Abb. 105, oben). Die niedrigsten Diversitäten wurden auf den älteren Kiefer/Buche-Mischbeständen beobachtet. Die Collembola-Gemeinschaften des Buche-Reinbestandes zeigten mittlere Diversitäten. Auf dem Kiefer-Reinbestand wurde zwar eine

vergleichsweise hohe Diversität registriert; dieser Wert basierte jedoch auf lediglich einem Beprobungstermin. Wiederum spiegelten die zunehmenden Diversitäten v.a. die relative Ausgeglichenheit der durchschnittlichen erfassten Dominanzstrukturen in den Beständen wider. Die Unterschiede in den Diversitäten waren in der Regel hoch signifikant ($P < 0{,}001$); lediglich die zwei Kiefer/Buche-Mischbestände zeigten unter einander keine signifikanten Unterschiede in der Diversität der Gemeinschaften.

Im Gegensatz zu den Eberswalder Flächen nahmen im Standort Müritz Nationalpark die Diversitäten im Jahr 2001 im Vergleich zum Vorjahr leicht zu (Abb. 105, unten). Dabei waren die Diversitäten der Collembola-Gemeinschaft auf dem jungen Kiefer-Reinbestand (Ki(j)M-1) am höchsten, die zudem höher als die aller Eberswalder Flächen ausfielen. Ansonsten zeigten die Gemeinschaften auf dem Buche-Reinbestand leicht höhere Diversitäten als alle übrigen Kiefer-Rein- und Mischbestände. Die niedrigsten Diversitäten wurden auf dem zweiten Kiefer/Buche-Mischbestand festgestellt. Die Unterschiede waren signifikant ($P < 0{,}001$). Die Evennesswerte folgten weitgehend den Diversitäten, mit der Ausnahme der Gemeinschaften der älteren Mischbestände, die vergleichsweise hohe Evennesswerte aufwiesen. Diese fielen sogar z.T. höher als die des Buchebestands aus. Die niedrigsten Werte waren auf den Kiefer-Rein- und Mischbeständen mittleren Alters zu finden.

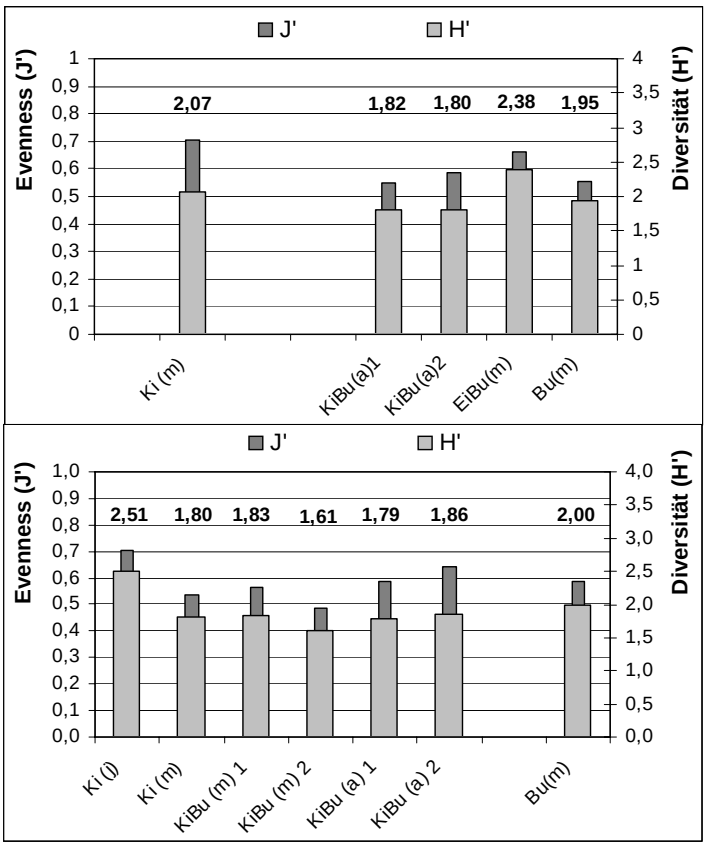


Abb. 105: Durchschnittliche Diversitäten (*H'*) und Evenness-Werte (*J'*) der erfassten Collembola-Gemeinschaften der verschiedenen Untersuchungsflächen im **Müritz Nationalpark**. Ergebnisse des Jahres 2000 (*oben*) und 2001 (*unten*).

Verteilung einzelner Arten bzw. Artengruppen

Es gab sehr wenige Arten, die ausschließlich auf dem einen oder anderen Bestandstyp vorkamen. Allerdings konnten anhand z.B. von Korrespondenzanalysen deutliche Unterschiede in den Verteilungsschwerpunkten einiger Arten aufgezeigt werden. Diese Ergebnisse konnten z.T. mittels statistischer Analysen der Dichten der einzelnen Arten bestätigt werden. Bei den Eberswalder Flächen trennten sich in den Korrespondenzanalyse (Abb. 106) v.a. die Arten, die am individuenreichsten im Buche-Bestand vorkamen (links im Bild), deutlich von Arten mit Verteilungsschwerpunkten auf Beständen mit Kiefer-Bestockung. Diese Trennung verlief v.a. entlang der ersten Achse im Diagramm. Diese Achse (Eigenwert: 0,195, $F = 10{,}376$, $P = 0{,}005$) „erklärte“ auch 75% der Varianz der kombinierten Arten/Umwelt-Daten. Die zweite Achse wies zwar einen sehr niedrigen Eigenwert (0,063) auf, erklärte jedoch die restlichen 25% der Datenvarianz und war trotzdem signifikant ($F = 7{,}027$, $P = 0{,}005$). Bei den Arten, die in der Analyse eine Affinität zur Buche-Bestockung zeigten, wurde lediglich *P. alba* ausschließlich auf dem Buche-Reinbestand vorgefunden. Viele anderen Arten zeigten jedoch signifikant höhere Dichten auf dem Buche-Reinbestand (Tabelle 13). Nur *P. armata* wurde in signifikant höheren Individuenzahlen sowohl auf dem Buche-Rein- als auch den Mischbeständen erfasst. Manche Arten (z.B. *M. macrochaeta*, *M. krausbaueri*, *M. hylophila*, *M. absoloni*) zeigten in der Korrespondenzanalyse eine Affinität für Buche-Bestockung (und kamen in ihren höchsten Dichten im Buche-Reinbestand vor), die Dichteunterschiede in den verschiedenen Bestandstypen waren jedoch nicht signifikant. Demgegenüber gab es mehrere Arten, die ausschließlich auf Beständen mit Kiefer-Bestockung festgestellt wurden. Lediglich *A. pseudoappendices* wurde ausschließlich auf den Kiefer-Reinbeständen nachgewiesen. Andere Arten kamen in zumindest signifikant höheren Dichten in den Beständen mit Kiefer-Bestockung vor (Tabelle 13). Interessant sind die Ergebnisse der sehr häufigen Arten *P. notabilis* und *C. denticulata*. Obwohl sie auf allen Flächen meist individuenreich vorkamen und sich in den Korrespondenzanalysen entsprechend nah am Ursprung der Achsen einordneten, zeigten ihre Dichten anhand der Varianzanalysen signifikant höhere Werte in den Kiefer-Beständen (bzw. Kiefer- und Mischbeständen) (Tabelle 13).

Tab. 13: Ergebnisse von Varianzanalysen einzelner Arten im Bezug auf ihre erfassten Individuenzahlen auf den verschiedenen Bestandstypen in **Eberswalde**. Weiterhin angegeben sind Hinweise auf Arten, die nur auf Flächen mit bestimmten Baumart-Bestockungen vorgefunden wurden.

	***F* (2,159)=**	**P**	
Arten mit Affinität zur Buche-Bestockung			
Pseudosinella alba	nur im Buche-Reinbestand		
Folsomia quadrioculata	61,288	< 0,001	Bu > Mi, Ki
Megalothorax minimus	9,112	< 0,001	Bu, (Ki*) > Mi
Mesaphorura tenuisensillata	8,987	< 0,001	Bu > Mi, Ki
Protaphorura armata	7,245	= 0,001	Bu, Mi > Ki
Willemia aspinata	5,095	= 0,007	Bu > Mi, Ki
Arten mit Affinität zur Kiefer-Bestockung			
Arrhopalitis pseudoappendices	nur in Kiefer-Reinbeständen		
Pseudoachorutes dubius	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Dicyrtoma fusca	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Pseudachorutes subcrassis	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Lipothrix lubbocki	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Friesea claviseta	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Friesea mirabilis	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Ptenothrix atra	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Sminthurinus aureus	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Arrhopalites spinosus	nur in Beständen mit Kiefer-Bestockung		
Sphaeridia pumilis	15,972	< 0,001	Ki (> Mi) > Bu
Ceratophysella denticulata	10,438	< 0,001	Ki, Mi > Bu
Parisotoma notabilis	9,768	< 0,001	Ki > Bu, Mi
Neanura muscorum	3,465	= 0,034	Ki > Bu, Mi

* nur aufgrund hoher Individuenzahlen (in einem aggregierten Vorkommen) auf dem Naturwaldreservat (Ki(a)E-1)

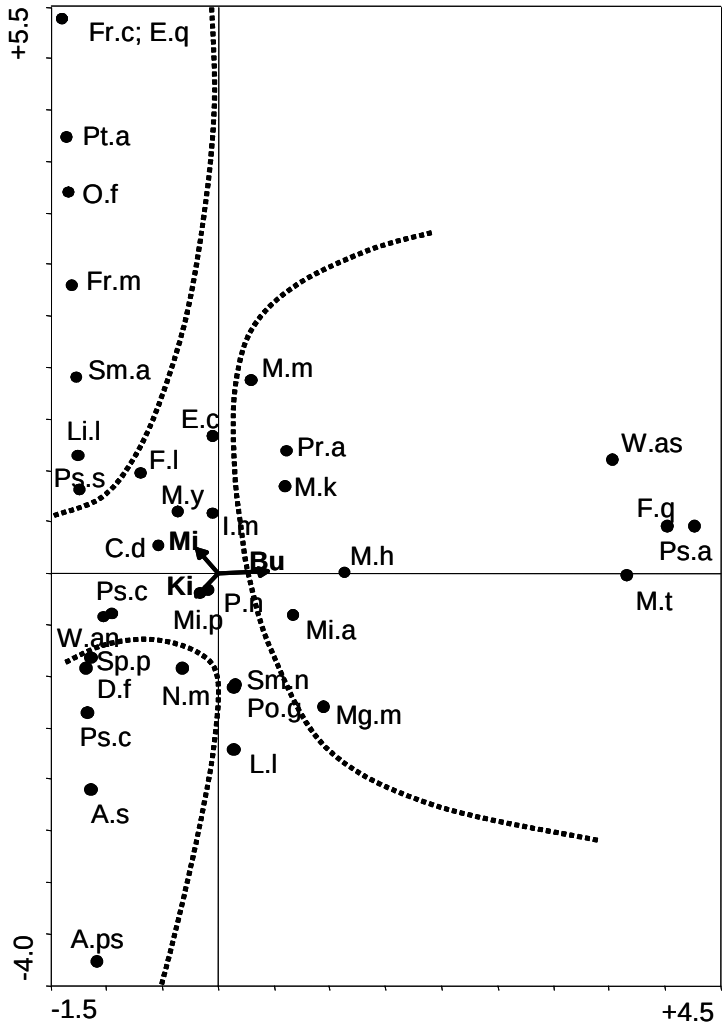


Abb. 106: Bi-Plot Diagramm der Ergebnisse der canonischen Correspondenzanalyse der Collembolendaten aller Flächen in **Eberswalde** aus den Jahren 2000 und 2001.

A.f, *Allacma fusca;* **An.g**, *Anurida granulata;* **An.a**, *Anurophorus atlanticus;* **Ar.s**, *Arrhopalites spinosus;* **B.sp**, *Bourletiella* spec.; **Br.p**, *Brachystomella parvula;* **C.a**, *Ceratophysella armata;* **C.d**, *Ceratophysella denticulata;* **D.v**, *Desoria violacea;* **Di.f**, *Dicyrtoma fusca;* **E.c**, *Entomobrya corticalis;* **F.l**, *Folsomia lawrencei;* **F.q**, *Folsomia quadrioculata* s.s.; **Fr.m**, *Friesea mirabilis;* **Fr.c**, *Friesea claviseta;* **I.m**, *Isotomiella minor;***K.n**, *Karlstejnia cf. norvegica*; **L.c**, *Lepidocyrtus cyaneus*; **L.la**, *Lepidocyrtus lanuginosus*; **L.li**, *Lepidocyrtus lignorum*; **Li.l**, *Lipothrix lubbocki*; **Mg.m**, *Megalothorax minimus*; **M.h**, *Mesaphorura hylophila*; **M.m**, *Mesaphorura macrochaeta*; **M.t**, *Mesaphorura tenuisensillata*; **M.y**, *Mesaphorura yosii*; **Mi.p**, *Micranurida pygmaea*; **N.m**, *Neanura muscorum*; **Mi.a**, *Micraphorura absoloni*; **O.b**, *Orchesella bifasciata*; **O.f**, *Orchesella flavescens*; **Pa.n**, *Parisotoma notabilis*; **Po.f**, *Pogonognathellus flavescens*; **Pi.m**, *Proisotoma minima;* **Pr.a**, *Protaphorura armata* s.s.; **Pr.p**, *Protaphorura pannonica;* **Ps.d**, *Pseudachorutes dubius;* **Sd.s**, *Sminthurides schoetti;* **Sm.a**, *Sminthurinus aureus;* **Sm.l**, *Sminthurinus lawrencei;* **Sm.n**, *Sminthurinus niger/gisini*-Grp. (juv.); **Sp.p**, *Sphaeridia pumilis;* **Su.f**, *Supraphorura furcifera;* **W.an**, *Willemia anophthalma;* **W.as**, *Willemia aspinata;* **X.g**, *Xenylla* cf. *grisea;* **X.m**, *Xenylla maritima*

Entsprechend der breiten Verteilung der meisten Arten auf mehreren Flächen wies eine Cluster-Analyse der Korrelationsmatrix der Artenabundanzen nur lockere Gruppierungen auf (Abb. 107). Dies zeigt, dass auf den Eberswalder Flächen nur wenige Arten regelmäßig gruppenweise vorkamen. Nichts desto trotz sind einige Gruppen zumindest in der Tendenz (d.h. ihre Abundanzen zeigten niedrige Korrelationskoeffizienten zueinander) erkennbar. Es ergaben sich v.a. vier Gruppen. Links in Abb. 107 bestand eine Gruppe aus Arten wie z.B. *M. pygmaea*, *P. notabilis*, *S. pumilis* usw., deren höchsten Dichten auf den Kiefer-Beständen festgestellt wurden. Daneben bildete sich eine Gruppe aus z.B. *S. aureus*, *E. quinquelineata*, *P. atra* usw., die am stärksten auf den Kiefer- und Mischbeständen vorkamen. Interessant ist die nächste Gruppe, die sich v.a. aus *Mesaphorura* Arten bildete. Diese Arten kamen gemeinsam v.a. auf den Beständen mit Buche-Bestockung, aber auch dem Kiefer-Reinbestand auf kräftigeren Böden (Ki(m)E-2) vor. Äußerst rechts im Bild gliederten sich schließlich Arten ein, die v.a. auf dem Buche-Reinbestand zu finden waren. Die Arten *F. quadrioculata* und *P. alba* zeigten dabei das größte gemeinsame Vorkommen.

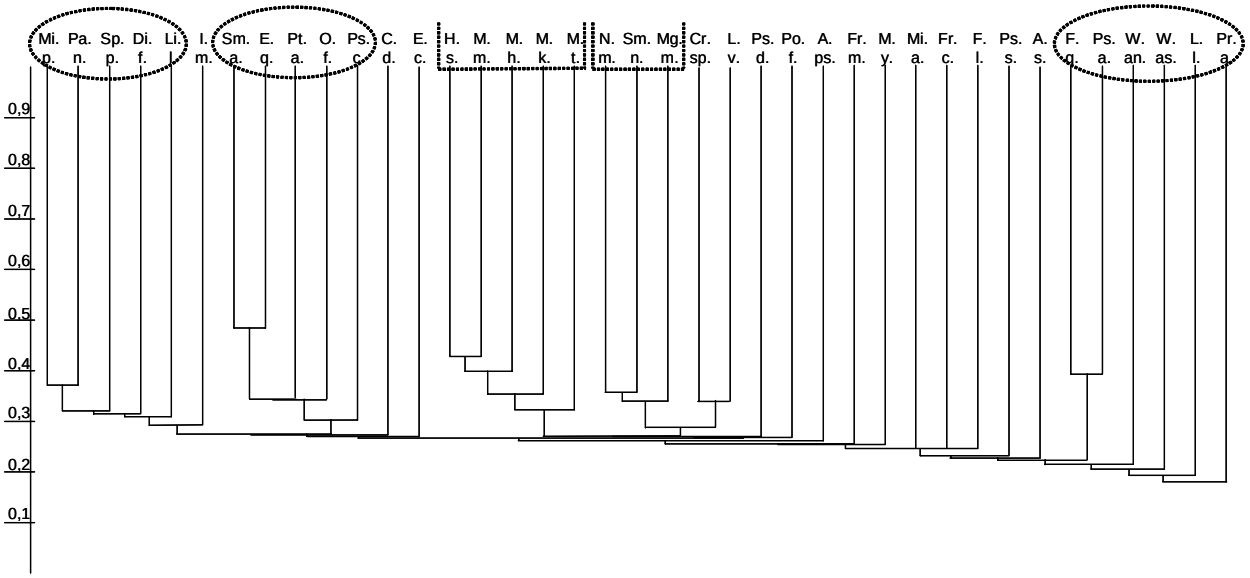


Abb. 107: Diagramm der Ergebnisse einer Clusteranalyse der Korrelationsmatrix, die aus der Abundanzdaten aller erfasste Arten in **Eberswalde** gebildet wurde. Verwendete Daten stammen aus den Jahren 2000 und 2001. Für Abkürzungen, s. Anhang.

Aus den drei Analysen (Korrespondenz-Analyse, Varianzanalyse der Dichten einzelner Arten und Cluster-Analyse) konnten schließlich Artengruppen gebildet werden, die Affinitäten zu bestimmten Bestandstypen zeigten (Tab. 14). Eine Affinität wurde einer Art zugerechnet, wenn sie in zwei der drei Analysen einen Schwerpunkt für eine Bestandsform aufwies.

Tab. 14. Einordnung einzelner Arten aus **Eberswalde** zu bestimmten Bestockungstypen. Die Zuordnung erfolgte aufgrund der Ergebnisse verschiedener Analysen der Verteilung der Arten (s. Text.)

Arten mit Affinität zu Buche	Arten mit Affinitäten zu Kiefer	Arten mit Schwerpunkten in Kiefer- und Mischbestände
Folsomia quadrioculata	*Arrhopalites pseudoappendices*	*Entomobrya quinquelineata*
Megalothorax minimus	*Arrhopalites spinosus*	*Friesea mirabilis*
Mesaphorura tenuisensillata	*Dicyrtoma fusca*	***Friesea claviseta***
Protaphorura armata	*Neanura muscorum*	*Lipothrix lubbocki*
Pseudosinella alba	*Sphaeridia pumilis*	*Pseudachorutes dubius*
Willemia aspinata		*Pseudachorutes subcrassis*
		Ptenothrix atra
		Sminthurinus aureus

Anhand dieser Einordnung wurden die gemeinsamen Dichten der verschiedenen Artengruppen auf den einzelnen Flächen berechnet. Dabei wurden die Gruppe der „Kiefer-Arten“ und die Arten mit Schwerpunkt auf den Kiefer- und Mischbeständen zusammengefasst

während die häufigsten Arten, *P. notabilis* und *I. minor*, als getrennte Gruppe aufgeführt wurden. Dabei zeigte sich, dass die abnehmenden Dichten bei den Mischbeständen im Vergleich zu Kiefer-Reinbeständen v.a. auf die niedrigeren Dichten der zwei häufigsten Arten sowie der „Kiefer-Arten" zurückzuführen ist (Abb. 108). Die Dichten dieser zwei Gruppen bleiben bei dem Buche-Reinbestand ebenfalls vergleichsweise niedrig, die Abundanzen der „Buche-Arten" nahmen jedoch zu, so dass dieser Bestandstyp wieder vergleichsweise höhere Dichten aufwies.

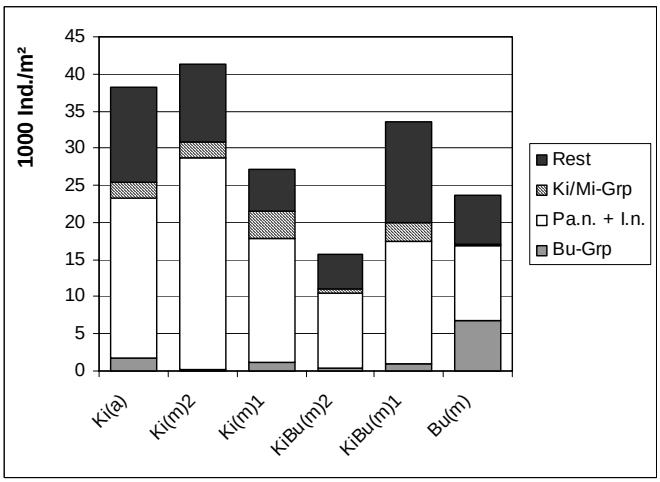


Abb. 108: Durchschnittliche Abundanzen der Collembolengemeinschaften der verschiedenen Flächen aus **Eberswalde**, unterteilt in unterschiedliche ökologische Artengruppen (s. Text). Ergebnisse nur aus dem Jahr 2000, da hier die meisten Flächen in diesem Jahr untersucht wurden und somit ein breiterer Vergleich möglich ist. Unterschiedliche Gesamtdichten zur Abb. 75 entstand daraus, dass die Werte in Abb. 75 aus geometrischen Mittelwerten gebildet wurden (= Glättung der Ausreißer), während die hier dargestellten Werte notwendigerweise aus arithmetischen Mittelwerten gebildet wurden.

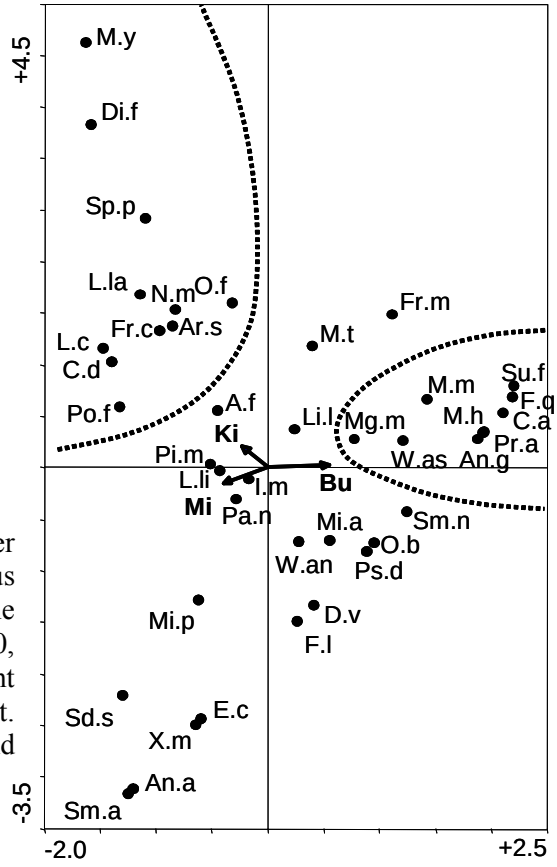


Abb. 109: Bi-Plot Diagramm der Ergebnisse der canonischen Correspondenzanalyse der Collembolendaten aller Flächen im **Müritz Nationalpark** aus den Jahren 2000 und 2001. Für Abkürzungen, s. Anhang.

Bei den Flächen aus dem Müritz Nationalpark trennten sich in der Korrespondenzanalyse die Arten der Buche-Bestände deutlich von denen der Kiefer- und Mischbestände (Abb. 109). Auch bei diesen Flächen verlief die Trennung entlang der ersten Achse. Der Eigenwert dieser Achse fiel höher als in Eberswalde aus (0,310; $F = 16{,}799$, $P = 0{,}005$; 86,2% der Varianz). Die zweite Achse war dagegen deutlich schwächer (Eigenwert: 0,050; 13,8% der Varianz) und schien eher Rein- von Mischbeständen zu unterscheiden. Im Gegensatz zu den Eberswalder Flächen wiesen auf den Müritzer Flächen mehrere Arten ein ausschließliches

bzw. hoch-signifikant stärkeres Vorkommen auf Flächen mit Buche-Bestockung (Tab. 15) auf. Manche dieser Arten (z.B. *A. atlanticus*, *C. armata*, *D. violacea*, *S. furcifera*) wurden nicht oder selten in Eberswalde nachgewiesen. Andere zeigten jedoch eine ähnliche Präferenz für Buche-Bestockung wie in Eberswalde (Tab. 16). Wie in Eberswalde wurden auch hier mehrere Arten festgestellt, die eine deutliche Präferenz für Kiefer-Bestockung (links im Abb. 109; Tab. 15, unten) zeigten. Die meisten der Arten mit signifikant höheren Dichten bei Kiefer-Bestockung gruppierten sich links oben in Abb. 109. Ausnahmen bildeten Arten wie *Sminthurides schoetti* oder *Sminthurinus aureus*, da sie die stärksten Dichten in den Mischbeständen aufwiesen. (Ebenfalls *A. atlanticus*, obwohl sie ausschließlich auf Flächen mit älterer Buche vorkam). Mehrere Arten zeigten in beiden Standorten eine deutliche Präferenz für Bestände mit Kiefer-Bestockung (Tab. 15).

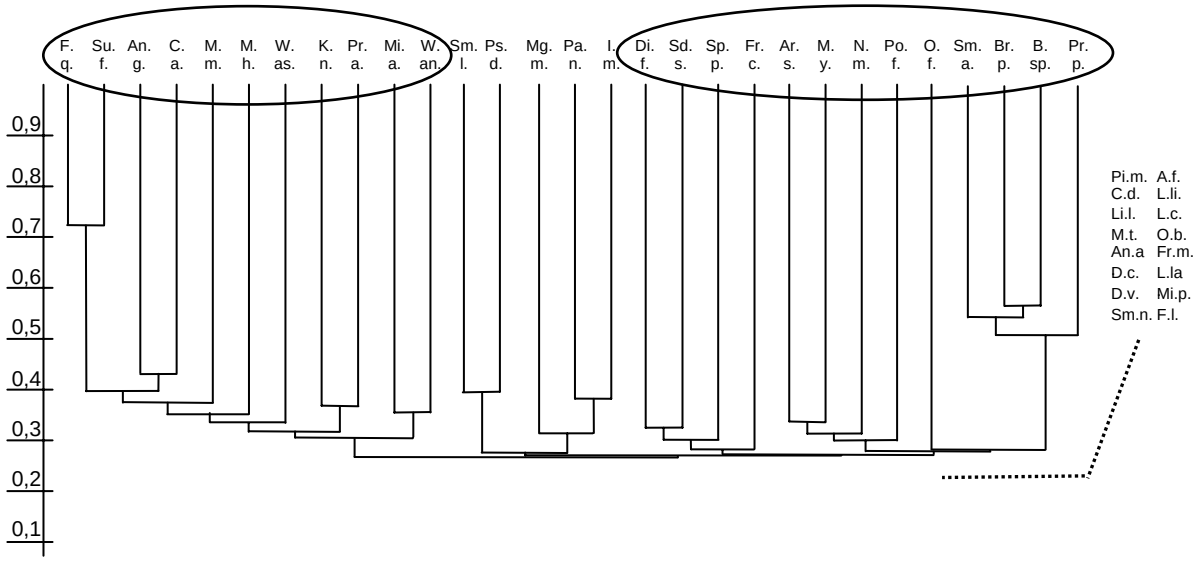


Abb. 110: Diagramm der Ergebnisse einer Clusteranalyse der Korrelationsmatrix, die aus den Abundanzdaten aller erfassten Arten im **Müritz Nationalpark** gebildet wurde. Verwendete Daten stammen aus den Jahren 2000 und 2001. Für Abkürzungen, s. Anhang.

Tab. 15: Ergebnisse von Varianzanalysen einzelner Arten im Bezug auf ihre erfassten Individuenzahlen auf den verschiedenen Bestandstypen im **Müritz Nationalpark**. Weiterhin angegeben sind Hinweise auf Arten, die nur auf Flächen mit bestimmter Baumart-Bestockung vorgefunden wurden.

	F(2,196)=	**P**	
Arten mit Affinität zur Buche-Bestockung			
Anurida granulata	nur auf Beständen mit älteren Buchen		
Anurophorus atlanticus	nur auf Beständen mit älteren Buchen		
Protaphorura armata	nur auf Beständen mit älteren Buchen		
Desoria violacea	Nur auf Beständen mit Buche*		
Folsomia lawrencei	Nur auf Beständen mit Buche*		
Mesaphorura hylophila	Nur auf Beständen mit Buche*		
Folsomia quadrioculata	174,434	> 0,001	Bu > Ki, Mi
Supraphorura furcifera	58,075	> 0,001	Bu > Ki, Mi
Ceratophysella armata	23,330	> 0,001	Bu > Ki, Mi
Mesaphorura macrochaeta	19,914	> 0,001	Bu > Ki, Mi
Micraphorura absoloni	12,261	> 0,001	Bu > Mi > Ki
Willemia aspinata	6,552	0,002	Bu > Ki, Mi
Megalothorax minimus	5,233	0,006	Bu > (Ki), Mi
Arten mit Affinität zu Kiefer-Bestockung			
Bourletiella spec.	nur auf jungem Kiefer-Reinbestand		
Brachystomella parvula	nur auf jungem Kiefer-Reinbestand		
Dicyrtoma fusca	nur mit Kiefer-Bestockung		
Lepidocyrtus cyaneus	nur mit Kiefer-Bestockung		
Mesaphorura yosii	nur mit Kiefer-Bestockung		
Sminthurides schoetti	nur mit Kiefer-Bestockung		
Sminthurinus aureus	nur mit Kiefer-Bestockung		
Ceratophysella denticulata	23,080	> 0,001	Ki > Mi > Bu
Sphaeridia pumilis	19,381	> 0,001	Ki > Mi >Bu
Pogonognathellus flavescens	11,756	> 0,001	Ki, Mi > Bu
Neanura muscorum	3,134	0,046	Ki > Bu
Friesea claviseta	4,831	0,009	Ki > Bu
Arrhopalites spinosus	2,965	0,054	(Ki > Bu)

* Auch auf Ki(j) vorkommend

Tab. 16: Arten, die auf beiden Standorten eine Affinität für Kiefer- oder Buche-Bestockungen aufwiesen. Ebenfalls angegeben sind Arten, die eine deutliche Präferenz zeigten aber nur in einem Standort vorkamen (unterstrichen). (*B. parvula* und *Bourletiella* spec. sind nicht angegeben, da sie wahrscheinlich eher eine Affinität zu offeneren Flächen als zum Bestockungstyp haben.)

Affinität zu Buche	Affinität zu Kiefer
Anurophorus atlanticus (MNP)	*Arrhopalites spinosus*
Desoria violacea (MNP)	*Ceratophysella denticulata*
Folsomia quadrioculata	*Dicyrtoma fusca*
Megalothorax minimus	*Friesea claviseta*
Protaphorura armata	*Neanura muscorum*
Pseudosinella alba (Ebersw.)	*Sminthurinus aureus*
Supraphorura furcifera	*Sphaeridia pumilis*
Willemia aspinata	

Die Cluster-Analyse der Arten aus dem Müritz Nationalpark zeigte deutlichere Gruppierungen als in Eberswalde (Abb. 110). Außerdem waren die Korrelationskoeffizienten der Abundanzen einzelner Artenpaare deutlich höher, was auf ein engeres gemeinsames Vorkommen hinweist. Links in Abb. 110 ordneten sich v.a. Arten zusammen, die verstärkt auf den Flächen mit (z.T. älterer) Buche-Bestockung vorkamen. Dabei zeigten *F. quadrioculata* und *S. furcifera* die deutlichste Vergesellschaftung. Demgegenüber ordneten sich verschiedene Gruppen zusammen, die aus Arten bestanden, die v.a. auf Flächen mit starker Kiefer-Bestockung nachgewiesen wurden. Dabei ist die enge Gruppe äußerst rechts in Abb. 110 von Interesse, da sie aus Arten besteht, die v.a. auf dem jüngeren Kiefer-Reinbestand vorgefunden wurden (z.B. *B. parvula*, *Bourletiella* spec., *P. pannonica*) und eher Offenland- als Waldarten darstellen. (Auf dieser Fläche kam ebenfalls *Isotoma viridis* vor, die ebenfalls eher eine Wiesen-Art darstellt.) Mehrere Arten wurden in der Analyse diesen Gruppen nur „angehängt“ und zeigten somit weniger Vergesellschaftung mit anderen Arten- bzw. Artengruppen (aufgelistet in Abb. 110). Wie in Eberswalde konnten anhand der verschiedenen Analysen ebenfalls Artengruppen gebildet werden, die eine besondere Affinität zu Kiefer- oder Buche-Bestockung aufwiesen (Tab. 17).

Tab. 17. Einordnung einzelner Arten aus dem **Müritz Nationalpark** zu bestimmten Bestockungstypen. Die Zuordnung erfolgte aufgrund der Ergebnisse verschiedener Analysen der Verteilung der Arten (s. Text.)

Arten mit Affinität zu Buche	Arten mit Affinität zu Kiefer
Anurida granulata	*Arrhopalites spinosus*
Ceratophysella armata	*Ceratophysella denticulata*
Folsomia quadrioculata	*Dicyrtoma fusca*
Megalothorax minimus	*Friesea claviseta*
Mesaphorura hylophila	*Mesaphorura yosii*
Mesaphorura macrochaeta	*Neanura muscorum*
Micraphorura absoloni	*Pogonognathellus flavescens*
Protaphorura armata	*Sminthurinus aureus*
Supraphorura furcifera	*Sphaeridia pumilis*
Willemia aspinata	

Wie bei den Eberswalder Flächen konnten auch für die Flächen im Müritz Nationalpark die Dichten der Arten der verschiedenen Gruppen zusammengefasst werden, wobei Unterschiede zwischen den Bestandstypen noch deutlicher wurden (Abb. 111). Von den Kiefer-Reinbeständen (v.a. mittleren Alters) zu den Mischbeständen nahmen die Dichten der zwei häufigsten Arten (*P. notabilis* und *I. minor*) zwar nicht so stark ab wie auf den Eberswalder Flächen. Dafür nahmen aber die „Kiefer-Arten“ noch deutlicher ab. Dazu stiegen die Dichten der „Restarten“ (d.h. Arten mit einer breiten Verteilung auf allen Flächen) leicht. Lediglich der zweite ältere Mischbestand stellte eine Ausnahme dar, da auf dieser Fläche die Kiefer-Arten (eigentlich nur *C. denticulata*) wieder stärkere Abundanzen aufwiesen. Demgegenüber kamen auf den Buche/Eiche- und Buche-Reinbeständen so gut wie keine „Kiefer-Arten“ vor. Dafür aber wiesen die „Buche-Arten“ deutlich höhere Dichten auf. Auf der Buche/Eiche-Fläche nahmen allerdings die Dichten der zwei häufigsten Arten bzw. der „Restarten“ vergleichsweise stark zu. Interessant sind die Verhältnisse auf dem jüngeren Kiefer-Reinbestand. Es zeigte sich, dass die niedrigen Dichten der Collembola dieser Fläche v.a. auf die vergleichsweise niedrigen Dichten der zwei häufigsten Arten sowie der Kiefer-Arten zurückzuführen ist. Allerdings kamen auf dieser Fläche als einzigem Bestand mit Kiefer-Bestockung die Buche-Arten in nennenswerten Abundanzen vor.

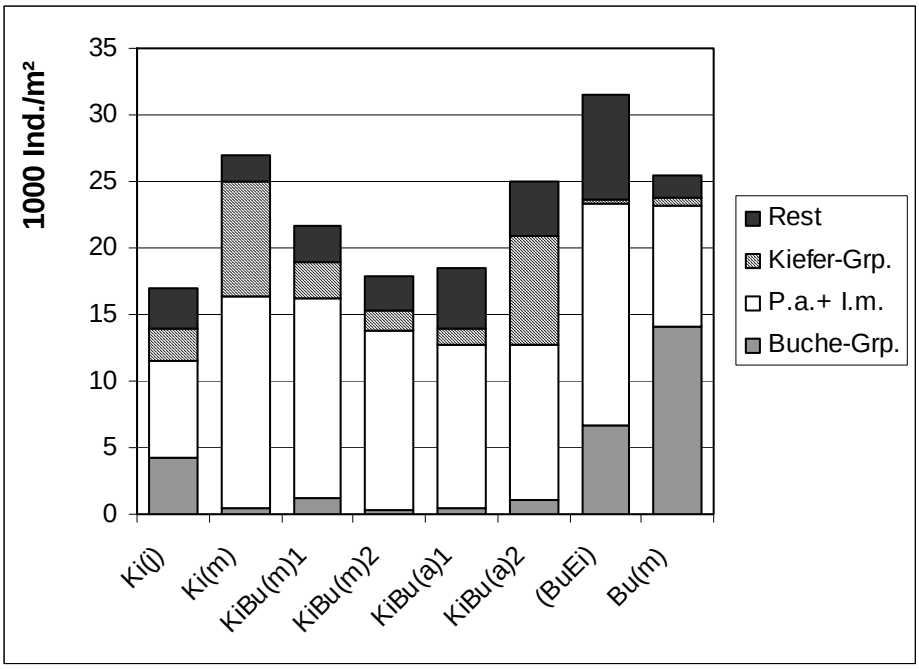
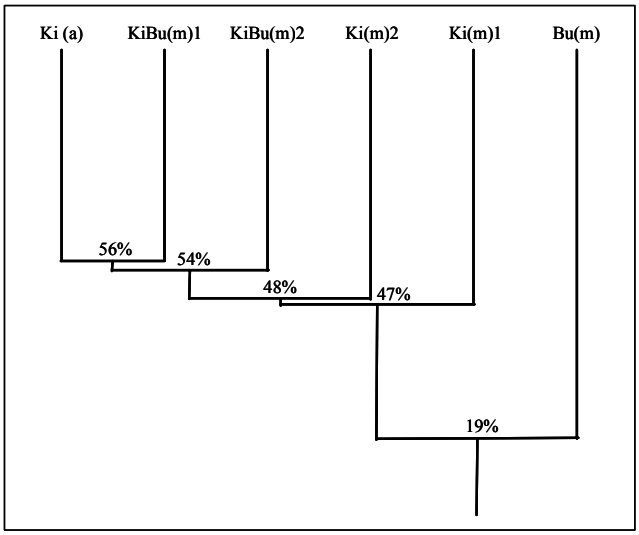


Abb. 111: Durchschnittliche Abundanzen der Collembolengemeinschaften der verschiedenen Flächen aus dem **Müritz Nationalpark**, unterteilt in unterschiedliche ökologische Artengruppen (s. Text). Ergebnisse nur aus dem Jahr 2001, da hier die meisten Flächen in diesem Jahr untersucht wurden und somit ein breiterer Vergleich möglich ist. Ergebnisse der Fläche BuEi(m)E-1 aus dem Jahr 2000 sind zu Vergleichszwecken angegeben. Unterschiedliche Gesamtdichten zur Abb. 77 entstanden daraus, dass die Werte in Abb. 77 aus geometrischen Mittelwerten gebildet wurden (Glättung der Ausreißer), während die hier dargestellten Werte notwendigerweise aus arithmetischen Mittelwerten gebildet wurden.

Flächenvergleiche

Analysen der faunistischen Ähnlichkeiten der Collembola der verschiedenen Flächen erbrachten unterschiedliche Ergebnisse in den zwei Standorten. Dabei waren die Resultate in Eberswalde am deutlichsten. Anhand sowohl der Artenidentität (Abb. 112) als auch der Dominanzähnlichkeit (Abb. 113) wiesen die Collembola der Mischbestände und Kiefer-Reinbestände eine starke Ähnlichkeit miteinander auf, während diejenigen des Buche-Reinbestands eine deutliche Trennung der anderen Flächen zeigten. Dies lässt sich v.a. mit dem stärkeren Vorkommen der „Kiefer-„ und „Rest-Arten“ auf diesen Flächen erklären. Bei der Artenidentität zeigten v.a. die Mischbestände und das Naturwaldreservat (Ki(a)E-1) die ähnlichsten Artenzusammensetzungen. Auf diesen Flächen kamen die stärksten Mischungen der verschiedenen Artengruppen vor. Hierzu wiesen die Kiefer-Reinbestände immer noch knapp 50% Artenidentität auf. Der Buche-Bestand zeigte zu den anderen Flächen höchstens 19% Ähnlichkeit, v.a. aufgrund des mangelnden Vorkommens der „Kiefer-Arten“. Die Dominanzähnlichkeiten der verschiedenen Flächen waren deutlich höher als die der Artenidentität. Dies lag v.a. daran, dass die gleichen Arten in fast allen Flächen dominant

auftraten, so dass die Unterschiede v.a. aufgrund subdominanter und rezedenter Arten zustande kamen. Die Collebolenfauna des Buche-Reinbestands zeigte die größten Unterschiede aufgrund des dominanten Auftretens von *F. quadriouclata* (die auf den anderen Flächen nicht oder sehr individuenarm vorkam). Die größten Ähnlichkeiten zeigten die Kiefer-Reinbestände (inkl. Naturwaldreservat), so dass die Mischbestände eine mittlere Stellung zwischen den Kiefer- und Buche-Reinbeständen einnahmen. Dies lag v.a. daran, dass auf diesen Flächen nicht so hohe Eudominanzen einzelner Arten wie bei den Kiefer-Reinbeständen vorkamen.



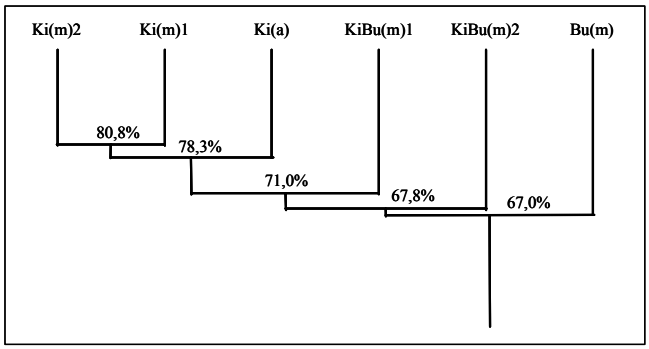


Abb. 112 (links): Clusteranalyse der Artenidentitäten der verschiedenen Flächen in **Eberswalde**. Verwendeten Daten stammen aus beiden Untersuchungsjahren.
Abb. 113 (rechts): Clusteranalyse der Matrix der Dominanzsimilaritäten der verschiedenen Flächen in **Eberswalde**. Verwendete Daten stammen aus beiden Untersuchungsjahren.

Die Ähnlichkeiten der Gemeinschaften der Flächen im Müritz Nationalpark zeigten nicht so deutliche Gruppierungen wie in Eberswalde. Bei der Artenidentität stellten sich drei relativ nahe Gruppen heraus (Abb. 114). Zum einen zeigte der Kiefer-Reinbestand sowie die Mischbestände mittleren Alters die ähnlichsten Artenzusammensetzungen. Diese Flächen wiesen die ähnlichsten Mischungen von „Kiefer-„ und „Restarten“ auf. Hierzu ähnlich waren die Artenkompositionen des Buche-Reinbestands und des ersten älteren Mischbestands. Die Ähnlichkeit dieser Gruppe zur ersten begründete sich aus Ähnlichkeiten der Collembola des Buche-Bestands zu dem zweiten Mischbestand mittleren Alters (v.a. der „Restarten“). Als dritte Gruppe kamen die Fauna des jungen Kiefer-Reinbestands und des zweiten älteren Mischbestands. V.a. auf dem jüngeren Kiefer-Reinbestand kamen zu den „Kiefer-„ und „Restarten“ ein hoher Anteil an „Buche-Arten“ vor. Am unterschiedlichsten waren die Collembola des Buche/Eiche-Mischbestands. Somit war die Artenzusammensetzung des

Buche-Reinbestands nicht so deutlich verschieden von den Beständen mit Kiefer-Bestockung wie auf den Eberswalder Flächen. Die Gruppierung der Dominanzähnlichkeiten waren eindeutiger (Abb. 115). Die Mischbestände und Kiefer-Reinbestände mittleren Alters bildeten die ähnlichste Gruppe. Dies lässt sich z.B. auf das starke Vorkommen von *C. denticulata* auf diesen Flächen zurückführen. Zu dieser Gruppe gesellte sich eine weitere, die sich aus den restlichen Mischbeständen bildete. Auf diesen Flächen stellten die häufigen Arten wie *P. notabilis*, *I. minor* oder *L. lignorum* sowie viele „Kiefer-Arten" die dominantesten Arten. Demgegenüber bildeten der Buche-Reinbestand, der Buche/Eiche-Mischbestand und jüngere Kiefer-Reinbestände eine zur ersten Gruppe deutlich verschiedene Gruppe. Bemerkenswert ist die Einbeziehung des jüngeren Kiefer-Reinbestands zu den Buche-Flächen. Dies kann mit dem z.T. individuenreichen Vorkommen von Arten begründet werden, die sonst nur auf den Buche-Flächen vorkamen (z.B. *F. quadrioculata*, *D. violacea*, *F. lawrencei* oder auch *M. hylophila*).

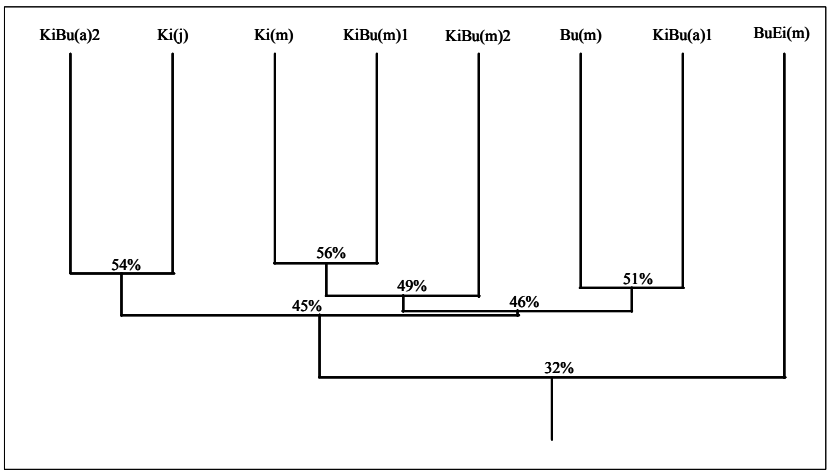


Abb. 114: Clusteranalyse der Artenidentitäten der verschiedenen Flächen im **Müritz Nationalpark**. Verwendete Daten stammen aus beiden Untersuchungsjahren.

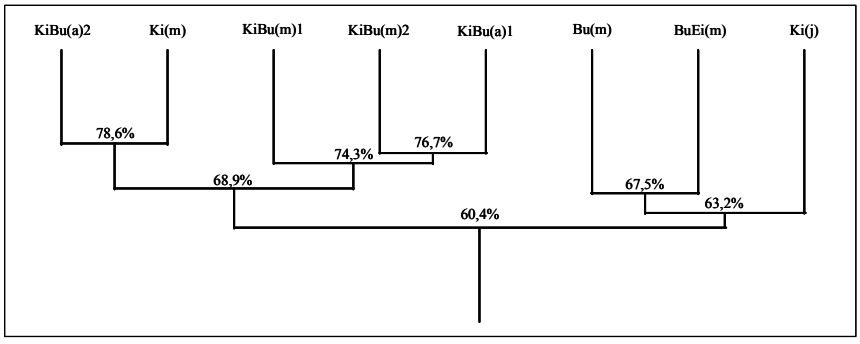


Abb. 115: Clusteranalyse der Matrix der Dominanzsimilaritäten der verschiedenen Flächen im **Müritz Nationalpark**. Verwendete Daten stammen aus beiden Untersuchungsjahren.

Diskussion

Um den Einfluss des Umbaus von Kiefern-Reinbeständen in Kiefer/Buchen-Mischbestände auf die Collembolenfauna zu analysieren, ist es notwendig, die Collembola-Gemeinschaften dieser Bestandstypen mit denjenigen aus Buchen-Reinbeständen zu vergleichen. Die Collembola (und ihre Gemeinschaftsparameter) aus Buchen-Beständen - als dem Waldtyp, der am ehesten zu der potenziellen natürlichen Vegetation (PNV) des Nordostdeutschen Tieflands gehört - repräsentieren aller Wahrscheinlichkeit nach den naturnächsten Zustand. Etwaige durch den Umbau ausgelöste Veränderungen sind erst durch den Vergleich mit dem naturnahen Zustand innerhalb der Chronosequenz (von Kiefern-Reinbeständen über Kiefer/Buchen-Mischbeständen bis zu den Buchen-Reinbeständen) zu bewerten.

Tab. 18: Vergleich von Literaturdaten aus Untersuchungen von Collembolengemeinschaften in verschiedenen Waldtypen Mittel- und Nordeuropas. *Oben:* Laubwälder; *Mitte:* Vergleich Nadel- und Laubwälder; *Unten:* Nadelwälder.

Autoren	Waldtyp	Ind./m²	Arten
PETERSEN 1980	Bu	40-50.000	60
WOLTERS 1983	Bu	37.000	44
AXELSSON et al. 1984	Qu	66.000	28
SCHLEUTER 1987	Qu-Ca-Ti	35.000	43
DIELMANN 1989	Bu	20.000	37
STERZYNSKA 1990	Ti-Ca	6-12.000	19-22, 44
GERDSMEIER & GREVEN 1992	4x Bu	36.600-57.400	42-62
KACZMAREK 1977	Ti-Ca	25.100-26.500	
	Pi	19.100-23.800	
SCHLEUTER 1984	Ei-Ca	35.000	40
	Bu	15.700	26
	Fi	31.600	32
VOGEL 1988	Fi	>2000	28
	Bu & Ei	16.000-28.000	34 & 36
KOPESKI & MAYER 1994	Misch	36.000-39.000	39-42
	Nadel	81.000-114.000	29-39
HAYBACH 1959	Fi	12-18.000	
POOLE 1962	Dougl	623.000	
AXELSSON et al. 1973	Pi	51.000	
HÅGVAR 1982	Pi	30.000-100.000	18-30
HUTHA et al. 1986	Pi (2×)	81.000/73.000	
PFLUG & WOLTERS 2002	Pi	59.000-154.000	30-38

Auf der Betrachtungsebene der einzelnen Flächen ließen Grobparameter der Collembolen-Gemeinschaften (z.B. Individuendichten, Artenzahlen) zunächst keine deutlichen Entwicklungstendenzen entlang der Chronosequenz erkennen. Beispielsweise war bei den Dichten die Variabilität auf den einzelnen Flächen von Jahr zu Jahr sowie innerhalb eines Jahres z.T. zu groß, um mögliche Flächenunterschiede deutlich zu Tage zu bringen. Literaturdaten zeigen, dass innerhalb verschiedener forstlicher Bestandstypen eine große Spannbreite von Dichten und Artenzahlen existieren kann, die nicht mit regionalen Unterschieden zu begründen ist. Die hier festgestellten Dichten sind im Rahmen der in der Literatur angegebenen Spannbreite (Laubwälder: durchschnittlich 12.000-65.000 Ind./m²; Nadelwälder: im Durchschnitt 12.000–150.000 mit einem Maximalwerte von über 600.000 Ind./m²; Tabelle 18). Auch der hier festgestellte Schwankungsbereich der Dichten von Termin zu Termin, obwohl z.T. sehr groß, liegt innerhalb der aus der Literatur bekannten Daten (Zitate: s. Tabelle 18). Aus diesem Vergleich wird allerdings deutlich, dass die hier festgestellten Dichten im allgemeinen eher etwas niedrig ausgefallen sind. Dies ist u.U. mit den Bodenverhältnissen des Nordostdeutschen Tieflands zu begründen (Sandböden usw.). Die Literaturdaten belegen weiterhin, dass die Spannbreite der Dichten aus unterschiedlichen Untersuchungen in Nadelbeständen in der Tendenz größer ist als in Laubwäldern (Tabelle XXX1; KOLBE et al. 1984; CORNABY et al. 1977). Obwohl in der vorliegenden Studie nur wenige Laubbestände untersucht wurden, waren auch die Schwankungen in den Kieferbeständen (zwischen den Flächen wie auch innerhalb einzelner Flächen) deutlich größer. Diese Variabilität lag insbesondere an den großen Schwankungen der häufigsten Arten (*P. notabilis*, *I. minor*, *C. denticulata*), die in den Kieferbeständen z.T. sehr hohe Individuendichten und somit extreme Eudominanzen innerhalb der Gemeinschaften zeigten (s.u.). Mit den vorliegenden Daten ist es schwierig, diese Schwankungen auf einzelne Habitatsparameter zurückzuführen. KACZMAREK (1977) ermittelte bei Collembolendichten höhere Schwankungen in Kiefer- als in Laubwäldern aufgrund des variablen Habitatsmilieus (v.a. der Feuchtigkeitsbedingungen). Allerdings zeigte WOLTERS (1983), dass die räumliche Verteilung von Collembola selten auf die Wirkung einer einzigen Variablen zurückverfolgt werden kann, somit den Unterschieden meist eine Kombination von Parameter zugrunde liegt. Deshalb kann hier lediglich die erhöhte Variabilität der Collembolenfauna in den Beständen mit Kiefer – vermutlich aufgrund zeitlich stärker wechselnder Bedingungen in der Nadelstreu – konstatiert werden. Diese Variabilität war etwas geringer in den Mischbeständen, so dass dies u.U. als ein Hinweis auf stabilere Verhältnisse durch den Umbau gedeutet werden kann.

Literaturdaten zu Nadel/Laub-Mischbeständen sind rar, da meistens Reinbestände untersucht

wurden. Bei einer der wenigen Studien stellen KOPESKI und MAYER (1994) deutlich niedrigere Dichten in Mischbeständen gegenüber Nadelwäldern fest. In der vorliegenden Studie wurden in den Mischbeständen auch signifikant niedrigere Dichten als in den Kiefer-Reinbeständen ermittelt, aufgrund der hohen Verteilungsheterogenität allerdings erst nach einer Zusammenfassung der replizierten Flächen. Die Unterschiede zwischen den Kiefern- und Buchen-Reinbeständen waren dabei nicht signifikant. Die niedrigeren Dichten in den Mischbeständen lassen sich damit begründen, dass hier die noch vorhandenen „Kiefer-„ bzw. auf allen Flächen häufigsten Arten (*P. notabilis*, *I. minor*, *C. denticulata*) vergleichsweise weniger abundant vorkamen, ohne dass sie durch Zunahme von z.B. „Buchen-„ oder „sonstigen“ Arten kompensiert wurden (s. weiter unten).

Die festgestellten Artenzahlen lagen auch im Rahmen der aus der Literatur bekannten Daten (Tabelle 18). Ein solcher Vergleich ist allerdings nur vorsichtig vorzunehmen, da die Anzahl festgestellter Arten stark von der Untersuchungsintensität (bzw. –zeit) abhängt. Die in Tabelle 18 angegebenen Studien hatten jedoch meist einen Untersuchungsdauer von 1-2 Jahren, so dass sie mit den hier registrierten Daten vergleichbar sind. Die Literaturangaben lassen eine Tendenz zum höheren Artenreichtum in Laubwäldern (i.d.R. >30 Arten) als in Nadelwäldern (meist <30 Arten) erkennen. In der vorliegenden Studie wurden auch regelmäßig signifikant höhere Artenzahlen in den Buchenbeständen festgestellt, so dass für diese Bestände ein naturbedingter höherer Artenreichtum konstatiert werden kann. Allerdings waren die absoluten Unterschiede nicht sehr groß und am deutlichsten zwischen den Buchen- und Mischbeständen. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der Umbau von Kiefer-Reinbeständen in Kiefer/Buchen-Mischbestände die Habitatsbedingungen für den erhöhten Artenreichtum der Buchenbestände, z.B. durch eine Mischung von „Kiefern-„ und „Buchenarten“ nicht ergab. Zum Teil wurden auch signifikant niedrigere Artenzahlen in den Mischbeständen gegenüber den Kieferbeständen festgestellt. Dies ist insofern bemerkenswert, da besonders in Eberswalde insgesamt mehr Arten in den Mischbeständen registriert wurden. Die statistischen Analysen basieren jedoch auf Arten/Probe und nicht der Gesamtanzahl registrierter Arten. Dies deutet auf eine Depression der Punkt-Diversität der Gemeinschaften in den Mischbeständen hin. Demnach wären Bedingungen (Nischen), die einen großen Artenreichtum ermöglichen, in einzelnen „Probenpunkten“ der Mischbestände zwar beschränkt, auf der gesamten Fläche gesehen jedoch erhöht, was auf einer erhöhten Habitatsheterogenität in den Mischbeständen hinweist. Auch LEMASTER et al. (1994) stellte bei Collembola eine höhere räumliche Variabilität in homogeneren, jüngeren Wäldern als in heterogeneren, älteren Beständen fest. Diese Konstellation ist u.U. damit zu begründen, dass

in jüngeren Beständen bei einer sich noch stabilisierenden Gemeinschaft einzelne (dominante) Arten starke Populationen in sog. „Hotspots“ aufbauen können, die wiederum zu einer starken Verteilungsheterogenität führen.

Die hier festgestellte Artenzusammensetzung stimmt weitgehend mit den in Tabelle 18 zitierten Arbeiten überein. Für die hier untersuchten Standorte kann deshalb eine typische Collembolen-Gemeinschaft der Wälder konstatiert werden. In den oben genannten Arbeiten wurden regelmäßig Arten wie *I. minor*, *Mesaphorura* spp., *P. notabilis*, *F. quadrioculata*, bzw. *L. lignorum* (eu-) dominant vorgefunden. Dies entspricht weitgehend den Arten, die auch hier dominant festgestellt wurden. Lediglich *C. denticulata* trat in der vorliegenden Untersuchung zusätzlich dominant auf, während sie in den meisten anderen Studien rezedent vorkam. Diese Art ist eine ausgesprochene Waldart (J. Schulz, pers. Mitteil.) und kam hier fast ausschließlich in den Beständen mit Kiefer vor. In den Buchen-Beständen im Müritz Nationalpark wurde sie von *C. armata* abgelöst. Insofern scheint sie hier ein ausgesprochener Anzeiger für Nadelstreu zu sein.

Die anderen dominanten Arten sind allerdings ausgesprochen eurytop und euryök (häufige „Allerweltsarten“). Bei Collembola bilden solche Arten meistens den Grundstock der Gemeinschaften, während hohe Dominanzen von Spezialisten lediglich in Extremhabitaten zu finden sind. In der vorliegenden Untersuchung traten insbesondere *P. notabilis* und *I. minor* in sehr hohen Dichten auf. Beide Arten sind parthenogenetisch und polyvoltin (PETERSEN 1980), so dass sie sehr schnell individuenreiche Populationen aufbauen können. Andere eher subdominante Arten, die weitverbreitet im Untersuchungsgebiet vorgefunden wurden, z.B. *P. flavescens* oder *L. lignorum*, sind univoltin (KOLBE et al. 1984; PETERSEN 1980) und können somit zwar (sub-) dominante, jedoch nicht so stark individuenreiche Populationen aufbauen.

P. notabilis trat in den Beständen mit Kiefer-Bestockung besonders individuenreich auf. Auch POOLE (1961) fand *P. notabilis* stark dominant in Nadelwäldern (*Douglasia*-Beständen), wo die Art tiefere organische Horizonte und feuchtere Bedingungen bevorzugte. Er stellte fest, dass diese Art zur Tiefe der Streuschicht korreliert (POOLE 1962). Somit scheinen die tiefen Nadelstreu-Horizonte der hier untersuchten Kiefer- und Mischbestände optimale Lebensraumbedingungen für diese Arten zu bieten. KUZNETSOVA und BABENKA (1984; zit. in HUHTA et al. 1986) fanden *P. notabilis* besonders in den Streuhorizonten, während *I. minor* (die hier auch in den Buchen-Beständen dominant vorkam) v.a. im Of-Horizont hervortrat. Beide Arten werden nicht durch Veränderung im pH beeinflusst (HÅGVAR 1984, PONGE

1993; Optima bei ca. pH 3,5-4). KOPESKI und MEYER (1994) stellten ebenfalls hohe Dichten von wenig säure-empfindlichen Arten in Rohhumusböden (u.a. *I. minor* und *P. notabilis*) fest. Somit scheint saure Nadelstreu für diese Arten (inkl. *C. denticulata*) kein Hindernis darzustellen, so dass sie individuenstarke Populationen (und somit auch hohe Dominanzen innerhalb der Gemeinschaften) in den Beständen mit Kiefer aufbauen konnten.

Trotz der euryöken Natur der dominanten Arten gab es zwischen den untersuchten Flächen Verteilungsunterschiede bei einzelnen Arten. Auffallend sind die Unterschiede bei *P. notabilis* und *F. quadrioculata*. Bei diesen zwei ansonsten sehr eurytopen Arten kam erstere z.T. extrem dominant in Flächen mit Kieferbestockung vor, während letztere nur in Buchenbeständen starke Populationen aufbaute. Auch HÅGVAR (1982) fand in Nadelwäldern Skandinaviens entweder *P. notabilis* oder *F. quadrioculata* dominant, aber selten beide gemeinsam. HUHTA et al. (1986) fanden *F. quadrioculata* fehlend oder selten in Nadelwäldern. *F. quadrioculata* scheint eher eine A_h-Form zu sein (POOLE 1961), die hier am stärksten in den Buchen-Beständen ausgebildet ist. *F. quadrioculata* wurde oft als dominanteste Art in Untersuchungen in Buchenwäldern vorgefunden (WOLTERS 1983; VOGEL 1988; KOPESKI und MEYER 1994) bzw. bei Standorten mit besserem Nahrungsangebot (KOPESKI und JANDL 1994). Euedaphische, parthenogenetische Arten (z.B. *I. minor*, *P. notabilis*, *M. absoloni*, usw.) folgen eher gleichmäßig im Boden verteilter Nahrung, wie sie in tieferen Nadelstreu-Horizonte zu vermuten ist. Sie werden von Arten wie *F. quadrioculata* dort verdrängt, wo bessere Nahrungsqualität vorhanden ist, da diese an hochwertigere Nahrung gebunden ist (KOPESKI und MEYER 1994; PETERSEN 1980). VOGEL (1988) fand *F. quadrioculata* kaum in Nadelstreu, da Streu die „direkte" Nahrung darstellt (CHRISTIANSEN 1964) und Nadelstreu dabei weitgehend wertlos ist. Deshalb scheinen die unterschiedlich ausgeprägten Streu-Horizonte der hier untersuchten Flächen für das verschiedene Dominanzverhalten dieser Arten verantwortlich zu sein. Vermutlich kann das gleiche für andere Arten konstatiert werden, die nur in den Buchen-Beständen nachgewiesen wurden (z.B. die neutro-acidocline *P. alba*; PONGE 1993). Die Mischbestände, in denen diese „Buchen-Arten" nicht oder nur individuenarm vorkamen, boten somit keine ausreichenden Habitatsbedingungen für diese Arten.

Die Nadelstreu-Horizonte der Kiefer-Reinbestände boten offensichtlich optimale Bedingungen für nur wenige Arten (*P. notabilis*, *I. minor* oder auch *S. pumilis*). Kombiniert mit Parthenogenese und einem polyvoltinen Lebenszyklus konnten sie deshalb v.a. in den Kiefer-Reinbeständen andere Arten deutlich übertreffen und somit extreme Dominanzen

innerhalb der Collembola-Zönosen ausbilden. Mit den vorliegenden Daten kann jedoch nicht beurteilt werden, ob diese hohen Dominanzen dadurch zustande kamen, dass die individuenreichen Populationen dieser Arten andere Arten verdrängt haben (Konkurrenz) oder dass andere Arten aufgrund des Nadelstreu-Milieus lediglich schwächere Populationen aufbauen konnten (abiotische Unterdrückung). Durch den oben genannten Literaturvergleich ist allerdings letzteres zu vermuten. Die Dominanzstrukturen der Gemeinschaften in den Kiefer-Reinbeständen fielen auf jeden Fall somit stark inhomogen aus. Steile Dominanzgefüge (mit Eudominanzen einzelner Arten oft über 60%) der Collembolenfauna wurden ebenfalls von anderen Autoren in sauren Böden (GERDSMEIER und GREVEN 1992) bzw. in Nadelwäldern (KOPESKI und MEYER 1994; HÅGVAR 1982) festgestellt. Demgegenüber waren die Dominanzstrukturen in den Buchenbeständen meist sehr ausgeglichen (d.h. einzelnen Arten bildeten selten extremen Eudominanzen aus), so dass solche Strukturen als der naturnähere Zustand angesehen werden müssen. Die Dominanzgefüge der Zönosen der Kiefer-Bestände wären somit als naturfern anzusehen. Die Gemeinschaftsstrukturen der Collembolenfauna der Mischbestände waren deutlich ausgeglichener als die der Kiefer-Reinbestände, v.a. aufgrund der etwas reduzierten Dichten der häufigsten Arten. Die Gemeinschaftsstrukturen der Mischbestände näherten sich eher denjenigen der Buchen-Reinbeständen an. Somit kann an diesem Gemeinschaftsparameter eine erste Tendenz gesehen werden, wonach die Collembolenzönosen sich durch den Umbau von Kiefer-Reinbeständen in Mischbestände dem „naturnahen“ Zustand der Buchen-Wälder anglichen.

Trotz diesem Hinweis auf eine Annäherung an naturnahe Gemeinschaftsstrukturen kamen in den Mischbeständen auch die gleichen Arten wie in den Kiefer-Reinbeständen am individuenreichsten vor (v.a. *P. notabilis*, *I. minor*, *C. denticulata*), obwohl ihre Dominanzen nicht so extrem und die Dominanzgefüge der Gemeinschaften somit ausgeglichener waren. Überhaupt war die Artenzusammensetzung der Collembolenzönosen der Mischbestände stark von Kiefer geprägt, wie durch die hohen Arten- und Dominanzsimilaritäten zu den Kiefer-Reinbeständen deutlich wurde. Somit scheint die Nadelstreu einen dominierenden Einfluss auf die Collembolenfauna auszuüben. Es muss jedoch angemerkt werden, dass bei allen hier untersuchten Mischbeständen die Kiefer den älteren Baumtyp darstellte. Die endogäische Bodenmesofauna reagiert bekanntlich langsam auf Habitatsveränderungen („biotisches Langzeitgedächtnis“; DUNGER 1972). Somit kann der Einfluss der Kiefer-Bestockung in den Mischbeständen durchaus stark die „Erst-Bestockung“ widerspiegeln. Hierzu ist der junge Kiefer-Bestand im Müritz Nationalpark bemerkenswert. Auf dieser Fläche wurden viele Arten

in vergleichsweise individuenreichen Populationen registriert, wie sie ansonsten nur in den Buchen- bzw. Laubbeständen beobachtet wurden (z.B. *F. quadrioculata*, *M. absoloni*, *S. fucifera* u.a.). Dies kann noch ein Einfluss der vorherigen Bestockung sein. Allerdings ist die Nadelstreuauflage auf dieser Fläche noch nicht so stark ausgebildet. Deshalb kann die Artenzusammensetzung dieser Fläche auch ein Hinweis darauf sein, dass sich bei einem frühzeitigen Umbau solcher Nadelbestände – bevor sich ein mächtiger Nadelstreu-Rohhumus gebildet hat - die Artenzusammensetzung den „naturnäheren" Buchen-Beständen eher angleichen würde. Außerdem wurde nur auf dieser Fläche viele „Offenlandarten" vorgefunden (*B. parvula*, *P. pannonica*, *I. viridis* usw.), so dass die Gemeinschaftskomposition zusätzlich den offenen Charakter dieses sehr jungen Bestands widerspiegelt.

Die Diversitäten, die ebenfalls einen Hinweis auf die Ausgeglichenheit der Gemeinschaften geben, waren im allgemeinen in den Laubbeständen am höchsten. Die Diversitäten der Collembolenzönosen dieser Bestände bewegten auch im Rahmen der in Tabelle 18 angegebenen Studien zu Laubwäldern (2,2 – 2,6). Die Literaturdaten zeigen ebenfalls niedrigere Diversitätswerte für Nadelwälder (1,6 – 1,9), die auch hier für die Zönosen der Kiefer-Reinbestände berechnet wurden. Hohe Diversitätswerte gehen meist mit einer höheren Mikrohabitatdiversität einher (TAKADA 1987), so dass die höhere α-Diversität in den Buchen-Reinbeständen u.U. auf eine reichhaltigere biotische Strukturvielfalt im Boden – trotz weniger mächtiger Streuauflage – zurückzuführen ist. Diese würde mit den erhöhten Artenzahlen in diesen Beständen korrespondieren. Demgegenüber zeigten die Mischbestände nur ausnahmsweise Diversitäten zwischen denen der Kiefer- und Buchen-Reinbestände (z.B. auf den Eberswalder Flächen im Jahr 2000). Im allgemeinen zeigten sie sogar gegenüber den Kiefer-Reinbeständen niedrigere Diversitätswerte - trotz der ausgeglicheneren Gemeinschaftsstrukturen. Zusammen mit der Abnahme der Arten/Probe auf diesen Flächen deutet die Senkung der Diversitätswerte auf eine Abnahme der Punkt-Diversitäten innerhalb der Mischbeständen hin.

Trotz der Angleichung der Dominanzstrukturen in Richtung naturnahem Zustand in den Mischbeständen scheinen die oben besprochenen faunistischen Parameter (reduzierte Abundanzen, z.T. reduzierte Artenzahlen, Depression der Diversitäten, starke Beeinflussung der Collembolafauna durch die Kieferbestockung) zunächst auf eine „Schädigung" der Collembola durch den forstwirtschaftlichen Umbau hinzuweisen. Dieser Eindruck wird beim Blick auf ökologische Artengruppen allerdings relativiert. Die meisten Arten waren auf allen Flächen verbreitet, jedoch in unterschiedlichen Dichten. Die statistische Analysen konnten

anhand dieser unterschiedlichen Abundanzen deutliche Verteilungsunterschiede bei einzelnen Arten aufzeigen. Hieraus wurde eine Bevorzugung einzelner Arten für Nadel- oder Laubbestände deutlich. Erst hierdurch wurde offensichtlich, dass die Collembolenzönosen der verschiedenen Bestandstypen von unterschiedlichen Artenkombinationen geprägt wurden.

Am deutlichsten war diese Differenzierung zwischen den reinen Laub- und Nadel-Beständen. Wie die Artensimilaritäten zeigten, unterschieden sich v.a. die Artenzusammensetzung der Zönosen der Laub-Bestände – als naturnähere Bestandstypen –von denjenigen der Kiefer- und Misch-Bestände, mit z.T. nur 19% Ähnlichkeit. VOGEL (1988) beobachtete hohe Artenidentitäten zwischen verschiedenen Waldflächen (70-90%), während die Dominanzidentitäten deutlich geringer ausfielen (18-53%). Bei den hier untersuchten Standorten waren die Verhältnisse umgekehrt: Die Dominanzähnlichkeiten fielen immer größer als die Artenidentitäten aus. Somit wurden viele der gleichen Arten in fast allen Flächen dominant vorgefunden (wobei diejenigen der Buchen-Bestände trotzdem am verschiedensten waren), während die Artenzusammensetzungen sich stärker unterschieden. Diese Unterschiede waren allerdings meist bei subdominanten und rezedenten Arten zu finden.

Somit lagen die Flächendifferenzierungen innerhalb der Gemeinschaftsstrukturen verborgen. Auch PFLUG (2001, PFLUG und WOLTERS 2002) beobachtete bei einem europäischen Vergleich verschiedener Wälder, dass Unterschiede der Collembolenzönosen eher in funktionellen Artengruppen innerhalb der Gemeinschaft als in verschiedenen Gemeinschaften zu finden waren. Im Nordostdeutschen Tiefland wurden solche Unterschiede erst durch die Zusammenfassung einzelner Arten (gemäß ihrer Bevorzugung für Nadel- oder Laub-Bestände) in „Kiefer-„, Buche-„ oder „sonstige Arten“ (= ohne deutliche Bevorzugung) offenkundig. Hierdurch wurde auch ersichtlich, dass die oben genannten reduzierten Abundanzen und z.T. Artenzahlen in den Mischbeständen auf Reduktion der „Kieferarten“ sowie der extremen Dichten der häufigsten Arten (*P. notabilis*, *I. minor* usw.) zurückzuführen waren. Diese Reduktionen wurden allerdings nicht durch eine Zunahme an „Buche-Arten“ kompensiert. Deshalb waren die Zönosen der Mischbestände noch stark von der Kiefer-Bestockung beeinflusst, was wie oben erläutert v.a. auf die Nadelstreu zurückzuführen ist.

Diese Unterschiede basieren v.a. auf Differenzen in den Abundanzen einzelner Arten und weniger auf der reinen Präsenz oder Absenz der Arten. Nur wenige Arten zeigten eine ausschließliche Verbreitung in dem einen oder anderen Bestandstyp. Trotz der Unterschiede bei den ökologischen Gruppen, waren die dominanten Arten und ein Großteil der

Artenzusammensetzung auf den meisten Flächen ähnlich und spiegelten somit den regionalen Artenpool (d.h. vorkommende Arten innerhalb der gesamten Standorte Eberswalde bzw. Müritz Nationalpark) wider. Dadurch beherrschte die *regionale Artengemeinschaft* (= „Metagemeinschaft“) die Zönosen der einzelnen Flächen (= *lokale Gemeinschaft*). HUBBELL (2001) zeigte, dass lokale Artengemeinschaften stark von der regionalen Metagemeinschaft geprägt sind. Die Zusammensetzung und Struktur der lokalen Gemeinschaften hängen nach HUBBELL lediglich von den relativen Abundanzen (= Dominanzen) der Arten innerhalb der Metagemeinschaft bzw. ihrer Verteilungsraten ab.

Diese Verhältnisse scheinen in den untersuchten Wäldern in Eberswalde bzw. im Müritz Nationalpark widergespiegelt zu sein, mit den meisten Arten weit verbreitet in den beiden Standorten. Es gab außerdem nur wenige Arten-Unterschiede zwischen den Standorten. Trotzdem war die Artendifferenzierung zwischen den Standorten größer als zwischen den einzelnen Flächen innerhalb der Standorte (21% Standortsidentität gegenüber meist >45% Flächenähnlichkeit). Somit unterschieden sich die regionalen Artenzusammensetzungen (= Metagemeinschaften) stärker als die lokalen Gemeinschaften innerhalb der einzelnen Regionen. Auch HUTHA et al. (1986) fanden größere Ähnlichkeiten in der Collembolenbeständen nah beieinander liegender Flächen als zwischen entfernteren Standorte. Ebenfalls waren die Artenähnlichkeiten in mehreren nah beieinanderliegenden Waldflächen (verschiedener Bestockung) bei Bonn sehr hoch (>60%, SCHLEUTER 1984).

Trotz dieser starken Prägung der Zönosen der einzelnen Flächen durch den regionalen Artenpool sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Gemeinschaften bedeutungsvoll. Die Unterschiede in den Collembolenzönosen der verschiedenen Bestandstypen sind zwar subtil, aber erkennbar. Sie liegen v.a. auf der Gemeinschaftsebene und stellen eher eine Veränderung innerhalb der Gemeinschaftsstrukturen als in der Gemeinschaftskomposition (Artenzusammensetzung) oder groben quantitativen Parametern der Collembola insgesamt (z.B. Individuendichten oder Artenzahlen) dar. Somit scheinen die einzelnen Bestandstypen eher einen Einfluss auf die lokale Zusammensetzung der regionalen Metagemeinschaft zu üben als verschiedene, lokal begrenzte Gemeinschaften zu prägen. Obwohl der Einfluss der Laub-Bestände und derjenigen der Kiefer-Bestockung am unterschiedlichsten waren, wurden auch Unterschiede zwischen den Kiefer-Rein- und Misch-Beständen festgestellt. Arten, die in den Kiefer-Beständen individuenstark vorkamen, wurden z.T. ebenfalls in den Mischbeständen registriert, aber in deutlich geringeren Abundanzen. V.a. deshalb wurden die Gemeinschaftsstrukturen ausgeglichener. Immer noch wurden aber „Buchen-Arten“ nur extrem individuenarm - wenn überhaupt - in den Mischbeständen nachgewiesen. Der Einfluss

des Waldumbaus war deshalb v.a. eine Abnahme der „Kiefer-Arten“ (wie auch der Eudominanzen der häufigen Arten), jedoch ohne dass diese durch eine Zunahme der Buchen-Arten kompensiert wurden. Der Umbau linderte weiterhin die inhomogenen Dominanzgefüge der Zönosen sowie die zeitliche Variabilität. Beide sind Anzeichen einer Labilität einer Gemeinschaft. Somit näherten sich die Zönosen der Mischbestände dem naturnahen Zustand. Die Mischbestände beeinflussten den regionalen Artenpool auf lokaler Ebene jedoch nicht so stark wie die Laubbestände, vermutlich aufgrund des immer noch starken Anteils der Nadelstreu in der Humusauflage.

Unter Umständen ist die noch starke Prägung der Zönosen der Mischbestände durch die Kiefer-Bestockung eine Auswirkung der starken Dominanz der Kiefer-Bestände in den Regionen. Hierdurch wäre die regionale Metagemeinschaft noch stark von „Kiefer-Arten“ dominiert. Es ist möglich, dass sich die Artenzusammensetzung und Gemeinschaftsstrukturen bei einer verstärken Umsetzung des Umbaus in der Regionen (v.a. bei einem Umbau in frühere Stadien) eher dem naturnahen Zustand angleichen würden.

Kernaussagen:

1. Exklusivarten/Zeigerarten/Zielarten der Collembola für bestimmte Wald/Forsttypen

Laubbestände (Buchen-Rein- bzw. Buchen/Eichen-Mischbestände)

Exklusivität in Laubbeständen zeigten *Pseudosinella alba*, *Anurida granulata*, *Anurophorus atlanticus* oder auch *Desoria violacea*. Weiterhin wurden *Folsomia quadrioculata*, *Supraphorura furcifera*, *Ceratophysella armata*, *Protaphorura armata*, *Willemia aspinata*, bzw. *Megalothorax minimus* v.a. in den Laubbeständen nachgewiesen. Diese Arten sind z.T. deutlich eurytop und werden häufig in verschiedenen Habitatstypen vorgefunden. In den untersuchten Beständen im Nordostdeutschen Tiefland haben sie jedoch eine klare Bevorzugung für die Laubbeständen gegenüber den Nadel- oder Mischbestände gezeigt.

Kieferbestände

Ausschließlich in den Kiefer-Beständen kamen *Arrhopalitis pseudoappendices*, *Pseudoachorutes dubius*, *Dicyrtoma fusca*, *Pseudachorutes subcrassis* oder auch *Lipothrix lubbocki* vor. Weiterhin zeigten Arten wie *Arrhopalites spinosus*, *Sphaeridia pumilis*, *Ceratophysella denticulata* bzw. *Friesea claviseta* eine Bevorzugung für Bestände mit Kiefer Bestockung.

2. Spezielle Artengemeinschaften in bestimmten Wald/Forsttypen

In den untersuchten Standorten im Nordostdeutschen Tiefland wurden bei den Collembola

spezielle Artenkombinationen vorgefunden, die eine deutliche Bevorzugung für entweder Laubbestände (v.a. Buche-Bestände) oder Kiefer-Bestände zeigten. Letztere wurden auch verstärkt in Buche/Kiefer-Mischbeständen gefunden, da die Zönosen dieser Bestände stark von der Kiefer-Bestockung beeinflusst waren. In den Laubbeständen wurden v.a. die Arten *Anurophorus atlanticus*, *Desoria violacea*, *Folsomia quadrioculata*, *Megalothorax minimus*, *Protaphorura armata*, *Pseudosinella alba*, *Supraphorura furcifera* und *Willemia aspinata* gemeinsam vorgefunden. In den Beständen mit Kiefer waren diese *Arrhopalites spinosus*, *Ceratophysella denticulata*, *Dicyrtoma fusca*, *Friesea claviseta*, *Neanura muscorum*, *Sminthurinus aureus* und *Sphaeridia pumilis*. Zusätzlich kamen Arten in den Kiefer-Beständen in verstärkten Abundanzen (wie z.B. *Parisotoma notabilis*) vor. Sie wurden jedoch in allen Forsttypen häufig vorgefunden, so dass sie keiner speziellen Vergesellschaftung zugewiesen werden können.

3. Einfluß der Bestockung (Baumart)

Die Collembolenfauna der verschiedenen untersuchten Bestände sind stark vom regionalen Artenpool (= Metagemeinschaft) abhängig. Die Bestandstypen üben eher einen Einfluss auf die lokale Artenzusammensetzung aus der Metagemeinschaft heraus aus. Die Unterschiede zwischen den Zönosen der verschiedenen Bestandstypen befanden sich somit eher innerhalb der Gemeinschaftsstrukturen als durch faunistische Grobparameter (Artenreichtum, Artenzusammensetzung) bzw. völlig unterschiedliche Gemeinschaften bedingt. Die Collembolenzönosen der Buchen-Reinbestände bzw. Laub-Mischbestände – als den Waldtypen, die zu der potentiellen natürliche Vegetation des Nordostdeutschen Tieflands gehören – müssen als die naturnäheren Gemeinschaften angesehen werden. Wie naturnah die festgestellten Zönosen dieser Bestandstypen tatsächlich sind, muss angesichts der starken Bestockung mit Kiefer in den untersuchten Regionen dahingestellt bleiben. Die starke Kieferbestockung kann durchaus einen Einfluss auf den regionalen Artenpool ausüben, so dass dieser auch in den Buchen-Beständen lokal ausprägt. Nicht desto trotz wurden in den Buchen-Beständen Gemeinschaften vorgefunden, die sich aus einer typischen Wald-Artenzusammensetzung in ausgeglichenen Dominanzstrukturen bildeten. Der Großteil der Arten, die in den untersuchten Regionen vorkamen, wurde in diesen Beständen zumindest als einzelne Individuen auch vorgefunden. Die Collembolenzönosen der Kiefer-Bestände unterschieden sich von denjenigen der Laubbestände. V.a. wurden sie durch ein weitgehendes Fehlen von Arten gekennzeichnet, die verstärkt in den Laubbeständen vorgefunden wurden. Stattdessen bildeten andere Arten (die allerdings meist ebenfalls in anderen Bestandstypen

dominant vorkamen) z.T. extrem individuenreiche Populationen. Diese Arten beherrschten somit die Gemeinschaften stark (wobei einzelne Arten z.T. >60% aller Collembolenindividuen ausmachten). Die Dominanzgefüge dieser Gemeinschaften waren deshalb auch stark inhomogen. Außerdem schwankten die Dichten dieser Arten von Jahr zu Jahr sowie selbst innerhalb eines Jahres stark, so dass die Gemeinschaften sich insgesamt als hoch variabel erwiesen. Diese beiden Merkmale können als Anzeichen potentieller Labilität einer Gemeinschaft angesehen werden. Die Buchen-Bestände zeigten diese Merkmale nicht in so starker Form. Diese Unterschiede in den Gemeinschaften der Kiefer-Bestände sind vermutlich auf die mächtige Nadelstreu-Auflage der untersuchten Flächen zurückzuführen. Die Collembolenfauna der Kiefern/Buchen-Mischbestände zeigten sich bezüglich der Artenzusammensetzung und dominanten Arten stark von der Kiefer-Bestockung beeinflusst. Sie wiesen außerdem signifikant niedrigere Gesamtdichten und z.T. geringeren Artenreichtum als die reinen Kiefer- oder Buche-Bestände auf. Dies lag allerdings daran, dass Arten, die eine starke Bevorzugung für Kiefer-Bestände zeigten, in den Mischbeständen in z.T. erheblich reduzierten Dichten bzw. gar nicht vorkamen. Die Dominanzstrukturen waren deshalb deutlich ausgeglichener. Diese Reduktionen wurden allerdings nicht von einer Zunahme an „Buche-Arten“ kompensiert. Da die Kiefer-Bestockung den älteren Baumtyp in den Mischbeständen darstellt, sind diese Verhältnisse u.U. auf die ursprüngliche Bestockung und die daraus entstandene starke Nadelstreu zurückzuführen.

4. Einfluß des Bestandesalters

Das Bestandesalter hat die Collembolenfauna beim mittleren und älteren Bestandesalter nicht erkennbar beeinflusst. Die Collembola jüngerer Bestandesalter – v.a. bei Kiefer-Bestockung – zeigten allerdings starke Unterschiede zu den Zönosen älterer Kiefer-Bestände auf. Während die Faunen mittlerer und älterer Kiefer-Bestände sich z.T. stark von denjenigen der Laubbestände unterschieden, wiesen die Zönosen jüngerer Kiefer-Bestände bezüglich Artenzusammensetzung und Dominanzstrukturen noch große Ähnlichkeiten zu denen der Laub-Bestände auf. Dies ist u.U. darauf zurückzuführen, dass in jüngeren Beständen die Nadelstreu sich noch nicht so stark ausgebildet hat. Die Nadelstreu scheint den Haupteinfluss bei der Unterscheidung der Zönosen von Kiefer- und Buchebeständen auszuüben. Bei einem Umbau von Kiefer-Reinbeständen in Kiefer/Buchen-Mischbestände während jüngeren Bestandesalters könnte eine Annäherung der Collembolenfauna an den naturnahen Zustand u.U. eher gewährleistet sein.

Literatur

ALBERTI, G., HAUK, B., KÖHLER, H.R., STORCH, V. (1996) (Hrsg.): Dekomposition. Qualitative und quantitative Aspekte und deren Beeinflussung durch geogene und anthropogene Belastungsfaktoren. Ecomed, Landsberg.

AXELSSON, B., LOHM, U., LUNDKVIST, H., PERSSON, T., SKOLUND, J., WIRÉN, A. (1973): Effects of nitrogen fertilization on the abundance of soil fauna populatons in a Scots Pine stand. - Research Notes, R. Coll. Forestr. 14: 1-18

AXELSSON, B., LOHM, U., PERSSON, T. (1984): Enchytraeids, lumbricids and soil arthropods in a northern decidous woodland – a quantitative study. -Hol. Ecol. 7: 91-103

BALTZER, R. (1956): Die Regenwürmer Westfalens. - Zool. Jahrb. Syst. 84: 355-414.

BAYER, B., SCHRADER, S. (1997) Auswirkung der Bodenverarbeitung und mechanischen Belastung im Ackerboden auf Milben und die biologische Bodenaktivität. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 85:469-472

BECK, L., DUMPERT, K., FRANKE, U., RÖMBKE, J., MITTMANN, H.-W., SCHÖNBORN, W. (1988): Vergleichende ökologische Untersuchungen in einem Buchenwald nach Einwirkungen von Umweltchemikalien. In: SCHEELE, B. & VERFONDERN, M. (Hrsg.): Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastbarkeit von Ökosystemen. Endberichte der geförderten Vorhaben, Teil 1, Jül-Spez-439 (9): 7-222.

BECK, L. & WOAS. S. 1991: Die Oribatiden-Arten (Acari) eines südwestdeutschen Buchenwaldes I. carolinea 49. 37-82.

BICK, H. (1982): Bioindikatoren und Umweltschutz. In: Bioindikatoren, Ergebnisse des Symposiums: Tiere als Indikatoren für Umweltbelastungen. Decheniana-Beihefte (Bonn) 26: 2-5.

BŁOSZYK, J. (1993): Uropodina (Acari: Mesostigmata) of pine forests in Poland. Fragm. faun., Warschau 35 (11): 175-183.

BŁOSZYK, J. (1999): Geographical and ecological variability of mites of the cohort *Uropodina* (Acari: Mesostigmata) in Poland. I. Uropodine mites of oak-hornbeam forests (*Carpinion betuli*). Kontekst (Hrsg.), Poznan. (in Polnisch)

BŁOSZYK, J. & ATHIAS-BINCHE, F. (1998): Survey of European mites of cohort Uropodina. I. Geographical distribution, biology and ecology of *Polyaspinus cylindricus* BERLESE 1916. Biol. Bull. Poznań 35 (1): 43-61.

BODE, M., BLUME, H.-P. (1997) Der Köderstreifentest als ein Maß der allgemeinen biologischen Aktivität von Ackerböden unter dem Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 85:473-476

BOUCHE, M. B. (1977): Strategies lombriciennes. - In: Lohm, U. & Persson, T. (eds):Soil organisms as components of ecosystems. - Ecol. Bull. (Stockholm) 25: 122-132.

CASTIN-BUCHET, V. & P. ANDRÉ (1998): The influence of intensive thinning on earthworm populations in the litters of Norway spruce and Douglas fir. Pedobiologia 42: 63-70.

CHRISTIANSEN, K. (1964): Bionomics of Collembola. - Ann Rev Entomol 9: 147-178

CORNABY, B.W., GIST, C.S., CROSSLEY D.A. (1977): Resource partitioning in leaf-litter faunas from hardwood and hardwood-converted-to-pine forests. In: HOWELL, F.G., GENTRY, J.B. SMITH, M.H. (eds) Mineral Cycling in Southeastern Ecosystems. ERDA Symposiium Sersies, S. 588-597

DIELMANN, H.J. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden. 10. Die Collembolen. - Verh. Ges. Ökol. 17: 103-107

DUNGER, W. (1960): Zu einigen Fragen der Leistung der Bodentiere bei der Umsetzung organi-scher Substanz. - Zentralbl. Bakter., Parasitenk., Infectionskrankh. Hygiene 11: 345-355.

DUNGER, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und

Halden des Braunkohlentagebaus: Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose.- Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 43: 2: 1-250.

DUNGER, W. (1972): Systematische und ökologische Studien an der Apterygotenfauna des neißetals bei Ostritz/Oberlausitz. – Abh. Ber. Naturk. Mus. Görlitz 47: 1-42

DUNGER,W. (1982): Die Tiere des Bodens als Leitformen für anthropogene Umweltveränderungen.- Decheniana Beh. 26:151-157

DUNGER,W. (1983) : Tiere im Boden. - 3. Aufl.; 280 S.; Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen.-& Fiedler, H.J. (1989) : Methoden der Bodenbiologie. 302-303; Jena: Fischer.

EISENBEIS, G. (1994) Die biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. Braunschw. Naturkundl. Schr. 4:653-668

EISENBEIS, G. (1998) Die Untersuchung der biologischen Aktivität von Böden. I. Der Köderstreifen-Test. Praxis Naturwiss. Biol. 47:15-21

EISENBEIS, G, LENZ, R., DOGAN, H., SCHÜLER, G.(1996) Zur biologischen Akt9ivtät von Nadelwaldböden: Messung der tierische Fraßaktivität mit dem Köderstreifen-Test sowie Bestimmung von Streuabbauraten mit dem Minicontainer-Test. Verh. Ges. Ökologie 26:305-311

EVANS, G.O. & TILL, W.M. (1979): Mesostigmatic mites of Britain and Ireland (Chelicerata: Acari-Parasitiformes). An introduction to their external morphology and classification. Trans. zool. Soc. Lond. 35: 139-270.

FABIAN, L. 1997: Oribatid mite communities (Acari, Oribatida) from the Anina Mountains (The Carpathians, Romania). Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69 (6): 41-51.

FEDERSCHMIDT, A., RÖMBKE, J. (1994) Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test auf zwei fungizidbelasteten Standorten. Braunschw. Naturkl. Schr. $(3):675-680

GEISSEN, V., SCHÖNING, A., KRATZ, W., BRÜMMER, G.W. (1997) Effects of limning on decompostion rates and feeding activities in forest soils in relation to soil chemical paramters. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 85:485-488

GEMESI, O., SKAMBRACKS, D. & TOPP, W. (1995): Einfluß eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedlungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernseer Berge. - Forstw. Cbl. 114: 272-281; Berlin: Blackwell.

GERDSMEIER, J., GREVEN, H. (1992): Synökologische und produktionsbiologische Untersuchungen an Collembolan aus Buchenwäldern des Eggegebirges (Westfalen). Ein Beitrag zur Immissionsbelastung. - Abh. Westf. Mus. Naturk. 54: 3-76

GHILAROV, M.S. (1978): Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes und von bodenbildenden Prozessen. Pedobiologia 18: 300-309.

GRAFF, O. (1953) : Die Regenwürmer Deutschlands. aus Schriftreihe d. Forschungsanstalt f. Landwirtschaft., Braunschweig - Völkenrode. - 81 S.; Hannover: Schaper.- & (1983) : Unsere Regenwürmer. Lexikon für Freunde der Bodenbiologie. - 112 S.; Hannover: Schaper.

GUILD, W. J.M. (1952): Variation in eathworm numbers within field populations. -J. Anim.Ecol. 21: 169-181.

HÅGVAR, S. (1982): Collembola in Norwegian coniferous forest soils. I. Relations to plant communites and soil fertility. – Pedobiologia 24: 255-296

HÅGVAR, S. (1984): Effects of liming and artificial acid rain on Collembola and Protura in coniferous forest. - Pedobiologia 27: 341-354

HAIRSTON, N.G. (1959): Species abundance and community organisation. Ecology 40: 404-416.

HARTENSTEIN, R. (1961): On the distribution of forest soil microarthropods and their fit to contagious distribution function. Ecology 42: 190-194.

HAYBACH, G. (1959): Über die Collembolenfuna verschiedener Waldböden. – Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 28: 31-51

HEINSDORF, M. (1993) Vergleiche von Freßaktivitäten bodenlebender Tiere in verschiedenen Forstökosysteme. Beitr. Forstwirtsch. U. Landsch.ökol. 27:37-39

HELLING, B., PFEIFF, G. LARINK, O. (1997) Fraßaktivität an Köderstreifen von Collembolen, Enchytraeiden und Regenwürmer im Laborversuch. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 85:505-508

HELLING, B., PFEIFF, G. LARINK, O. (1998) A comparison of feeding activity of collembolan and enchytraeid in laboratory studies using the bati-lamina test. Appl. Soil Ecol. 7:207-212

HILL, M.O. (1973): Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432.

HUBBELL, S.P. (2001): The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography. Princeton Univ. Press, Princeton and Oxford. 375 S.

HUTHA, V., HYVÖNEN, R., KAASALAINEN, P., KOSKENNIEMI, A., MUONA J., MÄKELÄ, I., SULANDER M., VILKAMAA, P. (1986): Soil fauna of Finnish coniferous forests. – Ann. Ziool. Fennici 23: 345-360

HUTU, M. (1982): Strukturelle Eigenschaften von Uropodiden-Zönosen in der Streuschicht verschiedener Waldtypen längs eines Höhengradienten. Pedobiologia 23: 68-89.

JUDAS, M. (1989): Populationsökologie der Regenwürmer (Lumbricidae) in einem Kalkbuchenwald: Abundanzdynamik und Bedeutung von Nahrungsressourcen. Berichte des Forschungszentrum Waldökosysteme, Reihe A. Band 53.

KACZMAREK, M. (1977): Comparison of the role of Collembola in different habitats. - Ecol. Bull. (Stockholm) 25: 64-74

KARG, W. (1962): Räuberische Milben im Boden. Die Neue Brehm-Bücherei. Ziemsen Verlag. Wittenberg Lutherstadt (heute: Westarp Wissenschaften, Magdeburg), 1-64.

KARG, W. (1967): Synökologische Untersuchungen von Bodenmilben aus forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten Böden. Pedobiologia 7: 198-214.

KARG, W. (1968): Bodenbiologische Untersuchungen über die Eignung von Milben, insbesondere von parasitiformen Raubmilben, als Indikatoren. Pedobiologia 8: 30-39.

KARG, W. (1971): Acari (Acarina), Milben, Unterordnung Anactinochaeta (Parasitiformes): Die freilebenden Gamasina (Gamasides), Raubmilben. In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 59. Teil, G. Fischer Verlag, Jena.

KARG, W. (1982): Untersuchungen über Habitatansprüche, geographische Verbreitung und Entstehung von Raubmilbengattungen der Cohors Gamasina für ihre Nutzung als Bioindikatoren. Pedobiologia 24: 241-247.

KARG, W. (1986): Vorkommen und Ernährung der Milbencohors Uropodina (Schildkrötenmilben) sowie ihre Eignung als Indikatoren in Agrarökosystemen. Pedobiologia 29: 285-295.

KARG, W. (1989): Die Bedeutung der Beute- und Wirtsbeziehungen parasitiformer Milben für bodenbiologische Standortanalysen. Pedobiologia 33: 1-15.

KARG, W. (1993): Acari (Acarina) Milben, Parasitiformes (Anactinochaeta) Cohors Gamasina LEACH, Raubmilben. In: Die Tierwelt Deutschlands. 59. Teil, 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

KARG, W. & FREIER, B. (1995): Parasitiforme Raubmilben als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Ökosystemen. Mitt. Biol. Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.) 308: 5-96.

KÖHLER, H. (1993) Erfahrungen mit dem Köderstreifen-Test nach TÖRNE. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 69:143-146

KOLBE, W., KAMPMAN, T.H., SCHLEUTER, M. (1984): Zur collembolenfauna der Wälder im Staatswald Burgholz – Vergleich der Resultate zweier Fangjahre. – Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal. 37: 69-75

KOPESKI, H., MAYER, E. (1994): Artenzusammensetzung und Abundanz von Collembolen in Waldböden Vorarlbergs (Österreich). – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck. 81: 151-166

KOPESKI, H., JANDL, R. (1994): Mesofauna, especially the Collembolan fauna, in Vienna beech wood in relation to litter accumulation and depletion. – Zool. Anz. 233: 123-134

KRATZ, W. (1994) Der Köderstreifen-Test. Ein Schnelltest zur Bestimmung der bodenbiologischen Aktivität von Waldkalkungen. Braunschw. Naturkdl. Schr. 4:659-663

KRATZ, W. (1998) the Bait-Lamina Test. General Aspects, Applications and Püerspectives. Environ. Sci. Pollut. Res. 54-96

LARINK, O. (1993) Ist der Köderstreifentest ein Maß für bodenzoologische Aktivität? Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 69:139-142

LARINK, O., KRATZ, W. (1994) Köderstreifen-Workshop in Braunschweig – ein Resümee. Braunschw. Naturkdl. Schr. 447-651

LEMASTER M., JONES, J.A., MOLDENKE A.R., TORGERSEN, C.E. (1994): Spatial heterogeneity of soil invertebrates and edaphic properties in a coniferous forest (Abstract). - Bull. Ecol. Soc. Am. **75**: 130

LLOYD, M. (1967): Mean crowding. J. Anim. Ecol. 36: 1-30.

LUXTON, M. 1981: Studies on the oribatid mites of a Danish beech wood soil III. Introduction to the field populations. Pedobiologia 21. 301-311.

LUXTON, M. (1982): The biology of mites from beech woodland soil. Pedobiologia 23: 1-8.

MADEJ, G. & ADAMSKA, E. (1999): Mesostigmatid mites (Acari, Mesostigmata) colonizing the zinc metallurgic dump. In: Acarologia polska u progu XXI wieku, Warszawa, 202-210.

MICHERDZIŃSKI, H.W. (1969): Die Familie Parasitidae OUDEMANS, 1901 (Acarina, Mesostigmata). Zaklad Zoologii Systematycznej, Polskiej Akademii Nauk, Krakau.

MITTMANN, H.-W. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden. 11. Die Milben. Verh. Ges. Ökol. 17: 109-115.

MÜLLER, H.J. (1991): Ökologie. UTB für Wissenschaft, 2. Aufl., G. Fischer Verlag, Jena.

NORDSTRÖM, S. & S. RUNDGREN (1973): Assiciations of lumbrids in southern Schweden. Pedobiologia 13: 301-326.

ODUM E.P. (1983): Grundlagen der Ökologie. G. Thieme Verlag. Stuttgart, New York.

PEREL, T.S. (1979) : Rasprostranenie: zakonomernosti raspredelenija dozdevych cervej fauySSSR (Range and regularities in the distribution of eartworms of the USSR fauna).272 S.; Moskva: Izdat. Nauka, (russ.).

PETERS, D. (1985): Die Regenwurmfauna verschieden genutzter Böden im Raum Krefeld (Lumbricidae). - Decheniana (Bonn) 138: 118-134.

PETERSEN, H. (1980): Population dynamic and metabolic characterization of Collembola species in a beech forest ecosytem. In: DINDAL, D.L. (ed) Soil Biology as Related to Land Use Practices. US EPA, Washigton, s. 806-833

PETERSON, H. & LUXTON, M. 1982: A comparative analysis of soil fauna populations and their role in decomposition processes. Oikos 39: 287-388.

PFLUG, A., WOLTERS, V. (2002): Collembolan communites along a European transect. – Eur. J. soil biol. 38: 371-374

PFLUG, A. (2001): Determinants of Soil Community Structure and Function in European Conifierous Forests with Particular Emphasis on Collembola. Diss. Univ. Giessen. Shaker Verlag, Aachen. 137 S.

PHILLIPSON, J., ABEL, R., STEEL, J. & WOODELL, S. R. J. (1976): Earthworms and the factors governing their distribution in an English beechwood. - Pedobiologia 16: 258-285.

PILIPIUK, I. (1981):Earthworms of Warsaw and Mazovia. - Memorabilia Zoologica 34: 69-77
PLATNER, C. (1997): Untersuchungen zur Verteilung ausgewählter Gruppen der Makrofauna in einem Gradienten von Fichte (Picea abies) zu Buche (Fagus sylvatica) auf Buntsandstein. Diplomarbeit. Universität Göttingen.
PONGE, J-F. (1993): Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. -Pedobiologia 37: 223-244
POOLE, T.B. (1961): An ecological study of the Collembola in a coniferous foret soil. – Pedobiologia 1: 113-137
POOLE, T.B. (1962): The effect of some environmental factors on the pattern of distribution of soil collembola in a coniferous woodland. - Pedobiologia 2: 169-182
RÖMBKE, J. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden. 9. Die Enchytraeen undRegenwürmer.Verh. - Ges. Ökol. 17: 97-101.
RUF, A. (1997): Fortpflanzungsbiologie von Raubmilben und Charakterisierung von Böden – Ein Konzept zur Indikation von Belastungszuständen von Böden. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 69 (2): 209-216.
RUF, A. (1998): A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as an indicator of enviromental impacts of pollution on forest soils. Appl. Soil Ecol. 9: 447-452.
RUF, A. (2000): Die Raubmilbenfauna als Indikator für Bodenqualität – was zeigen Milben an, das Regenwürmer nicht können ? Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 72 (1): 121-133.
RUSSELL, D.J. (2002): Springschwänze (Collembola). In: 2. Zwischenbericht zum BMBF-Projekt, 38-46.
SATCHELL, J. E. (1955): Some Aspects of Earthworm Ecology.: 180-201. In: Kevan, D. K. Mc E. (Hrsg.): Soil Zoology. - London: Butterworth, Scient. Publ..
SATCHELL, J.E. (1967): Lumbricidae. - In: Burges, A. & Raw, F. (eds.): Soil biology. - 259-322; London: Academic Press.
SCHAEFER, M. & SCHAUERMANN, J. (1990): The soil fauna of beech forests: comparison between a mull and a moder soil. Pedobiologia 34: 299-314.
SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., F. Enke Verlag, Stuttgart.
SCHENKER, R. & SCHREIT, B. (1980): Saisonale Verteilungsmuster von Mikroarthropoden. Revue suisse Zool. 4 : 1017-1028.
SCHLEUTER, M. (1987): Untersuchung der Collembolenfauna der Naturwaldzelle "Oberm Jägerkreuz" – Beitrag zur Kenntnis der Springschwänze der Streu und des Bodens in einem naturnahen Wald. - Decheniana (Bonn) 140: 134-139
SCHRUFT, G. & ULSHOFER, W. (1982): Faunistisch-ökologische Untersuchungen von Regenwürmern (Lumbricidae) in Rebanlagen. - Die Weinwissenschaft **37,** (1): 11-35.
SCHULTE, W., FRÜND, H.-CH., SÖNTGEN, M., GRAEFE, U., RUSZKOWSKI, B., VOGGENREITER, V. & WERITZ, N. (1990): Zur Biologie städtischer Böden. Beispielraum: Bonn - Bad Godesberg. - Schriftenr. für Landschaftspflege und Naturschutz. 33; Kilda.
SCHWERDTFEGER, F. (1975): Ökologie der Tiere, Bd. 3: Synökologie. Verl. P. Parey, Hamburg, Berlin.
SKUBALA, P. 1999: Comparison of adult oribatis mites (Acari, Oribatida) from three mountain forests in Poland: I. Abundance, biomass and species richness. In: BRUIN, J. ET AL.: Ecology and Evolution of the Acari, Kluwer Academic Publishers, Netherland: 547-555.
SKORUPSKI, M. (2001): Mites (Acari) from the order Gamasida in the Wielkopolski National Park. Fragm. faun. 44: 129-167.SCHLEUTER, M. (1984): Untersuchung der Collembolenfauna verschiedener Waldstandorte des Natutparkes Kottenforst-Ville.

Diss. Univ. Bonn. 141 S.

STERZYNSKA, M. (1990): Communites of colembola in natural and transformes soils of the linden-oak-hornbeam sites of the Mazovian Lowland. – Fragm. Faunist. (Warszawa) 34: 165-262

STRESEMANN, E. (1992):Wirbellose. - In: Hannemann, H.-J., Klausnitzer, B., Senglaub, K.: Exkursionsfauna von Deutschland 1: 367-371.

SYLWESTROWICZ-MALISZEWSKA ET AL. 1993: Moss mites (Acari: Oribatida) of pine forests from Poland. Fragmenta Faunistica 36 (12). 185-199.

TAKADA, H. (1987): Dynamics and maintenance of Collembolan community structure in a forest soil system. – Res. Popul. Ecol. 29: 291-346

THIELEMANN, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia. 29: 296-302.

TISCHLER, W. (1979) : Einführung in die Ökologie. 2. Aufl. 288 S.; Stuttgart: Fischer.

TOPP, W. (1981): Biologie der Bodenorganismen. UTB 1101; Heidelberg: Quelle&Meyer.

USHER, M.B. (1971): Seasonal and vertical distribution of a population of soil arthropods: Mesostigmata. Pedobiologia 11: 27-39.

USHER, M.B. (1975): Seasonal and vertical distribution of a population of soil arthropods: Cryptostigmata. Pedobiologia 15: 364-374.

VOGEL, J. (1988): Zur collembolenfauna unterschiedlicher Waldbiotope in Schleswig-Holstein. – Faun.-Ökol. Mitt. 6: 53-60

VON TÖRNE, E. (1990a) Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-Lamina-tests. Pedobiologia 34:89-101

VON TÖRNE, E. (1990b) Schätzungen von Fressaktivitäten bodenlebender Tiere. II. Mini-Köder-Tests. Pedobiologia 34:269-279

WAINSTEIN, B.A. (1967): O njekatorych metodach ozenki schodstwa biozenosow. Zool. Journ. (Moskau) 46: 981-986.

WALLWORK, J.A. 1983: Oribatids in forest ecosystems. Ann. Rev. Entomol. 28: 109-130.

WAUTHY, G., NOTI, M.-I., DUFRÊNE, M. 1989: Geographic ecology of soil oribatid mites in deciduous forests. Pedobiologia 33. 399-416.

WEIGMANN, G. & KRATZ, W. 1981: Die deutschen Hornmilben und ihre ökologische Charakteristik. Zoologische Beiträge 27 2-3. Duncker & Humblot. Berlin.459-489.

WILCKE, D. E. (1955): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Analyse des Regenwurmbesatzes bei zoologischen Bodenuntersuchungen. - Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde. 68: 44-49.

WITTICH, W. (1953): Untersuchungen über den Verlauf der Streuzersetzung auf einem Boden mit starker Regenwurmtätigkeit. - Schriftenr. Forstl. Fak. Göttingen 9: 1-33

WOLF, J.E. (1993): Zur Gamasidenfauna (Acari, Parasitiformes) zweier Buchenwaldstandorte unterschiedlicher Schwermetallbelastung. Diplomarbeit Univ. Heidelberg.

WOLTERS, V. (1983): Ökologische Untersuchungen an Collembolen eines Bucehnwaldes auf Kalk. – Pedobiologia 25: 73-85

ZAJONC, I. (1971): Synusia analysis of earthworms (Lumbricidae, Oligochaeta) in the oak-horn-beam forest in south-west Slovakia. In: Duvigneaud, P. (ed.): Productivity of forest ecosystems. Paris, UNESCO: 453-462.

ZICSI, A. (1965): Die Lumbriciden Oberösterreichs und Österreichs unter Zugrundlegung der Stammsammlung Karl Wesselys mit besonderer Berücksichtigung des Linzer Raumes. - Naturkundl. Jb: Stadt Linz: 125-201.

ZUKUNFTSORIENTIERTE
WALDWIRTSCHAFT

Bundesland Mecklenburg-Vorpommern

Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
in Zusammenarbeit mit Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg,
Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Sachsen

- Schlussbericht zum Projekt -

Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland

- Band 2 -

Zuwendungsempfänger: Universität Greifswald; Zoologisches Institut und Museum

Förderkennzeichen: 0339757

Laufzeit des Vorhabens: 15.04.2000-30.04.2003

Geographischer Projektverbund: Nordostdeutsches Tiefland

Im BMBF-Projekt: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft

Projektleiter: Prof. Dr. G. Alberti und Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

EINLEITUNG

MATERIAL UND METHODEN

UNTERSUCHUNGSGEBIETE

EINZELBERICHTE

Stratum Boden

- Köderstreifen
- Lumbricidae
- Mikroarthropoden
    - Großgruppen
    - Oribatida
    - Gamasida
    - Collembola

Stratum Bodenoberfläche

- Makroarthropoden
    - Großgruppen
    - Araneae, Opiliones
    - Isopoda, Myriapoda
    - Coleoptera – Carabidae

Sonderstruktur Alt- und Totholz

- Coleoptera

Strata Kraut-, Strauch- und Baumschicht

- Lepidoptera
- Vögel, Kleinsäuger, Fledermäuse

„STRATUM BODENOBERFLÄCHE“

Einführungsbericht zur Bodenfallenuntersuchung mit einem allgemeinen Überblick über die Tiergruppen

Dipl.Biol. G. Mathiak

Einleitung

Im Blickpunkt der ökofaunistischen Untersuchungen des Stratums „Bodenoberfläche“ stehen die laufaktiven Tiergruppen bzw. die Organismen, die sich permanent oder temporär an der Bodenoberfläche aufhalten. Das Epedaphon, die Tierwelt der Bodenoberfläche, ist insofern von großer Bedeutung für den Stoffhaushalt des Waldes, da es sich bei diesem Stratum um eine Schnittstelle zwischen dem Boden respektive seiner Lebewelt (Edaphon) und der oberhalb des Waldbodens agierenden Fauna der Kraut-, Strauch- und Baumschicht handelt. Die Makrofauna des Epedaphons wird vor allem von einer Reihe räuberisch lebender Gruppen dominiert. Zu ihnen gehören ausgewiesene Bioindikatoren wie Laufkäfer (Carabidae), Spinnen (Araneae), Weberknechte (Opiliones) und Hundertfüßer (Chilopoda). Diese genannten Gruppen wurden gemäß des Strata-Modul-Modells im Rahmen der Bodenfallenuntersuchungen als Repräsentanzgruppen ausgewählt.

Untersuchungsmethodik

Zur Untersuchung der oben genannten Repräsentanzgruppen wurden bei den Felderhebungen standardisierte Bodenfallen eingesetzt, die folgende Dimensionierung hatten:

- Handelsübliche Honiggläser, die in den Boden eingelassen sind und mit der Bodenoberfläche abschließen
- Joghurtbecher als leicht austauschbare Fangbehältnisse, die in die Honiggläser eingesetzt werden
- Fang- und Konservierungsflüssigkeit Ethylenglykol
- Transparente Plastikdächer mit je zwei Haltestäben zum Schutz vor Regen

Pro Standort kamen fünf parallele Fallen zum Einsatz, die im Abstand von 10 Metern als Transekt aufgestellt wurden. Mit dieser Methode wird üblicherweise ein Spektrum an Arten erfaßt, dass 60 bis 80% der Fauna abdeckt. Der Zeitaufwand ist bei dieser Fangmethode relativ gering. Dafür können über die gesamte Vegetationsperiode kontinuierliche Werte genommen werden. Nachteil dieser Methode ist, dass die so ermittelten Fangzahlen keinen direkten Bezug zur Siedlungsdichte haben, da die Eigenaktivität der einzelnen Semaphoronten und der Raumwiderstand an der Bodenoberfläche das Ergebnis arten- und strukturbezogen modifizieren (MÜLLER-MOTZFELD 1989).

Untersuchungsflächen

Die Bodenfallenuntersuchungen wurden auf insgesamt elf verschiedenen Waldstandorten im Müritzgebiet an der südlichen Grenze des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern zu Brandenburg in den Jahren 2000 bis 2002 durchgeführt (Tab. 1). In diesem Probenschema sind die für die Wälder im Nordosten Deutschlands charakteristischen Baumbestandstypen (Kiefer, Rotbuche, Kiefer/ Rotbuche) mit insgesamt drei Altersklassen (jung, mittel, alt) zuzüglich einer Referenzfläche „Rotbuchen-Naturwaldparzelle“ enthalten. Von jeder Waldsukzessions-Variante wurde lediglich eine Repräsentanzfläche untersucht. Demzufolge konnten standortrelevante Unterschiede und damit die Spanne, die ein Bestandstyp umfasst, nicht ausgelotet bzw. bewertet werden. Weiterhin ist der Hinweis wichtig, dass sich der Vergleich nicht auf Echtzeit-Sukzessionen bezieht. Statt dessen stehen die punktuellen Untersuchungen zeitgleich existierender verschiedener Altersstadien von Forsten im Vordergrund.

Tab. 1: Gebietsbezeichnungen und Baumbestand der elf Walduntersuchungsflächen

Gebiete	Fallengruppe / Nr.	*Baumart / Alter*
Serrahn	FG I (1-5)	Kiefer 140 J., Buche 50 J.
Serrahn	FG II (6-10)	Kiefer 180 J., Buche 50 J.
Serrahn	FG III (11-15)	Eiche 70 J., Buche ?? J.
Serrahn	FG IV (16-20)	Buche 180 J.
Serrahn	FG V (21-25)	Kiefer 80 J.
Wilhelminenhof	FG VI (26-30)	Buche 160 J.
Koldenhof	FG VII (31-35)	Buche 30 J.
Gnevitz	FG VIII (36-40)	Kiefer 51 J., Buche 8 J.
Gnevitz	FG IX (41-45)	Kiefer 80 J. Buche 40 J.
Gnevitz	FG X (46-50)	Kiefer 19 J.
Düsterförde	FG XI (51-55)	Kiefer 158 J.

Untersuchungszeiten

Der Zeitraum, in dem die Bodenuntersuchungen in den Jahren 2000 bis 2002 durchgeführt wurden, erstreckte sich jeweils von Anfang April bis Ende Oktober bzw. Anfang November eines Jahres. Im einzelnen waren die Standzeiten der Bodenfallen für das Jahr 2000 auf die Periode vom 6.4.-2.11., für 2001 auf den Zeitraum 5.4.-1.11. und für 2002 auf das Intervall vom 4.4.-31.10. terminiert. Die Standzeit der Fallen belief sich bei 15 Leerungen, die im 14tägigen Intervall durchgeführt wurden, auf einheitlich 210 Fallentage bezogen auf ein Untersuchungsjahr. Im ersten Untersuchungsjahr (2000) wurden vier Standorte beprobt, im zweiten Jahr (2001) elf und im dritten Jahr (2002) nochmals zehn Standorte (Tab. 2). Insgesamt liegen damit für vier Standorte Daten aus drei Jahren (2000-2002) vor, von weiteren 6 Standorten Daten aus zwei Jahren (2001-2002) und von einem Standort eine Jahresdatenreihe (2001).

Tab. 2: Die Untersuchungsflächen mit Angabe der Jahresreihennummer (1-25), der Flächensignatur und der Untersuchungsjahre (Ki=Kiefer, Bu=Buche, Ei=Eiche, M=Müritzgebiet, j=jung, m=mittel, a=alt)

Jahr	2000												2001												2002											
Monat	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
I = KiBu(a)M-1																																				
II = KiBu(a)M-2																																				
III = BuEi(m)M-1																																				
IV = Bu(a)M-1																																				
V = Ki(m)M-1																																				
VI = Bu(m)M-1																																				
VII = Bu(j)M-1																																				
VIII = KiBu(m)M-1																																				
IX = KiBu(m)M-2																																				
X = Ki(j)M-1																																				
XI = Ki(a)M-1																																				

Bis auf gelegentliche Schadeinwirkungen durch Wildschweine vornehmlich im Buchen-Eichenforst (BuEi(m)M-1) blieben die Fallenausfälle sehr gering. Entsprechende Ausfälle von Einzelfallen wurden bei der Berechnung von Durchschnittswerten und Jahressummen berücksichtigt. Davon abgesehen verlief die Probennahme und die Datenerfassung reibungslos.

Probenbearbeitung

Die Proben wurden am Zoologischen Institut und Museum der Universität Greifswald aufgearbeitet. Diese Bearbeitung sah die Fraktionierung des Gesamtfanges in die einzelnen Tiergruppen vor. Der Fang wurde dabei in 22 Tiergruppen (Abb. 1) aufgeteilt und ausgezählt. Anschließend wurden die primären Haupttiergruppen der Bodenuntersuchung (Myriopoda, Araneae, Opiliones, Isopoda, Carabidae) an die dafür vorgesehenen Tiergruppenbearbeiter für die weitere Determination und Auswertung weitergeleitet. Alle übrigen Tiergruppen wurden bis zu einer späteren Bearbeitung in einem konservierungsfähigem Zustand (70%iger Alkohol) überführt und im Greifswalder Institut magaziniert.

Abb. 1: Übersicht über die mit Bodenfallen nachgewiesenen Tiergruppen unter Angabe ihrer tiersystematischen Ebene, nach der die einzelnen Tiergruppen sortiert wurden (grün)

Stamm	Klasse	Ordnung	Familie
Annelida			
Mollusca			
Arthropoda	Arachnida	Araneae	
		Opiliones	
	Crustacea	Isopoda	
	Myriopoda		
	Hexapoda	Coleoptera	Carabidae
			Staphylinidae
			Übrige Coleoptera
		Heteroptera	
		Homoptera	
		Diptera	
		Hymenoptera	Formicidae
			Übrige Hymenoptera
		Thysanoptera	
		Psocoptera	
		Saltatoria	
		Lepidoptera	
		Aphaniptera	
		Übrige Hexapoda	
		Holometabole Larven	
Vertebrata			

Das Tierspektrum des Epedaphons, das mit Bodenfallen erfasst wurde, beinhaltet neben zahlreichen Gliederfüßern (Arthropoden) auch Ringelwürmer (Anneliden), Weichtiere (Mollusken) und Wirbeltiere (Vertebraten). Die mit Abstand größte Gruppe innerhalb der Ringelwürmer sind bei dieser Untersuchung die Regenwürmer (Lumbricidae). Über 89% aller ausgesammelten Organismen gehören zu den Arthropoden, gefolgt von den Mollusken mit über 10%. Die beiden übrigen Tierstämme (Anneliden, Vertebraten) machen zusammen genommen weniger als 1% des Gesamtfanges aus. Die Arthropoden werden aufgrund ihres hohen Mengenanteils und im Hinblick auf die gruppenspezifische Bearbeitung und Determination nach Klassen, Ordnungen und Familien unterteilt. Springschwänze (Collembola) und Milben (Acari) wurden bei dieser Fangmethode nicht berücksichtigt, d.h. weder ausgesammelt noch ausgezählt wurden, da diese Tiergruppen von den betreffenden Bearbeitern mit speziellen Untersuchungsmethoden nachgewiesen und bearbeitet wurden. Die Erfassung mit Bodenfallen stellt für diese Gruppen aber auch für Mollusken, Anneliden und Vertebraten keine geeignete Nachweismethode dar. Sie sind innerhalb dieser Untersuchung nur als Beifang aufzufassen. Deshalb konzentriert sich die weitere Auswertung ausschließlich auf die Arthropoden. Deren Bearbeitung erfolgt auf zwei Ebenen:

Quantitative Bearbeitung	**Alle Gruppen**
Qualitative (auf Artniveau) und quantitative Bearbeitung	**Repräsentanzgruppen (Araneae, Opiliones, Chilopoda, Carabidae)**

Im Rahmen der Bearbeitung der Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) wurden ausschließlich die Imagines determiniert und ausgewertet. Die Bestimmung der Carabiden erfolgte nach FREUDE et al. (1976) und LOHSE & LUCHT (1989). Die Nomenklatur richtet sich nach TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD (1995). Als optisches Bestimmungsgerät wurde ein CARL-ZEISS-Binokular mit 60facher Vergrößerung verwendet. Zu dem Gesamtarteninventar, das innerhalb der dreijährigen Untersuchung ermittelt wurde, ist eine Belegsammlung angelegt worden. Die nicht präparierten Tiere wurden nach der Bearbeitung in 70%igem Alkohol überführt und im Zoologischen Museum eingelagert.

Gruppenübersicht über die epedaphischen Arthropoden

Dominanzstruktur

Die kleinsten Individuenmengen innerhalb der Arthropoden fallen auf die Krebstiere (Crustacea, Isopoda) und die Tausendfüßer (Myriopoda), zu denen die Hundertfüßer (Chilopoda) und die Doppelfüßer (Diplopoda) gehören. Alle zusammen machen einen Anteil von 3% der gefangenen Arthropoden aus. Die übrigen 97% fallen auf die beiden großen Gruppen Spinnentiere (Arachnida) und Insekten (Hexapoda), wobei die Spinnentiere anteilig nur etwa ein Sechstel der Menge der Insekten erreichen. Demnach stellen die Insekten mit rund 83% auf der Bodenoberfläche des Waldes die mit Abstand individuenreichste Tierklasse dar. Ein Blick auf die weitere Unterteilung der Arthropoden zeigt (Abb.2), dass es auf der Ebene der Ordnungen drei große Gruppen gibt, zu denen rund 78% aller Individuen gehören. Dabei handelt es sich um die Ordnungen der Käfer (Coleoptera), der Zweiflügler (Diptera) und der Hautflügler (Hymenoptera). Innerhalb der letztgenannten Ordnung stellen die Ameisen (Formicidae) mit 80% die größte Gruppe bei dieser Untesuchung. Danach folgen mit den Weberknechten (Opiliones) und den Spinnen (Araneae) zwei Nicht-Insektenordnungen. Alle übrigen Arthropoden, unter ihnen die Rindenläuse (Psocoptera), Flöhe (Aphaniptera), Heuschrecken (Saltatoria), Schmetterlinge (Lepidoptera), Fransenflügler (Thysanoptera), Zikaden (Homoptera) und Wanzen (Heteroptera), erreichen in der Addition lediglich einen Anteil von 8% am Gesamtspektrum. Auf die Repräsentanzgruppen der Bodenfallenuntersuchung - Araneae (6,2%), Opiliones (8%), Chilopoda/Diplopoda (2,2%), Coleoptera (31,5%) - fallen zusammengenommen rund 48% der Waldbodenfauna. Zu den vorrangig betrachteten Käferfamilien gehören neben den Kurzflügelkäfern (Staphylinidae) mit einem Anteil am Gesamtkäferaufkommen von rund 35% vor allem die Laufkäfer (Carabidae), auf die rund 20% aller Käfer aus dieser Untersuchungsreihe fallen.

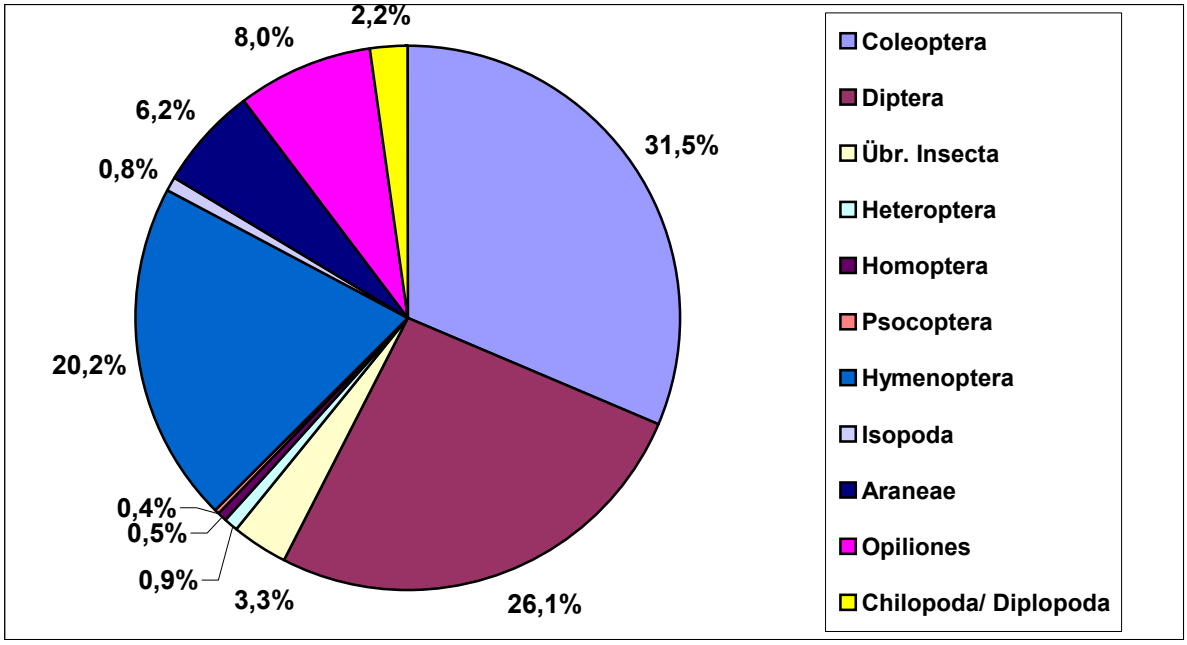


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der in den Bodenfallen gefundenen Arthropoden nach Ordnungen getrennt

Vergleich der Untersuchungsjahre

2001 wurden 62149 Arthropoden registriert gegenüber 49904 im Jahr 2002. Das sind für 2002 rund 25% mehr Individuen im Vergleich zum Vorjahr. So wurden in 2001 bei den Spinnen (183%, bezogen auf den Vorjahreswert), Weberknechten (131%), Tausendfüßern (121%), Zweiflüglern (145%), Wanzen (234%), Käfern (133%), Hautflüglern ausgenommen Ameisen (272%) und diversen kleineren Insektengruppen (300%) mehr Individuen gefangen. 2002 wurden dagegen bei Carabiden, (193%), Ameisen (126%), Zikaden (143%) und Asseln (240%) mehr Tiere gezählt. Ausgeglichen waren die Fangzahlen bei den holometabolen Larven und den Kurzflügelkäfern (Abb.3).

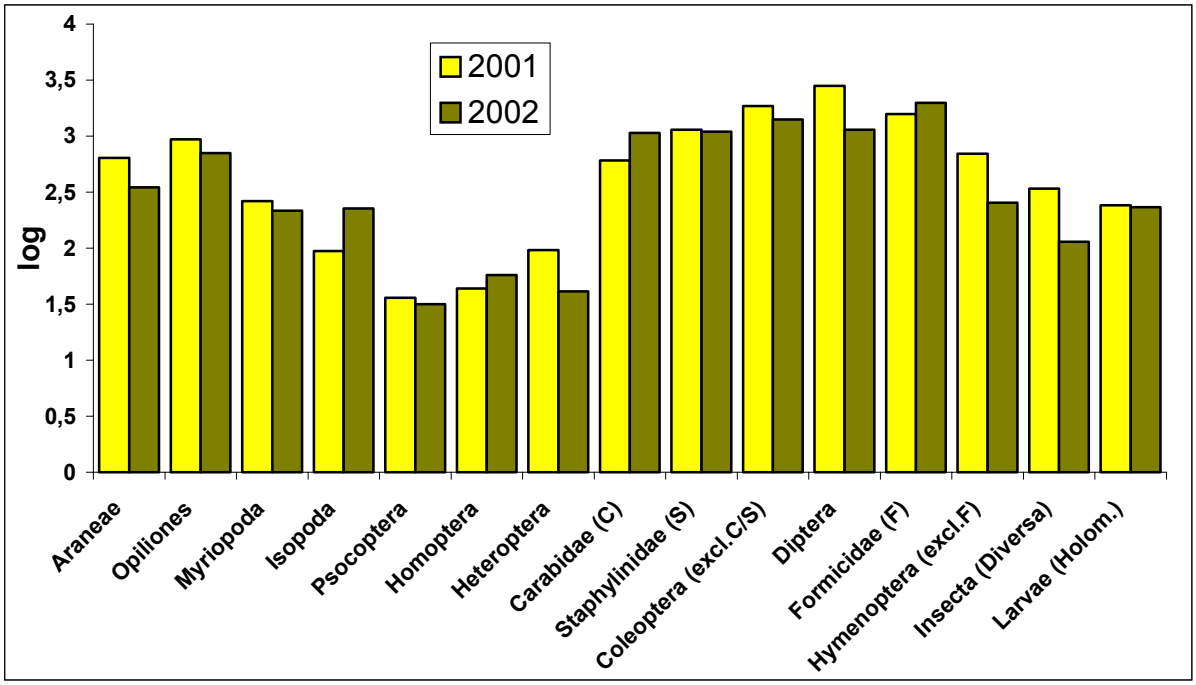


Abb. 3: Vergleich der Fangzahlen der verschiedenen Tiergruppen der Jahre 2001 und 2002

Fangzahlen der Standorte

Die Walduntersuchungsflächen mit den höchsten Fangzahlen bei Arthropoden waren in 2001 die Naturwaldparzelle (Bu(a)M-1) und die Mischforste (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2, KiBu(m)M-2). Auch 2002 hatte der Naturwald den höchsten Einzelwert erzielt, gefolgt vom Buchen-Eichenforst (BuEi(m)M-1) und den Mischforsten (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2, KiBu(m)M-2). In beiden Jahren wurden außerdem im jungen Buchen-Stangengehölz (Bu(j)M-1) erhöhte Werte gemessen. Die Kiefernforste (Ki(j)M-1, Ki(m)M-1) und der 160jährige Buchenbestand (Bu(m)M-1) wiesen die geringsten Fangzahlen auf. Die erhöhten Werte bei den Mischforsten beruhen in erster Linie auf dem gleichzeitigen Auftreten von euryöken Arten der Nadelforste und unspezifischeren Laubwaldarten.

Deutlich wird, dass die älteren Buchenforste und die Buchenwälder zwischen beiden Untersuchungsjahren in der Gesamtaktivität deutlich geringere Schwankungen zeigen als die Nadelforste und die Mischforste (Abb. 4). Die erhöhten Werte in diesen Forsten sind – wie der Vergleich der Zahlen von 2001 und 2002 zeigt – jahresabhängig. Die hohen Werte beziehen sich in erster Linie auf das Untersuchungsjahr 2002, während im Jahr zuvor die Werte im Vergleich aller Untersuchungsflächen wesentlich ausgeglichener waren. Die Gründe dafür müssen im Zusammenhang mit dem Jahresklima und den dämpfenden Eigenschaften der Laubwälder gegenüber extremen Wetterereignissen gesehen werden. Diese jährlichen Schwankungen sind deshalb vor allem für die untersuchten Nadel- und Mischforste

kennzeichnend, bei denen sich die Jahresfangsummen bis zu einem Faktor 2 unterscheiden können.

Bei der Betrachtung der jungen Gehölzbestände fällt auf, dass in der Kiefernkultur (Ki(j)M-1) – abweichend von allen übrigen Kiefernforsten und Mischforsten - in beiden Untersuchungsjahren ausgeglichene Fangzahlen zu registrieren waren. Unabhängig davon gilt für diese jungen Bestände im Gegensatz zu älteren Beständen, dass sie vor wenigen Jahren in der Regel aus Kahlschlagflächen hervorgegangen sind und damit zumindest zeitweilig Offenlandbereiche waren, die völlig anders geartete hygrothermische Bedingungen am Boden aufwiesen wie sie normalerweise im Wald gegeben sind.

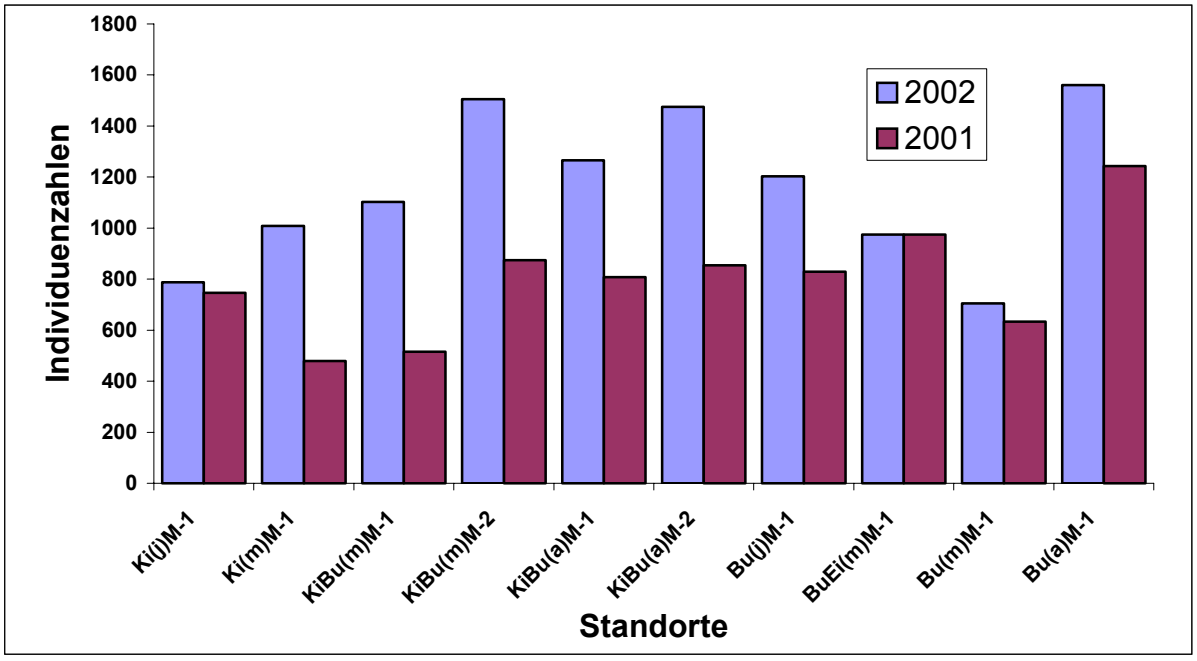


Abb. 4: Vergleich der Arthropodenzahlen der Jahre 2001 und 2002 von zehn Walduntersuchungsflächen im Müritzgebiet

Verteilungsmuster der Arthropoden

Die Mengenanteile der Arthropodengruppen zeigen nach der Baumart (Kiefer, Buche, Kiefer-Buche) und nach dem Bestandsalter (jung, mittel, alt) einige Unterschiede. In der Abfolge von Kiefernforsten, über die jungen und alten Mischforstbestände, den Laubbeständen bis hin zum Naturwald zeigt sich ein Anstieg der Fangsummen bei den Käfern, bei den Spinnentieren und bei den Asseln/ Tausendfüßern, während die Fangsummen bei den Hautflüglern in der gleichen Reihenfolge der Standorte rückläufig sind (Abb.5, oben links). Das Verteilungsmuster dieser Gruppe wird im Wesentlichen durch das Präferenzverhalten der

Ameisen (die 80% aller Hautflügler stellen) gegenüber trockenwarmen Kiefernbeständen bestimmt. Bei den holometabolen Larven hat der Naturwald als die Endstufe der Waldentwicklung einen im Vergleich zu den Forsten leicht erhöhten Wert.

In der Abfolge von jungen, mittleren bis zu den älteren Laubforsten ist in erster Linie eine Verringerung der Fangzahlen bei Käfern und Spinnentieren zu verzeichnen (Abb.5, unten links). Sehr deutlich ist der Unterschied zwischen dem 160jährigen Buchenforst (Bu(m)M-1) und der Naturwaldparzelle (Bu(a)M-1). Alle Arthropodengruppen erreichen im Naturwald höhere Fangzahlen als im alten Buchenforst. Auswirkungen auf das Ergebnis hat dabei sicherlich auch der zeitgleich mit den Untersuchungen durchgeführte Holzeinschlag im alten Buchenbestand, der sich jedoch schwierig quantifizieren läßt.

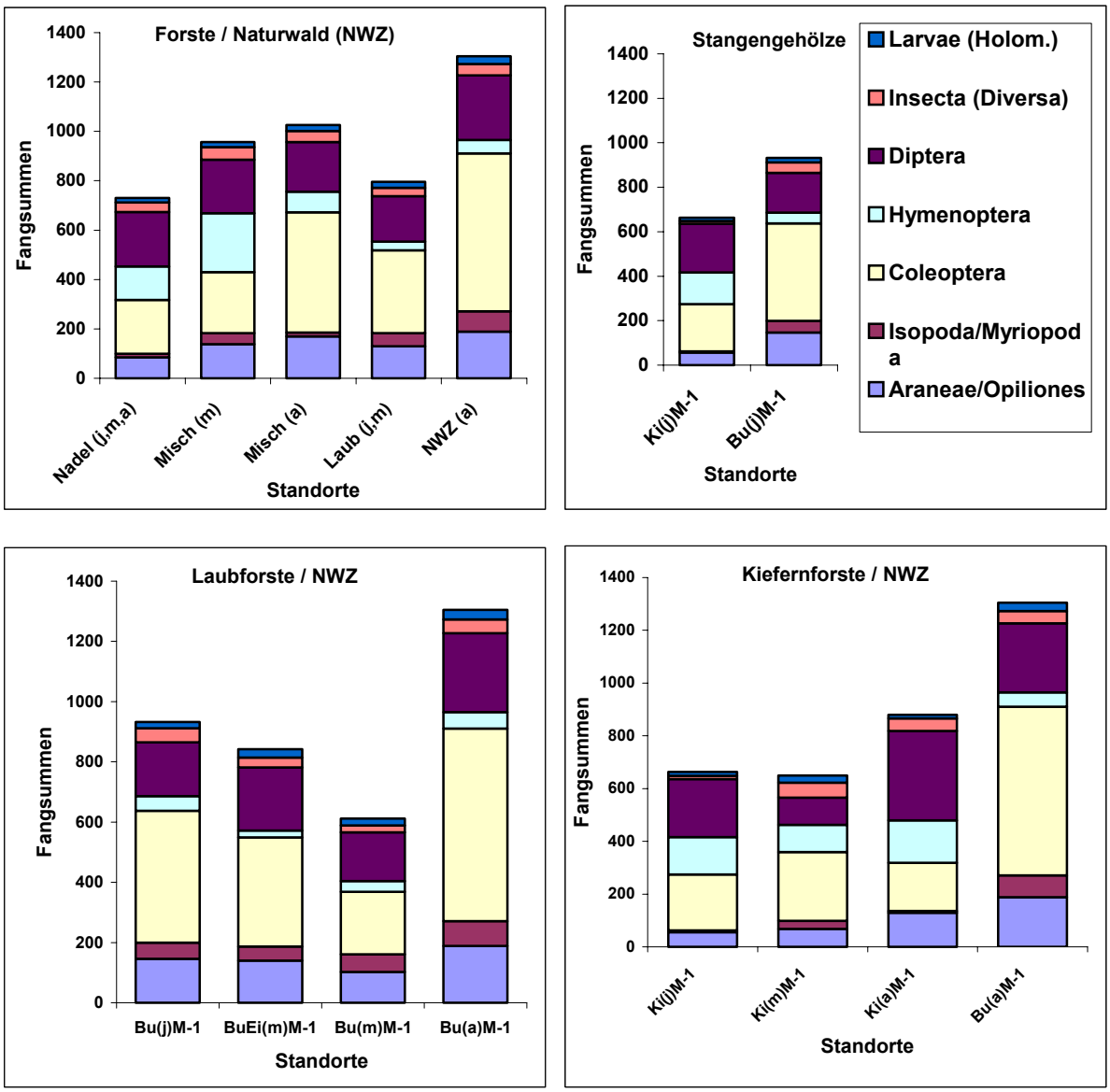


Abb. 5: Arthropodengruppen im Vergleich der Untersuchungsflächen „Forste (allg.) – Naturwald“ (oben links), Laubforste (unten links), Kiefernforste (unten rechts) und Stangengehölze (oben rechts)

Im Hinblick auf die Kiefernforste ist mit zunehmenden Alter ein leichter Rückgang der Käferzahlen festzustellen, während alle anderen Arthropodengruppen tendenziell ansteigende Werte zeigen (Abb. 5, unten rechts). Im Vergleich zwischen Nadelforsten und Naturwald wird der große Abstand bei den Fangzahlen der Käfer deutlich. Die jungen Pflanzkulturen und Stangengehölze haben ein von den älteren Baumbeständen abweichend anderes Strukturangebot. Dies kommt auch in den Fangzahlen zum Ausdruck. So handelt es sich bei der 20jährigen Kiefernkultur (Ki(j)M-1) um den Standort mit den geringsten Fangsummen bei der Mehrzahl der Arthropoden (Abb. 5, oben rechts). Dies geht auch aus einer Einteilung in 18 kleinere Arthropodeneinheiten hervor, nachdem dieses Gehölz für die Jahre 2001/2002 nur in zwei Fällen vordere Ränge erreicht (Tab.I. im Anhang). Im Vergleich dazu hat der 80jährige Kiefernforst 8, der 160jährige Kiefernforst 14 und die Naturwaldparzelle 17 vordere Positionen. Das Buchen-Stangengehölz mit insgesamt 7 vorderen Rängen hat im Vergleich zur Kiefernpflanzung bei den am Boden lebenden Arthropodengruppen (Käfer, Spinnen/Weberknechte, Asseln/Tausendfüßer, Larven) höhere Fangzahlen. Als eine der ausschlaggebenden Gründe dafür ist die gut ausgebildete Laubstreu zu nennen, die Nahrungsquelle ist und Rückzugsmöglichkeiten bietet. Ganz allgemein korrelieren die Fangzahlen insgesamt recht gut mit der Laubstreuauflage. So haben Standorte mit einer gut ausgebildeten Laubstreuschicht hohe Fangzahlen (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2, BuEi(m)M-1, KiBu(m)M-2, Bu(j)M-1, Bu(a)M-1), während Standorte mit einer fehlenden oder schwach entwickelten Schicht bzw. nur einer dünnen Nadelstreuschicht tendenziell geringere Werte haben (Ki(j)M-1, Ki(m)M-1, Bu(m)M-1, KiBu(m)M-1, Ki(a)M-1).

Weitere Interpretationsmöglichkeiten bietet die parallele, graphische Darstellung sinnvoll miteinander kombinierter Tiergruppen. So können Beurteilungen zu den Untersuchungsflächen im Hinblick auf deren Strukturangebot und die lokale Verfügbarkeit von Nahrung weiter untermauert werden. Zu diesem Zweck wird die Präferenz einer Tiergruppe zu einem Standort abgebildet, indem aus den Fangsummen der Tiergruppen Durchschnittswerte gebildet und von dem Einzelwert eines Standortes abgezogen werden. Das Ergebnis ist für jede Tiergruppe eines Standortes eine Zahl mit einem positiven (durchschnittlich mehr Individuen) oder negativen (durchschnittlich weniger Individuen) Wert. Die Größe der Abweichung ist darüber hinaus ein Maß für die Häufigkeit oder Seltenheit einer Tiergruppe an einem Standort. Verglichen werden zum einen die drei ausgesammelten Käfergruppen (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Übrige Käfer) und zum zweiten die Spinnen, Weberknechte und Tausendfüßer.

2. 5. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Übrige Käfer

So liegen für die verschiedenen Käfergruppen in den Kiefernforsten und den jungen Mischforsten unterdurchschnittliche Fangmengen vor (Abb.6). Hingegen zeigen die genannten Gruppen überdurchschnittlich hohe Fangzahlen im Bezug auf die Laubforste, die älteren Mischforste und die Naturwaldparzelle. Eine Ausnahme stellt lediglich der Buchenforst der Alterstufe „m“ dar. Bei den Laufkäfern ist die Zweiteilung der Standorte in Kiefernforste und junge Mischforste (unterdurchschnittliche Fangsummen) einerseits und ältere Mischforste, Laubforste und Naturwald (überdurchschnittliche Fangsummen) andererseits am deutlichsten ausgeprägt.

Bei den Kurzflügelkäfern fällt auf, dass die Fangzahlen mit zunehmenden Alter der Gehölzbestände – und zwar in allen Forsten - ansteigen. Insgesamt ist eine Erhöhung der Fangrate von den Kiefernforsten über die Mischforste, den Laubforsten bis zum Naturwald erkennbar.

Von den unter der Bezeichnung „Übrige Käfer“ zusammengefaßten Familien sind die Geotrupiden (Mistkäfer) die größte Gruppe. Auch deren Fangzahlen sind in den Laubbeständen gegenüber den Kiefernforsten deutlich erhöht, wobei auch hier eine Standortabhängigkeit vorliegt (vgl. Bu(j)M-1, BuEi(m)M-1, Bu(m)M-1, Bu(a)M-1).

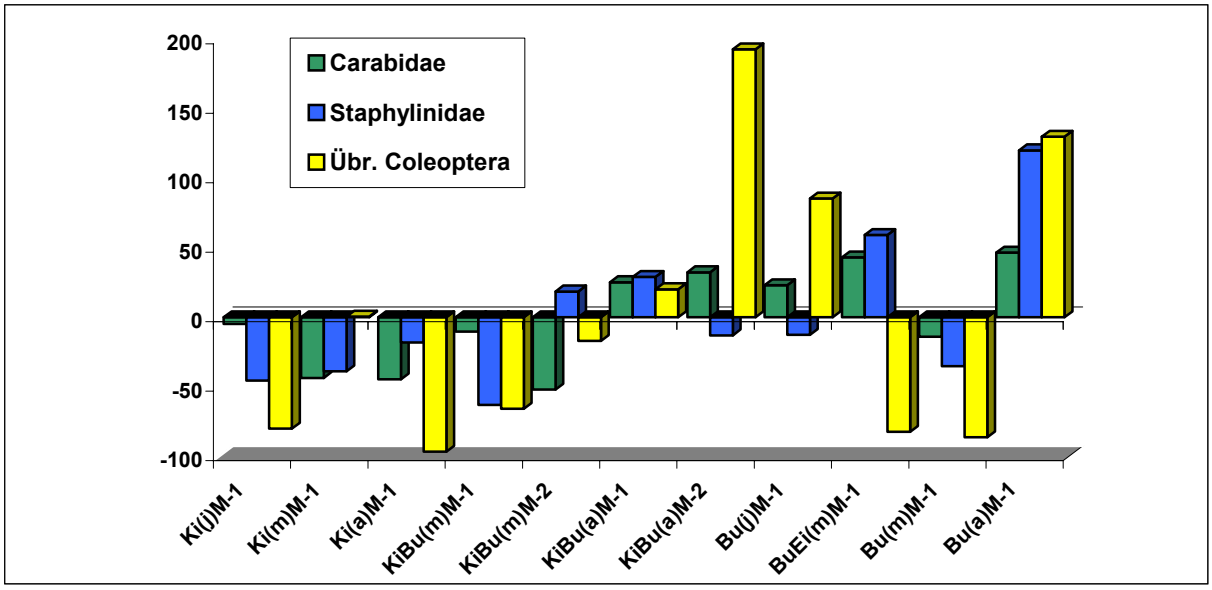


Abb. 6: Verteilung der Käfergruppen auf den elf Walduntersuchungsflächen als Abweichung von gemittelten Ausgangswerten.

Spinnen, Weberknechte, Tausendfüßer

Im Hinblick auf die Spinnentiere (Spinnen, Weberknechte) und die Tausendfüßer lassen die

Fangzahlen der Standorte ähnliche Muster wie bei den Käfern erkennen (Abb.7). So weisen die Weberknechte in den Kiefernforsten und jungen Mischforsten geringere Werte auf, während die älteren Mischforste und die Laubbestände überdurchschnittliche Fangzahlen aufweisen. Eine Ausnahme bildet wiederum der von Waldbewirtschaftungsmaßnahmen betroffene Buchenstandort (Bu(m)M-1). Bei den Weberknechten läßt sich weiterhin ein leichter Anstieg in den Fangzahlen mit zunehmendem Alter der Waldbestände erkennen.
Hingegen sind die Fangzahlen bei den Spinnen und den Tausendfüßern bezogen auf die Altersstruktur der Waldbestände uneinheitlich. Bei den Tausendfüßern sind die Fangraten in den Laubbeständen leicht erhöht, bei den Spinnen liegen sie dagegen im alten Kiefernforst und in den jungen Kiefernmischbeständen höher.

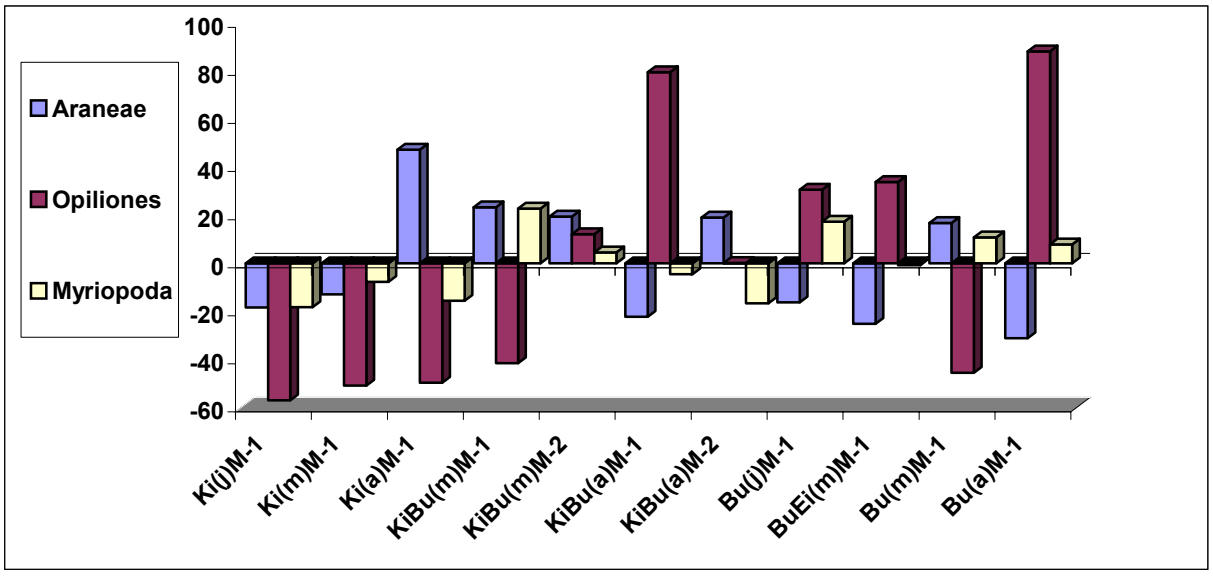


Abb. 7: Verteilung von Spinnen, Weberknechten und Tausendfüßern auf den elf Walduntersuchungsflächen als Abweichung von gemittelten Ausgangswerten.

Diskussion

Aus der vergleichenden Darstellung der Mengenanteile der einzelnen Arthropodengruppen lassen sich im Ergebnis der dreijährigen Bodenfallenuntersuchung auf 11 verschiedenen Walduntersuchungsflächen eine Reihe bioindikatorisch interessanter Erkenntnisse ziehen, die zum einen als Grundlage der Untersuchungen der Repräsentanzgruppen dienen und zum anderen begleitende Informationen über die allgemeinen Mengenverteilungen zu den an der Bodenoberfläche aktiven Tiergruppen liefern können.
Die Untersuchungen haben ergeben, dass die Naturwaldparzelle (Bu(a)M-1) der Standort mit den höchsten Gesamtindividuenzahlen und damit auch mit den größten Anteilen bei den

meisten Tiergruppen (u.a. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Übrige Käfer, Weberknechte, Zweiflügler, Larven, Asseln) ist. Nach den Fangzahlen der Tiergruppen lassen sich die Kategorien **Kiefernforste, junge Mischforste, ältere Mischforste, Laubforste** und **Naturwald** unterscheiden, wobei der junge Mischforst von den Mengenanteilen der Tiergruppen her große Übereinstimmungen mit den Kiefernreinbeständen zeigt, während die Bodenfauna der älteren Mischforsten trotz ihrer Tendenz zu den Laubforsten eine größere Eigenständigkeit behält. Auch sind die Unterschiede zwischen Laubforst und Naturwald recht groß. Aufgrund der zeitgleich mit den Untersuchungen durchgeführten Waldbewirtschaftungsmaßnahmen im 160jährigen Buchenbestand (Bu(m)M-1) ist davon auszugehen, dass die Fangsummen verglichen mit der Qualität des Waldes dort etwas zu niedrig lagen. In den jungen Gehölzen sind Individuenzahlen festgestellt worden, die von den anderen Altersstufen ihres entsprechenden Forsttyps stärker abweichen. In erster Linie sind diese Zahlen auf die strukturellen Bedingungen junger Gehölze und deren geringes Bestandsalter (vormals Kahlschlagfläche bzw. Offenland mit anders gearteten hygrothermischen Voraussetzungen an der Bodenoberfläche) zurückzuführen. Es hat sich weiterhin gezeigt, dass sich extreme Wetterereignisse vor allem auf die Nadelbestände auswirken, deren Fangsummen dadurch stark schwanken können (bis um den Faktor 2), während in den Laubbeständen die Werte ausgeglichener sind. Aus den Daten der Bodenfallenuntersuchung lassen sich für die untersuchten Standorte folgende Wald/Forsthierarchie konzipieren:

Kategorie I	*Hohe Wertigkeit:*	*Naturwald*
Kategorie II	**Erhöhte Wertigkeit:**	**Mischforst (a), Laubforst (a)**
Kategorie III	*Mittlere Wertigkeit:*	*Kiefernforst (a), Mischforst (m), Laubforst (m)*
Kategorie IV	**Geringe Wertigkeit:**	**Pflanzungen, Kulturen und Stangengehölze (j)**

Literatur

BUTTERWECK, M. & JESCHKE, R. (2001): Wie schwer ist das Laufen im Wald? Laufwiderstandsmessungen an *Abax parallelepipedus* (Piller et Mitterpacher, 1783) in unterschiedlichen Habitaten. - Angewandte Carabidologie, Supplement II: 99-104.

ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. - Pedobiologia 18, S. 378-380.

FREUDE, H. (1976): 1. Familie Carabidae in FREUDE/HARDE/LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 2 - Krefeld 302 S.

GHILAROV, M.S. (1964): Connection of Insects with the soil in different climatic zones. - Pedobiologia 4: 310-315

LLOYD,M. & GHELARDI, R.J. (1964): A table for calculating the "equitability" component of species diversity. - J. Anim. Ecol. 33: 217-225.

LOHSE, G.A. & LUCHT, W.H. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. I. Supplementband mit Katalogteil. Goecke& Evers, Krefeld: 346S.

RENKONEN, O. (1938): Statistisch ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. - Ann. Zool. Soc.zool.-bot. Fenn., Vanamo 6, 1: 1-231.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1971) : Biogeographie der Inseln. – Goldmann Verlag München: 201 S.

MÜLLER, G. (1978): Parameter der Carabidensukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichtewerten. – Pedobiologia 18: 422-447.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. – Pedobiologia 33: 145-153.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001a): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. – Angewandte Carabidologie,Supplement II: 99-104.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001b): Reliktendemismus und Biodiversitäts-Artefakte – Schützen wir das „Richtige"? Pulsatilla Heft 4: 47-58.

SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. –

Urbana (Univ. Illinois Press), deutsche Ausgabe: München, Wien 1976: 143S.

STEGNER, J. (1999): Die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) in Erlenbruchwäldern in Nordwestsachsen und ihre Reaktionen auf die Lebensraumdynamik. – Diss. Univ. Greifswald: 245 S.

SUSTEK, Z. & POVOLNY, D. (1980): Anwendung der Shannon-Wiener-Formel für das Studium der vertikalen Zonation der Insektenfauna.- Acta Musei. Reginaehradecensis. A. Suppl.: 126-132.

TRAUTNER, J. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdungssituation und Checkliste der Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera, Carabidae).- Naturschutz u. Landschaftsplanung 27 (3), 96-105 + Anhang Checkliste.

WAINSTEIN, B.A. (1967): Some methodes of evaluation of similarity of biocoenoses. – Zoologichesky Zhurnal (Moskau) XLVI7: 981-986.

Spinnen- und Weberknechtfauna (Araneae, Opiliones)

Reinhold Loch, Freiburg

Inhalt

1. Einleitung 3
1.1. Fragestellung 3
1.2. Kennzeichnung der untersuchten Spinnentiere 3
2. Die Untersuchungsflächen 5
2.1. Flächen in Eberswalde 5
2.2. Flächen in Müritz-Nationalpark 6
2.3. Gesamtbeprobungs-Schema 7
3. Methoden 9
3.1. Ökofaunistische Erhebungen 9
3.1.1. Erfassungsmethoden (incl. Präparation und Determination) 9
3.1.1.1. Stratum Bodenoberfläche.....9
3.1.1.1.1. Bodenmakroarthropoden (nur Spinnen & Weberknechte) 9
4. Ergebnisse 17
4.1. Mathematische Verfahren zur Charakterisierung der Spinnentiergemeinschaften der Bestände 17
4.1.1. Charakteristika der absoluten Mengen 17
4.1.1.1. Artenzahlen (Artenareal-Kurven) 17
4.1.1.2. Abundanzen 37
4.1.2. Charakteristika der relativen Mengen (Dominanzen) 44
4.1.2.1. Gruppendominanzen.....44
4.1.2.2. Artendominanzen 45
4.1.3. Strukturelle Charakteristika 54
4.1.3.1. Konstanz 54
4.1.3.2. Dominanz-Struktur 61
4.1.3.3. Evenness als Diversitätskriterium 64
4.1.4. Charakteristika zum Vergleich von Beständen 69
4.1.4.1. Sörensen 69
4.1.4.2. Renkonen (Dominantenidentität) 71
4.1.4.3. Jaccard 75

4.1.4.4. Wainstein 77
4.1.4.5. Ordinationsverfahren 79
4.1.5. Spinnentiere aus dem Macfadyen-Extraktions-Apparat 89
4.1.6. Spinnentiere aus weiteren Fangautomaten 89
5. Diskussion der Ergebnisse 90
5.1. Methodendiskussion 90
5.2. Besonderheiten 91
5.2.1. Neue Arten, Erstfunde für Deutschland, Mecklenburg-Vorpommern; Wiederfunde; Rote-Liste -Arten; Arten mit Raumbedeutsamkeit. 91
5.3. Zur Fauna von Wäldern im Nordostdeutschen Tiefland 92
5.3.1. Einfluß der Bestockung (Baumart) und des Bestandesalters 92
5.3.2. Einfluß der Bewirtschaftung 93
5.3.3. Einfluß des Unterwuchses (Kraut-, Strauchschicht) 98
5.3.4. Einfluß der Jahreszeit 99
5.4. Interpretationen der Ergebnisse im Hinblick auf das Gesamtprojekt 101
6. Schluß/Quintessenz 105
7. Zusammenfassung.....106
8. Anhang 108
9. Verzeichnis der Tabellen 145
10. Verzeichnis der Abbildungen 150
11. Literatur 151

1. Einleitung

1.1. Fragestellung

Wie wirkt sich der Umbau von Kiefern-Reinbeständen zu Buchen/Kiefern-Mischbeständen bzw. zu naturnahen Beständen aus?

Welche Empfehlungen an die Forstwirtschaft resultieren aus den Untersuchungen?

1.2. Kennzeichnung der untersuchten Spinnentiere

Als wichtige Prädatorengruppe der Waldbodenoberfläche sind neben den Kurzflügelkäfern (Staphylinidae), Hundertfüßern (Chilopoda) und Laufkäfer (Carabidae) vor allem die Spinnen und Weberknechte (Araneae, Opiliones) anzusehen. In den meisten Waldbiotopen überwiegen die Spinnen individuenmäßig gegenüber den oben genannten weiteren Prädatoren (vgl. LOCH 2001; LOCH in Vorb.). Für die Spinnen im Wald als Indikatoren liegen eine Reihe von Hintergrundinformationen zur Ökologie, Verbreitung und Gefährdung vor: Sie sind eine artenreiche Tierordnung und treten in Mitteleuropa mit mehr als 1100 Arten auf, in Deutschland wurden bis 1995 nach PLATEN et al. (1996) 956 Arten verzeichnet. Bundesweit werden davon ca. 420 Spezies als in Wäldern vorkommende Arten geführt, darunter sind ca. 260 Arten, die den Waldboden bewohnen.

Nach der Bewertung der ARBEITSGRUPPE FAUNA (1997) sind die ökologischen Ansprüche der heimischen Arten in Bezug auf Temperatur und Feuchte inzwischen gut bekannt. Deshalb seien die Spinnen für die Dokumentation von Entwicklungsprozessen (Sukzessionen) in Naturwaldreservaten gut geeignet. Viele Arten verfügten hinsichtlich habitatstruktureller Ausprägungen über selektive Anpassungen. Diese Faktoren zeichnen die Spinnen als eine besonders geeignete Gruppe für die Charakterisierung und Bewertung von verschiedenen Lebensräumen aus. Zudem läßt sich die Änderung der Biotopqualität sehr schnell anhand der Änderung der Spinnenfauna dokumentieren, da die Gruppe sensibel darauf reagiert.

Spinnen eignen sich generell zur Charakterisierung aller (semi)terrestrischer Biotoptypen, zur Dokumentation von Änderungen bestimmter Biotopparameter und zur Abschätzung von Einflüssen bestimmter Umweltgifte (KIECHLE 1992; MARCYK et al. 1993; KOPONEN & NIEMALA 1995). Sie weisen vielfältige und auch spezifische Verhaltensmuster auf und sind arten- und individuenreich. Daher sollten sie bei Bodenfallenfängen auf jeden Fall berücksichtigt werden (BLICK & BLISS 1991).

Zur Abhängigkeit der Spinnen von der Struktur ihrer Umgebung existieren eine Reihe von Untersuchungen mit verschiedenen Ansätzen. Die älteren Arbeiten beruhen häufig auf bloßen Beschreibungen von Spinnenarten und ihren Fundorten, aus denen dann Habitatbindungen abgeleitet werden. Experimentelle, moderne Analysen betonen meist einen Habitatfaktor, der in den Mittelpunkt des Interesses gerückt wird. In neuester Zeit wird auch die Vielfältigkeit des Biotops mit der vorhandenen Fauna in Bezug gesetzt.

Die Zusammensetzung einer Spinnenzönose wird in hohem Maß durch die Stratifikation eines gegebenen Lebensraumes bestimmt. Für die Verteilung insbesondere netzbauender Spinnen ist die Habitatstruktur bzw. die physikalische Umwelt von großer Bedeutung (SÜHRIG 1997). Dies bestätigen eine Reihe von araneaeologischen Studien (vgl. DUFFEY 1966; EHRMANN 1994; GREENSTONE 1984; GUNNARSSON 1992; NORTON 1973; PAJUNEN et al. 1995; ROBINSON 1981; SCHAEFER 1970, SCHEIDLER 1990; STIPPICH 1986 und TURNBULL 1973).

Spinnen sind bekannt für ihren hohen Grad an Nischen-Spezialisierung. TRETZEL (1952, 1954, 1955) bestätigte die verschiedenen Habitatpräferenzen für Feuchtigkeit und Licht. Die Bedeutung der Vegetationsstrukturen für verschiedene Spinnenarten haben KAJAK (1965), DUFFEY (1966), HATLEY & MACMAHON (1974), DUFFEY (1978) und SCHAEFER (1978 a) dargestellt. Die Zusammensetzung der Spinnengemeinschaft wird auch durch den Vegetationstyp und die Art des Weideregimes beeinflußt (MCFERRAN et al. 1994, 1995).

Spinnen sind eine wichtige Tiergruppe. Sie kommen in ist (fast) allen terrestrischen Ökosystemen vor und üben dort als räuberische Organismen eine wichtige Funktion aus. Sie sind arten- und individuenreich, üben ihre ökologische Funktion also nicht nur in grossem Umfang aus, sondern tragen auch wesentlich zur Biodiversität eines Lebensraumes bei. Spinnen sind daher eine ganz wichtige Indikatorgruppe, welche die Qualität eines Lebensraumes anzuzeigen vermag. Gerade der letzte Punkt zeigt aber auch auf, dass das Potential der Spinnen bei weitem nicht genutzt ist, denn als Indikatoren werden Spinnen (noch) relativ selten verwendet. Wir glauben, dass dies vor allem darauf zurückzuführen ist, dass sie schwer bestimmbar sind und die bisherige Bestimmungsliteratur diesem Sachverhalt eher hilflos gegenüber stand.

Weberknechte besiedeln die verschiedensten terrestrischen Habitate, vorzugsweise die Laubstreu und die Humusschicht. Die meisten Arten benötigen hohe Luftfeuchtigkeit und meiden warme und stark besonnte Orte (MARTENS 1978). Sie sind gute Hygroindikatoren. Aufgrund ihrer geringen Artenzahl in einheimischen Wäldern ist die Indikatoreigenschaft der Gruppe eingeschränkt (DOROW et al. 1992). Die Weberknechte sind sämtlich als Räuber einzustufen, einige Arten sind zusätzlich saprophag (vgl. SCHAEFER 1986).

Die Habitatbindung von Weberknechten wurde bislang nur ansatzweise untersucht. Ausgesprochene Waldtiere sind *Nemastoma lugubre*, *Oligolophus tridens*, *Rilaena*. *triangularis*, *Mitopus morio* und *Trogulus tricarinatus*. *Oligolophus tridens* wurde nur in den Laubwäldern gefangen, eine engere Bindung an diesen Waldtyp ist jedoch in anderen Gebieten nicht festzustellen. RABELER (1929) fing diese Art im Erlenbruchwald, im Kiefernwald und auf Hochmooren. Eine Bindung an bestimmte Pflanzenformationen ist bei den Weberknechten kaum festzustellen THIELE (1956).

2. Die Untersuchungsflächen

Als Untersuchungsgebiete wurden Flächen im Müritz-Nationalparks, Teil Serrahn und den angrenzenden Forstämtern, sowie im Bereich von Eberswalde (Brandenburg) ausgewählt.

Als Untersuchungsgebiet wurden Bereiche im südöstlichen Mecklenburg-Vorpommern ausgewählt, die von den Landschaftselementen des Jungpleistozäns geprägt sind (Endmoräne des mecklenburgischen Stadiums der Weichsel-Vereisung, kuppige Grundmoränenlandschaft und Sandergebiete). Im Gebiet des Müritznationalparks, Teil Serrahn und der angrenzenden Forstämter gibt es großflächige, sehr alte Buchenwälder unterschiedlichster Nutzungsintensität und Strukturierungen neben Kiefernforsten unterschiedlicher Typen. Die zur Untersuchung vorgesehenen und durch verschiedene Eigenschaften hervorgehobenen Wälder bzw. Forste stellen einen Querschnitt dar, der den "Baltischen Buchenwald" einschließlich nutzungsbedingter Variationen oder Umbaustufen repräsentiert. Als einer der ältesten naturnahen Buchenwälder der Bundesrepublik stellt der Buchenwald des Serrahner Teils des Müritz Nationalparks ein sehr wertvolles Referenzgebiet dar. Neben diesen Untersuchungsflächen in Mecklenburg-Vorpommern werden weitere Beprobungen in Anlehnung an das Untersuchungsprogramm der Arbeitsgruppen der BFA f. Forst- und Holzwirtschaft, der Landesforstanstalt sowie des Waldkunde- Institutes (alle in Eberswalde) im Bereich von Eberswalde (Brandenburg) durchgeführt. Diese Arbeitsgruppen sind ebenfalls in das Gesamtprojekt integriert. Bei den von uns im Raum Eberswalde durchgeführten Arbeiten wird besonderes Augenmerk auf die endogäische Fauna gelegt. Weitere Details dazu finden sich im Bericht von ALBERTI et al..

2.1. Flächen in Eberswalde

Keine Bodenfallenfänge, daher keine Angabe.

2.2. Flächen in Müritz-Nationalpark

In den Jahren 2000 bis 2002 wurden Bodenfallenfänge im Bereich des Müritz Nationalpark (vgl. Abb. 1 und 2) durchgeführt. In dieser Auswertung werden Fänge aus den Jahren 2001 und 2002 berücksichtigt. Es wurden im Jahr 2001 elf, im Jahr 2002 zehn Standorte (FG 1 bis 10 bzw. 11) mit je 5 Bodenfallen beprobt.

Tab. 1: Zuordnung der im Text verwendeten Standortskürzel zu den Beschriftungen im Flächenschema

verw. Abk.	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11
Kürzel im Flächen-schema	KiBuII(a)S	KiBuI(a)S	EiBuS	Bu(a)S	Ki(m)S	Bu(m)S	Bu(j)S	KiBuI(m)S	KiBuII(m)S	Ki(j)S	Ki(a)E

Die Standzeit der insgesamt 55 Bodenfallen betrug in 2001 bei 15 Leerungsintervallen im Abstand von jeweils 14 Tagen insgesamt 220 Tage (5.4.-1.11.), im Jahr 2002 wurde mit 50 Fallen vom 18.4. bis zum 31.10. gefangen. Die Inhalte der Bodenfallen wurden nach insgesamt 20 Tiergruppen aussortiert, gezählt und im Anschluss daran im Zoologischen Institut magaziniert.

Tab. 2: Neue Zuordnung der im Text verwendeten Standortskürzel zu den Beschriftungen im Flächenschema

Fallengruppe	alt	neu
	Kürzel im Flächenschema	Kürzel im Flächenschema
FG1	KiBuII(a)S	KiBu(a)M-2
FG2	KiBuI(a)S	KiBu(a)M-1
FG3	EiBuS	BuEi(m)M-1
FG4	Bu(a)S	Bu(a)M-1
FG5	Ki(m)S	Ki(m)M-1
FG6	Bu(m)S	Bu(m)M-1
FG7	Bu(j)S	Bu(j)M-1
FG8	KiBuI(m)S	KiBu(m)M-1
FG9	KiBuII(m)S	KiBu(m)M-2
FG10	Ki(j)S	Ki(j)M-1
FG11	Ki(a)E	Ki(a)M-1

2.3. Gesamtbeprobungs-Schema

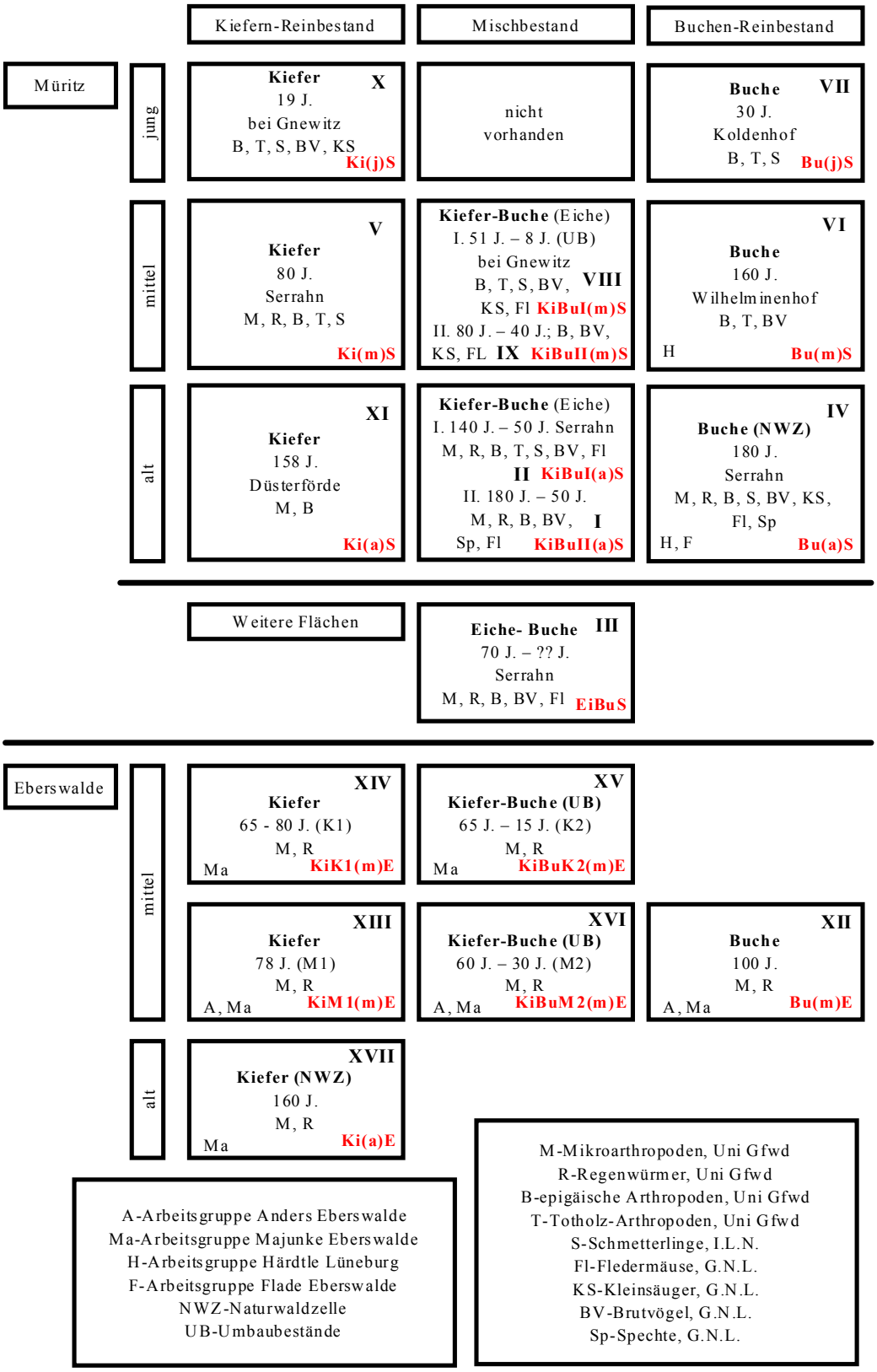


Abb. 1: Altes Flächenschema zur Untersuchung der Standorte

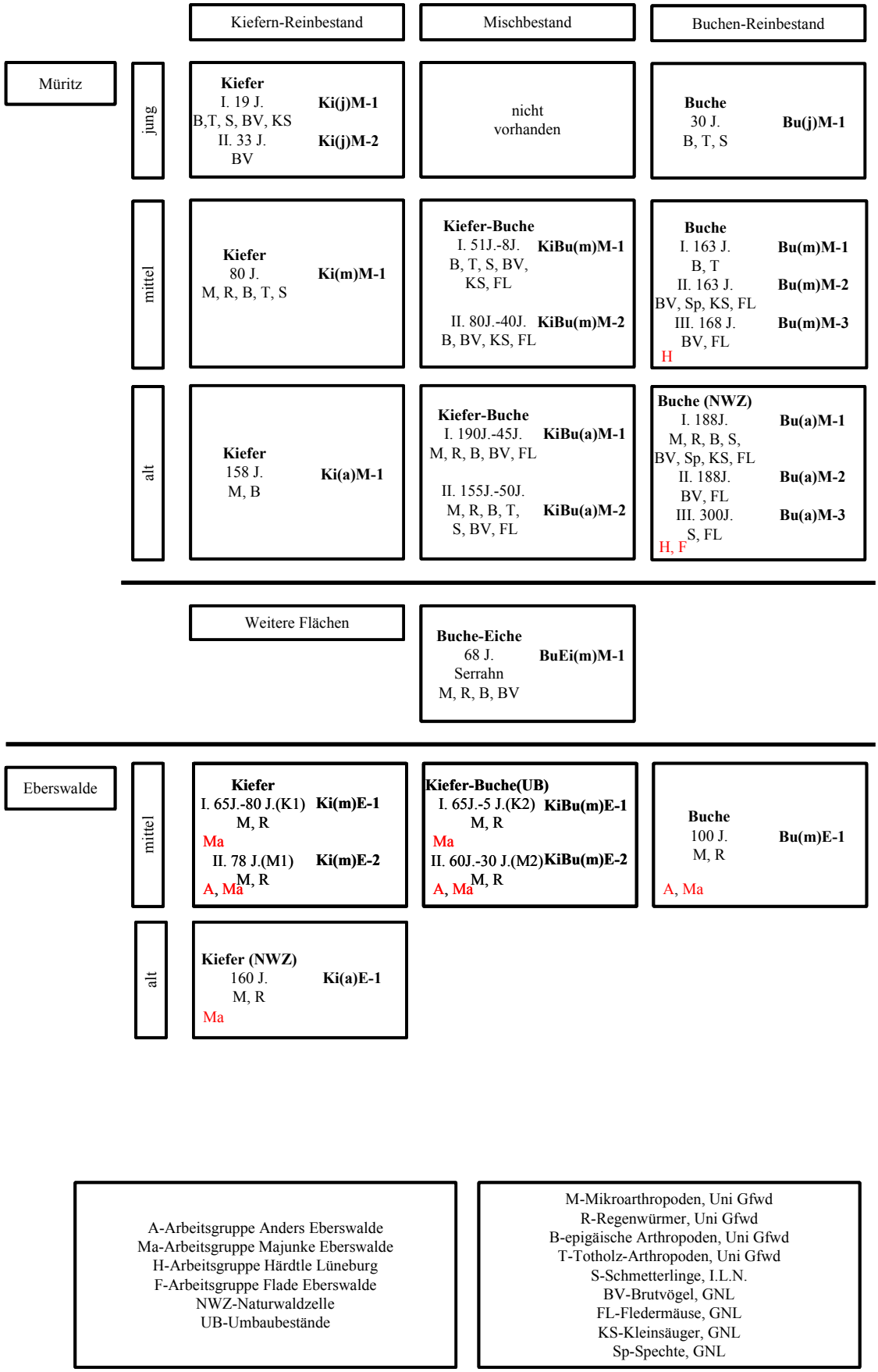


Abb. 2: Neues Flächenschema zur Untersuchung der Standorte

3. Methoden

3.1. Ökofaunistische Erhebungen

3.1.1. Erfassungsmethoden (inkl. Präparation und Determination)

3.1.1.1. Stratum Bodenoberfläche

3.1.1.1.1. Bodenmakroarthropoden (nur Spinnen & Weberknechte)

Die Ermittlung der Aktivitätsdichte epigäischer Arthropoden erfolgt mit Bodenfallen nach Barber (1931). Ferner werden auch Spinnen aus weiteren Straten miterfaßt: Zusätzlich mit der Macfadyen-Apparatur erfaßte Spinnen werden ebenfalls gesondert ausgewertet.

Determination

Obwohl Mitteleuropa arachnologisch sehr gut untersucht ist, ist die Arachnologie immer noch so etwas wie eine Geheimwissenschaft geblieben. Vor 1991 gab es kein Bestimmungsbuch, in dem alle mitteleuropäischen Arten abgehandelt wurden. Zwar gab es durch die Bearbeitung von Wiehle und weiteren Forschern eine recht gute Darstellung in DAHL'S Tierwelt Deutschlands, aber diese Bearbeitung zog sich über fast 40 Jahre hin, wurde nie abgeschlossen und entsprach in den ersten Teilen kaum dem erforderlichen Standard. Zudem wurde vermutlich nur knapp die Hälfte der vorkommenden Arten erfasst und neuere nomenklatorische Änderungen konnten natürlich nicht berücksichtigt werden. Für die Bestimmung von Spinnen war der Anwender daher auf eine grosse Zahl weiterer Abhandlungen angewiesen, in günstigen Fällen Revisionen von Gattungen oder Familien, oft genug aber Publikationen über Erstbeschreibungen oder Erstnachweise. Für die Araneae werden die Kataloge von PLATNICK als strikte nomenklatorische Basis verwendet, wobei bereits die neueste Version aus dem Internet (http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html) berücksichtigt wurde. Die Nomenklatur und Familienzuordnung der Weberknechte basiert auf MARTENS (1978). Derzeit werden 38 Spinnenfamilien bzw. 997 Spinnenarten in Deutschland geführt (vgl. Tab. 3, Tab. 4).

Tab. 3: Übersicht der Familiensummen einiger Arachniden-Ordnungen

Ordo	total	A	CH	D	B	NL
Araneae / Webspinnen	43	40	39	38	37	38
Opiliones / Weberknechte	8	7	5	5	3	4
Pseudoscorpiones / Pseudoskorpione	10	10	8	8	5	6

Tab. 4: Übersicht der Artensummen einiger -Ordnungen

Ordo	total	A	CH	D	B	NL
Araneae / Webspinnen	1.228	961	933	997	687	612
Opiliones / Weberknechte	79	60	47	47	27	24
Pseudoscorpiones / Pseudoskorpione	94	66	63	46	23	17

Methoden der Auswertung

Die große Anzahl von 11 Standorten mit 55 Einzelfallen in den Waldgebieten führt bei 120 nachgewiesenen Arten zu einer komplexen Datenmatrix, die mit Hilfe von zusammenfassenden Parametern transparenter gestaltet wird und damit erst vergleichende Aussagen ermöglicht. Eine zielrelevante Aufbereitung verlangt nach unterschiedlichen Auswertungsverfahren, die Dominanzcharakteristika und Ähnlichkeits- bzw. Strukturparameter umfassen. Aufwendigere Verfahren wie Korrelations-, Regressions- und Korrespondenzanalyse lassen Zusammenhänge zwischen den Parametern erkennen. Schätzmethoden zur erwarteten Artenzahl vollenden das Auswertungsspektrum. Die meisten Berechnungen wurden mit den Programmen Excel bzw. SPSS durchgeführt. Mit CANOCO (Canonical Community Ordination, vgl. TER BRAAK 1986, 1987a, b, 1988, 1994; TER BRAAK & PRENTICE 1988) bzw. PC-Ord, Version 4,17 wurden die Korrespondenzanalysen erstellt. Estimates 6.0b1 diente zur Berechung des mittels Randomisierung erhaltenen möglichen Artenreichtums des Untersuchungsflächen.

Abundanz

Die Abundanz ist die Anzahl der Individuen bezogen auf eine bestimmte Flächen- oder Raumeinheit (BALOGH 1958). In der hier vorliegenden Arbeit wird die Aktivitätsabundanz aus der

Individuensumme pro Probekreis und Standzeit (hier 4 Wochen) gebildet. Für den Vergleich mit anderen Probekreisen wird die Jahresaktivitätsabundanzsumme jeder Fallengruppe (Probekreise) gebildet.

$$A_i = \frac{n_i}{f}$$

A_i = Aktivitätsabundanz der Art i einer Fallenleerung
n_i = Individuenzahl der Art i einer Fallenleerung
f = Anzahl der fängigen Fallen der Fallengruppe

Artenzahl und Artendichte

Unter der Gesamtartenzahl ist die Summe aller gefangenen Arten bezogen auf eine Beprobungseinheit (z.B. Fallengruppe) über einen Gesamtzeitraum zu verstehen. Hier wird die Artenzahl pro Probekreis und Beprobungszeitraum angegeben (Gesamtaktivitätsartenzahl). Dagegen wird die Artendichte auf die kleinste Probeneinheit bezogen, z.B. als Durchschnitt pro Falle und 4 Wochen Standzeit. Daraus kann dann der Jahresdurchschnitt gebildet werden.

Dominanz

Die Dominanz ist der prozentuale Anteil der Individuen einer Art an der Gesamtindividuenzahl (MÜHLENBERG 1993).

$$D_i = \frac{n_i}{N} \times 100[\%]$$

D_i = Dominanz
n_i = Individuenzahl bzw. Abundanz der Art *i*
N = Gesamtindividuenzahl bzw. Gesamtabundanz

Die Dominanzstruktur einer Populationsgemeinschaft gibt Hinweise auf die charakteristischen Arten (Leitarten) des Biotops (MÜHLENBERG 1993). In Agrarlandschaften haben wenige dominante und subdominante Arten einen hohen Anteil an der Gesamtindividuenzahl, während in Lebensräumen mit vielseitigen und variablen Umweltbedingungen viele Arten in vergleichbarer Dichte (THIELE 1977) vorkommen.
Die aus Aktivitätsabundanzen ermittelte Dominanz ist folgerichtig eine Aktivitätsdominanz.

Frequenz

Unter Frequenz wird das prozentuale Auftreten der einzelnen Arten in Teilflächen innerhalb einer größeren Untersuchungsfläche eines gleichartigen Lebensraumes verstanden (MÜLLER 1988). Sie ergibt sich als Funktion aus der Stetigkeit in den Einzelproben und der Gesamtprobenzahl. Die Frequenz kann als Maß der Häufigkeit einer Art innerhalb eines Gesamtareals angesehen werden.

BALOGH (1958) unterscheidet drei Stufen, die als Präsenz, Konstanz und Frequenz bezeichnet werden. Die Präsenz ergibt sich aus dem Vorhandensein in verschiedenen Habitaten, unabhängig von deren Größe und Struktur, die Konstanz ist das Auftreten in gleichartigen Habitaten und die Frequenz das Vorkommen in den Probeflächen eines Habitats.

Wenn nicht anders angegeben, wird die Frequenz hier im Sinne der Konstanz als Auftreten in verschiedenen Probeeinheiten gleichartigen Habitattyps verstanden.

$$F_i = \frac{P_i}{N} \times 100[\%]$$

F_i = Frequenz

P_i = Anzahl der Proben, in denen die Art *i* vorhanden ist

N = Gesamtanzahl der Proben

Artenidentität

Die Ähnlichkeit der Artengemeinschaften zweier zu vergleichenden Flächen wird durch die Artenidentität ausgedrückt. Aus mengentheoretischer Sicht ist die Artenidentität (= Mengenquotient MQ) die Relation von Durchschnittsmenge c und Vereinigungsmenge a + b + c zweier Bestände (MÜLLER 1978). Dabei ist c die Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vorhandenen Arten und a bzw. b die Anzahl der nur in den Proben A bzw. B vorkommenden Arten. Durch den Mengenquotienten werden im ökologischen Vergleich die seltenen Arten stärker betont.

$$MQ = \frac{c}{a+b+c} \times 100 = \frac{A \cap B}{A \cup B} \times 100[\%]$$

MQ = Artenidentität (Mengenquotient)

A = Probe A B = Probe B

a = Anzahl der nur in Probe A vorkommenden Arten

b = Anzahl der nur in Probe *B* vorkommenden Arten

c = Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vorkommenden Arten

Der Mengenquotient ist mit der Jaccardschen Zahl JZ (JACCARD 1901) gleichzusetzen, wobei Sa und Sb der Zahl aller in den Proben A bzw. B und c der Zahl der in beiden Proben gemeinsamen Arten entspricht.

$$JZ = \frac{c}{S_a + S_b - c} \times 100[\%]$$

JZ = Jaccardsche Zahl

S_a = Anzahl aller in Probe *A* vorkommenden Arten

S_b = Anzahl aller in Probe *B* vorkommenden Arten

c = Anzahl der in beiden Proben gemeinsam vorkommenden Arten

Dominantenidentität

Die Dominantenidentität gibt die Ähnlichkeit in der Struktur zweier Artengemeinschaften wieder. Die Renkonen-Zahl (Re) als Ausdruck der Dominantenidentität ist die Summe der geringeren Dominanzwerte von zwei an beiden Proben beteiligten Arten (RENKONEN 1938). Die dominanten Arten werden dabei überbewertet.

$$Re = \sum_{n=i}^{s} D_i^{min}$$

Re = Dominantenidentität (Renkonen-Zahl)

D_i^{min} = kleinerer Dominanzwert beider Proben

Wainstein-Index

Durch Berechnung des Wainstein-Index (Wai) nach WAINSTEIN (1967) soll ein Ausgleich geschaffen werden zwischen der Überbetonung dominanter Arten durch die Dominantenidentität (Re) und der seltenen Arten durch die Artenidentität (MQ). Er stellt sich als Produkt beider Indizes dar (MÜHLENBERG 1993).

$$Wai = \frac{Re \times MQ}{100}$$

Wai = Wainstein-Index

Re = Dominantenidentität

MQ = Mengenquotient

Artenreichtum und Dominanzstruktur

Beim SIMPSON-Index handelt es sich um einen Diversitätsindex, der die Wahrscheinlichkeit angibt, daß zwei zufällig angetroffene Individuen aus einer unbegrenzt großen Artengemeinschaft zu verschiedenen Arten gehören. Er wird wie folgt berechnet:

$$D = \frac{1}{\sum\left(\frac{n_i}{N}\right)^2}$$

Mit n_i = Individuenzahl der Art i; N = Gesamtindividuenzahl

Bezogen auf eine begrenzte Artengemeinschaft ändert sich die Berechnung wie folgt:

$$D = \frac{1}{\sum\left(\frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)}\right)}$$

Die Diversität nach SHANNON & WIENER (1948) (SHANNON-Index; SHANNON-WEAVER) beschreibt die mathematische Diversität eines Gebietes und gibt Hinweise auf die Struktur der Artengemeinschaft. Artenzahl und Dominanzstruktur beeinflussen den Wert. So steigt er mit wachsender Artenzahl und Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung auf die vorhandenen Arten.

$$H_S = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N} \quad \sum_{i=1}^{S} p_i = 1$$

H_S = Diversität; S = Gesamtzahl der Arten; p_i = Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Art i (abhängig von der relativen Häufigkeit der i-ten Art von der Gesamtindividuenzahl, gemessen von 0,0 bis 1,0); N = Gesamtindividuenzahl; n_i = Individuenzahl der Art i

Da der Diversitätsindex nicht erkennen läßt, ob er überwiegend von der Artenzahl oder der Verteilung der Individuen geprägt ist, wird als zusätzliches Maß für die Gleichverteilung die Evenness (PILOU 1969) berechnet:

$$E_S = \frac{H_S}{H_{\max}} = \frac{H_S}{\ln S}$$

Der Wert von E_S liegt zwischen 0 und + 1 und ist um so größer, je gleichmäßiger die Individuen auf die Arten verteilt sind.

Kanonische Korrespondenzanalyse

Durch Kanonische Korrespondenzanalyse (Canonical Correspondence Analysis CCA) können die Standorte in wirkungsvoller Weise entlang von Ordinationsachsen geordnet und in Beziehung zu gemessenen Umweltparametern gesetzt werden, so zum Beispiel zu den Zeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) oder einer Reihe von weiteren Parametern, die die Umgebung der Falle und damit das Habitat widerspiegeln (TER BRAAK 1986, 1987 a, b, 1988, 1994; TER BRAAK & PRENTICE 1988). Die entzerrte Korrespondenzanalyse ordnet die Fangergebnisse zuerst aufgrund ihrer Varianzen und ermittelt dann die Korrelation der Achsen mit den Umweltfaktoren.

Die Artenbestände der einzelnen Standorte werden ihrer Ähnlichkeit nach mit einem iterativen Ordinations-Algorithmus angeordnet und in einem mehrdimensionalen Raum entsprechend ihrer Ähnlichkeit angeordnet. So liegen Standorte mit recht ähnlicher Fauna eng beieinander und unähnliche entsprechend auseinander. Gleiches gilt auch für die einzelnen Arten, die ebenfalls in Beziehung gesetzt werden können mit einer Reihe von Umweltparametern. Arten, die häufig zusammen auftreten, liegen in diesem Raum eng zusammen. Die Konvergenz der Arten oder Artenbestände mit den Achsen wird durch achseneigene Werte zwischen 0 und –1 vermittelt. Von den vier intern berechneten Achsen werden der besseren Übersichtlichkeit lediglich zwei dargestellt. Diese decken i.d.R. den größten Teil der Gesamtvarianz der Artenbestände ab.

Die Umweltvariablen werden als Pfeile im Raum dargestellt. Die Pfeilspitze verweist in die Richtung, in die der entsprechende Umweltfaktor zunimmt. Die Pfeillänge gibt das Ausmaß der Korrelation mit den Artenbeständen wieder. Liegt ein Pfeil sehr dicht an einer der Achsen, so bedeutet dies eine hohe Konvergenz mit den Arten oder Artenbeständen dieser Achse.

In der Berechnung wurden zunächst nur die Arten berücksichtigt, die in größerer Individuenzahl und an mehreren Standorten gefunden wurden, Arten, die nur an einem Standort oder nur als Einzelindividuum gefunden wurde, wurden ausgeschlossen. Als Grundlage der Berechnung dienten die korrigierten Fangzahlen der verbleibenden Arten (Korrektur von Fallenausfällen;

unterschiedlichen Standzeiten). Für eine Analyse auf dem Fallengruppen-Niveau werden die Fänge der fünf Fallen vereinigt.

Schätzmethoden zur erwarteten Artenzahl

Die unterschiedliche Anzahl von Probestellen in den Beständen erfordert die Anwendung von Schätzmethoden zum statistischen Ausgleich dieser methodischen Schwierigkeit. Zur Anwendung kommt die Abundance-base Coverage Estimator Schätzmethode (ACE) (vgl. CHAZDON et al. 1998; COLWELL & CODDINGTON 1994; CHAO & LEE 1992; CHAO et al. 1993), mit der die Artenzahlen in Abhängigkeit von zunehmender Probenzahl statistisch ermittelt werden. Ein so ermittelter Wert für die statistische Artenvielfalt erleichtert den Vergleich der Faunen der einzelnen Bestandestypen, darf aber aufgrund seines Schätzcharakters nicht überbewertet werden.

4. Ergebnisse

Das Projekt "Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im norddeutschen Tiefland" beschäftigt sich mit den Auswirkungen des Umbaus von Kiefernforsten in naturnahe Buchenwälder auf die Fauna. Vorliegender Bericht widmet sich der Auswertung zweier individuenmäßig starken Gruppen der epigäischen Prädatoren, den Spinnen und Weberknechten.

Ziele der Untersuchungen sind dabei:

- Die Untersuchung der Besonderheiten der Zielcoenose 'Baltischer Buchenwald' inklusive von Stadien der Selbstverjüngung.
- Die Aufklärung der waldökologischen Konsequenzen des Waldumbaus auf definierte Waldtypen und an definierten Standorten in Richtung einer Erhöhung des Laubholzanteils durch Förderung der Rotbuche.

Nach Determination aller Individuen (2001 und 2002) erfolgte eine Eingabe in eine Datenbank und eine entsprechende Auswertung gemäß der Fragestellung. Dabei kamen die Programme Excel, SPSS und PC-Ord zur Anwendung.

In Wäldern erreichen epigäische Spinnentiere in der Regel sehr hohe (Aktivitätsabundanzen); die ermittelten Fangzahlen entsprechen nicht diesen Erwartungen. Bei der Bewertung müssetn daher meteorologische Daten mitberücksichtigt werden, die Witterung hat im Jahresverlauf einen großen Einfluß auf die Abundanzen der Spinnentiere. Normalerweise ist der Anteil von Jungtieren in Bodenfallen in Waldbiotopen, die nicht bis auf die Art bestimmt werden können, sehr hoch und kann bis zu 50 % der Gesamtfänge ausmachen. Im vorliegenden Fall werden anteilmäßig weniger Jungtiere gefangen.

4.1. Mathematische Verfahren zur Charakterisierung der Spinnentiergemeinschaften der Bestände

4.1.1. Charakteristika der absoluten Mengen

4.1.1.1. Artenzahlen (Artenareal-Kurven)

Insgesamt wurden 14269 Spinnen und Weberknechte in 2 Untersuchungsjahren mittels Bodenfallen gefangen, im Jahr 2001 waren dies 5393 adulte und 2734 juvenile Individuen, in 2002 wurden 3914

adulte und 2228 Jungtiere erfaßt. Damit liegt der Anteil an Jungtieren bei durchschnittlich 34 % an der Gesamtindividuenmenge.

In den beiden Untersuchungsjahren wurden 106 bzw. 92 Arten der Spinnen bzw. Weberknechte nachgewiesen, insgesamt wurden in beiden Jahren mittels Bodenfallen 120 verschiedene Arten ermittelt (vgl. Tab. 5). Die Artenzahlen der Standorte liegt zwischen minimal 41 Arten (FG 10) und maximal 66 Arten (FG 5). In diese Berechnung gingen die Ergebnisse beider Jahre ein, bei einer Betrachtung der einzelnen Fangjahre liegen diese standorts-bezogenen Artenzahlen mit minimal 24 und maximal 53 deutlich darunter. Eine Erhöhung des Fallenumfangs (mehrere Standorte) und ein längerer Untersuchungszeitraum führt demnach zu deutlich besser abgesicherten Ergebnissen. Winterfänge wären sehr wünschenswert gewesen, weil eine Reihe von Spinnen – und Weberknechtarten stenochron winterreif sind und in den Wintermonaten höchste Abundanzen erreichen. Dagegen fallen mehrer Arten von Spinnen und vor allem Weberknechten auf, die sehr hohe Individuenzahlen erreichen.

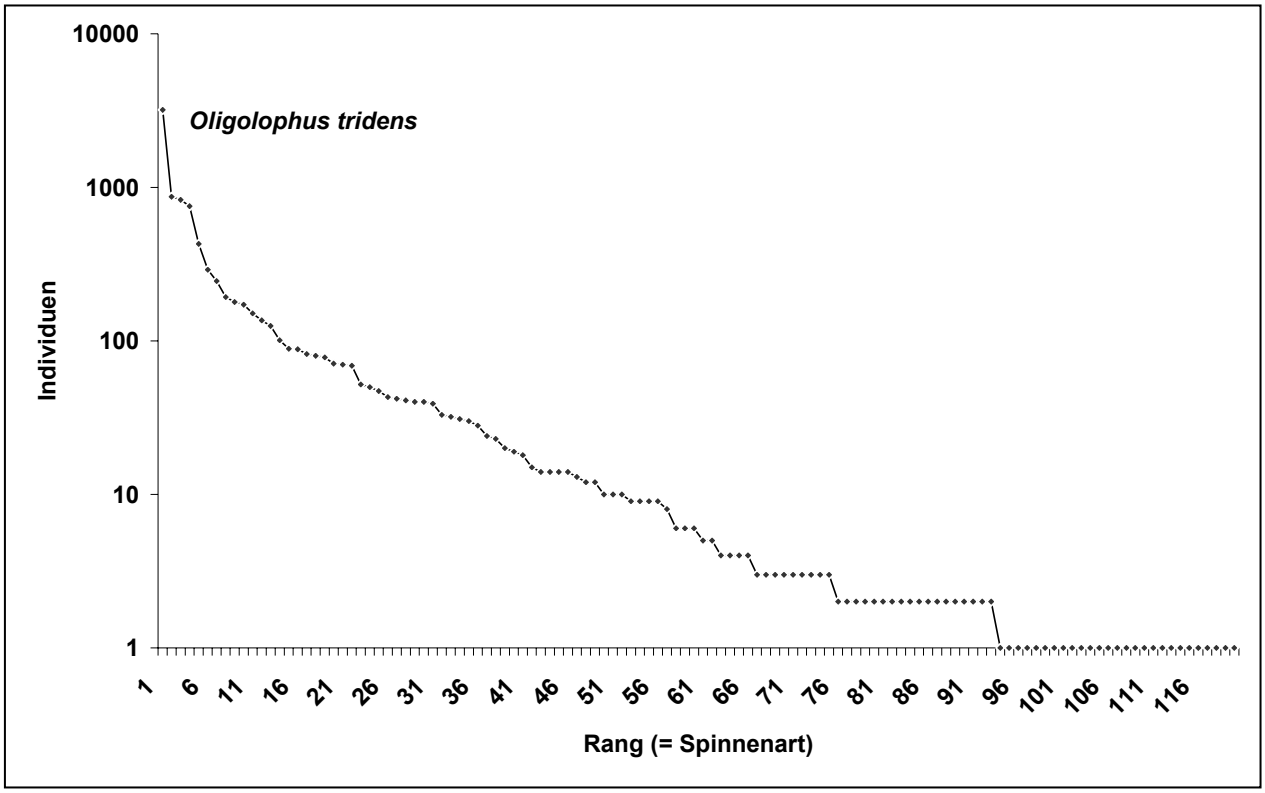


Abb. 3: Einfach-log Darstellung der pro Spinnentierart erfaßten Individuenzahl. Den Arten wurden Rangpositionen von 1 bis 120 so zugeteilt, daß die Individuenzahlen der Arten entlang der Abszisse von links nach rechts abnehmen.

Zuordnung der Ränge zu Spinnen- bzw. Weberknechtarten: 1 Oligolophus tridens, 2 Trochosa terricola, 3 Lophopilio palpinalis, 4 Nemastoma lugubre, 5 Lepthyphantes flavipes, 6 Microneta viaria, 7 Walckenaeria atrotibialis, 8 Agroeca brunnea, 9 Tapinocyba insecta, 10 Zora nemoralis, 11 Diplocephalus latifrons, 12 Pardosa alacris, 13 Pachygnatha listeri, 14 Diplocephalus picinus, 15 Gongylidiellum latebricola, 16 Walckenaeria cucullata, 17 Centromerus sylvaticus,

18 Pelecopsis radicola, 19 Lepthyphantes tenebricola, 20 Coelotes terrestris, 21 Haplodrassus silvestris, 22 Ceratinella scabrosa, 23 Macrargus rufus, 24 Lepthyphantes tenuis, 25 Apostenus fuscus, 26 Euophrys frontalis, 27 Pirata uligonosus, 28 Lepthyphantes cristatus, 29 Rilaena triangularis, 30 Zelotes subterraneus, 31 Diplostyla concolor, 32 Haplodrassus signifer, 33 Hahnia pusilla, 34 Walckenaeria dysderoides, 35 Agroeca proxima, 36 Mitopus morio, 37 Saaristoa abnormis, 38 Meioneta rurestris, 39 Amaurobius fenestralis, 40 Tapinopa longidens, 41 Robertus lividus, 42 Dicymbium nigrum, 43 Euryopis flamomaculata, 44 Gonatium rubellum, 45 Pocadicemis pumila, 46 Walckenaeria obtusa, 47 Panamomops mengei, 48 Lepthyphantes zimmermanni, 49 Neriene montana, 50 Clubiona terrestris, 51 Pachygnatha clercki, 52 Walckenaeria acuminata, 53 Euophrys herbigrada, 54 Evarcha falcata, 55 Oxyptila praticola, 56 Walckenaeria nudipalpis, 57 Micrargus herbigradus, 58 Pardosa lugubris, 59 Porrhomma convexum, 60 Walckenaeria unicornis, 61 Neriene emphana, 62 Robertus neglectus, 63 Agyneta subtilis, 64 Cicurina cicur, 65 Linyphia triangularis, 66 Walckenaeria corniculans, 67 Agyneta cauta, 68 Agyneta conigera, 69 Diaceae dorsata, 70 Erigone atra, 71 Ero furcata, 72 Lepthyphantes pallidus, 73 Phrurolithus minimus, 74 Scotina celans, 75 Walckenaeria antica, 76 Agraecina striata, 77 Agroeca pullata, 78 Antistea elegans, 79 Bathyphantes nigrinus, 80 Clubiona coerulescens, 81 Clubiona compta, 82 Clubiona phragmitis, 83 Gonatium rubens, 84 Minyriolus pusillus, 85 Monocephalus fuscipes, 86 Phrurolithus festivus, 87 Pirata hygrophilus, 88 Pocadicemis juncea, 89 Segestria senoculata, 90 Syedra gracilis, 91 Tapinoba longidens, 92 Walckenaeria furcillata, 93 Xysticus cristatus, 94 Abacoproeces saltuum, 95 Achaearanea tepidariorum ,96 Alopecosa pulverulenta, 97 Amilenus aurantiacus, 98 Bathyphantes gracilis, 99 Bathyphantes similis, 100 Bolyphantes crucufer, 101 Centromerita bicolor, 102 Dictyna major, 103 Gibbaranea biturbeculata, 104 Lepthyphantes angulipalpis, 105 Mitostoma chrysomelas, 106 Monocephalus castaneipies, 107 Neon robustus, 108 Oxyptila trux, 109 Phalangium opilio, 110 Philodromus dispar, 111 Philodromus rufus, 112 Pholcomma gibbum, 113 Pisaura mirabilis, 114 Tapinocyba praecox, 115 Tiso vagans, 116 Walckenaeria cuspidata, 117 Walckenaeria mitrata, 118 Walckenaeria vigilax, 119 Xysticus ninnii, 120 Zelotes pusillus

Bei den Spinnen liegen für mehr als die Hälfte der gefundenen Arten vergleichsweise geringe Individuenzahlen vor. Es ergibt sich eine Kurve, die annähernd einer logarithmischen Serie entspricht (Abb. 3). Obgleich die mit Bodenfallen erfaßten Individuenzahlen keinen direkten Rückschluß auf die tatsächlichen Individuendichten der Arten zulassen, zeigt der Verlauf der Verbindungslinie der einzelnen Datenpunkte doch eine auffallende Ähnlichkeit mit dem Kurvenverlauf eines logarithmischen Rang-Abundanz Diagrammes. Im rechten Abschnitt des Kurvenverlaufes sind mehrere Spinnenarten vertreten, die für das Epigaion nicht typisch sind.

Tab. 5: Artenzahlen der Spinnen und Weberknechte in den einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Artenzahl 2001	42	47	24	30	53	32	31	52	37	28	46	106
Artenzahl 2002	34	37	27	33	48	30	39	42	38	31		92
Artenzahl (2001-2002)	50	54	33	43	66	38	48	67	50	41	46	120

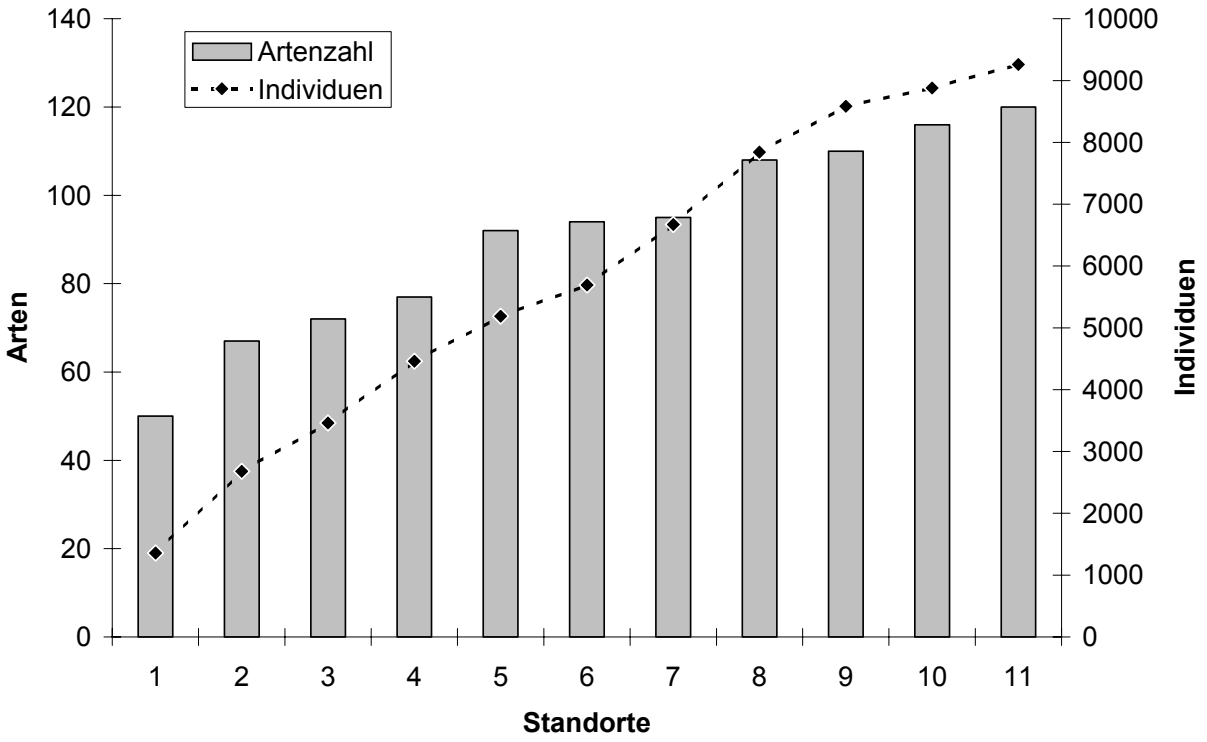


Abb. 4: Artenzahl und Individuensummen in Abhängigkeit von der Anzahl der Untersuchungsflächen (beide Jahre, nur Adulte)

Die Abbildung 4 verdeutlicht, dass mit größerem Fangaufwand mehr Arten registriert werden können und sie zeigt gleichzeitig, dass größere Individuenzahlen mit höheren Artenzahlen parallel verlaufen: Selbst mit 55 Einzelfallen (hier in 11 Fallengruppen zusammengefaßt) werden die anwesenden Arten noch nicht vollständig erfaßt. Die entsprechende Kurve verläuft noch nicht asymptotisch, sondern zeigt noch einen deutlichen Steigerungstrend. Daher wurde mittels zweier Abschätzverfahren („Abundance-based Coverage Estimator of species richness“ (ACE) und „Incidence-based Coverage Estimator of species richness“ (ICE)) der erwartete Artenreichtum ermittelt. Im ersten Fall erfolgte keine Randomisierung der Fangergebnisse (vgl. Tab. 6), im zweiten Fall (vgl. Tab. 7) wurde eine 250 -fache Randomisierung durchgeführt. Nach dieser komplexen Berechnung wird – je nach Methode – eine Gesamtartenzahl von 151 bis 153 Arten erwartet, wenn alle 11 Standorte berücksichtigt werden. Demnach wurden mittels der beprobten Standorte knapp 80 % der theoretisch anwesenden Spinnen- und Weberknechtarten ermittelt.

Tab. 6: Berechnung des tatsächlichen Artenreichtums der Flächen anhand von „Abundance-based Coverage Estimator of species richness“ (ACE) und „Incidence-based Coverage Estimator of species richness“ (ICE) anhand der Spinnentierarten der einzelnen Standorte

FG	ACE	ICE
1	80,8	1300
2	85,89	109,19
3	89,65	101,16
4	88,28	100,52
5	107,87	121,17
6	106,87	118,76
7	106	113,37
8	127,46	131,93
9	127,75	130,89
10	139,78	144,01
11	151,42	153,54

Tab. 7: Berechnung des tatsächlichen Artenreichtums der Flächen anhand von „Abundance-based Coverage Estimator of species richness“ (ACE) und „Incidence-based Coverage Estimator of species richness“ (ICE) anhand der Spinnentierarten der einzelnen Standorte: 250 - fache Randomisierung

Samples	ACE	ICE
1	65,84	1192,44
2	88,78	135,28
3	104,85	120,92
4	115,49	123,95
5	124,91	129,04
6	130,79	133,34
7	136,17	137,71
8	141,61	142,52
9	145,52	146,43
10	149,15	150,12
11	151,42	153,54

Die Abbildung 5 zeigt die nur in Einzahl bzw. lediglich doppelt pro Standort vorkommenden Arten. Mindestens 15 Arten pro Standort werden nur einmal registriert, lediglich doppelt kommen mindestens 5 bzw. maximal 17 Arten vor.

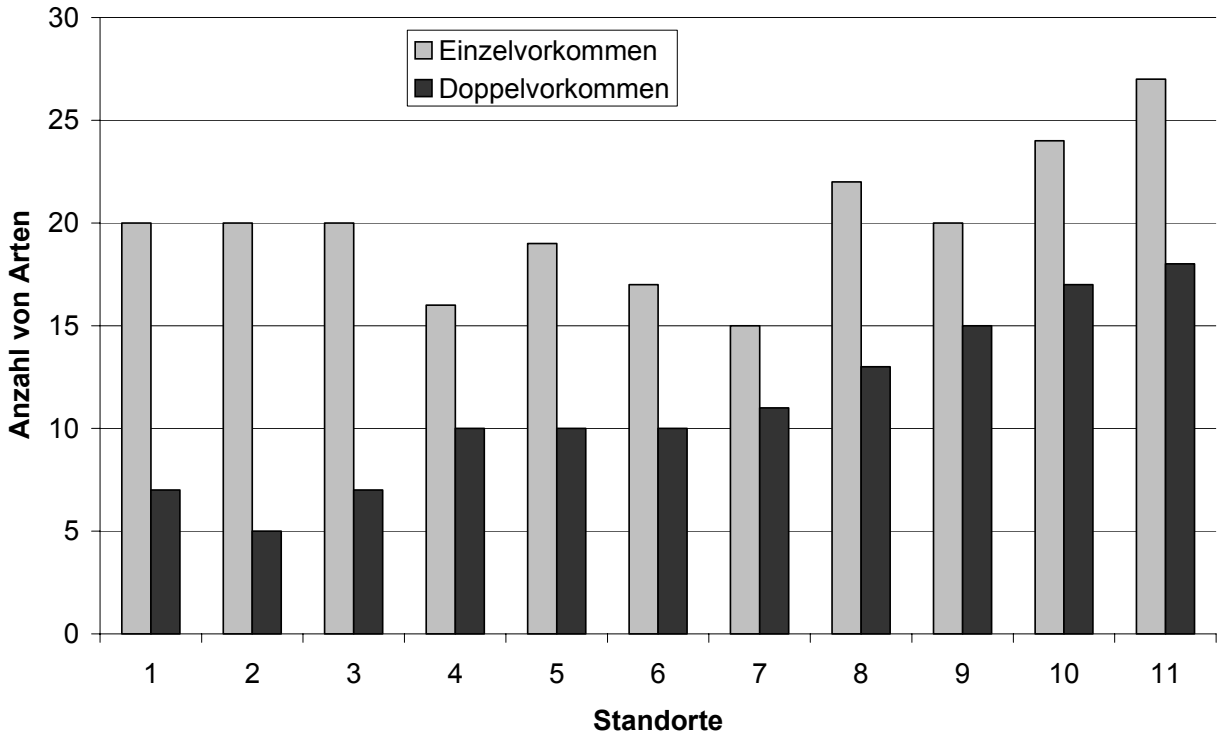


Abb. 5: Anzahl von Arten, die pro Standort nur einmal (Einzelvorkommen) bzw. nur zweimal (Doppelvorkommen) registriert wurden

In den folgenden Tabellen bzw. im Anhang werden die einzelnen Arten und ihr Vorkommen pro Einzelfalle aufgelistet. Dabei wird nach adulten und juvenilen Tieren getrennt. Die Jungtiere sind in der Regel einer Familie, in Ausnahmefallen auch einer Gattung zuzuordnen oder können manchmal auch bis auf die Art bestimmt werden (vgl.Tabelle 8, Tabelle 9 bzw. für Juvenile im Anhang Tabelle 24und Tabelle 25).

Tab. 8: Adulte Spinnentiere aus dem Jahr 2001, Teil I, Fangzahlen

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Abacoproeces saltuum																							1							
Achaearanea tepidariorum																														
Agraecina striata																														
Agroeca brunnea		2		1	7		1		4	1	1	2									2		3	2	6				1	
Agroeca proxima	1		3					1													1	3	2		1					
Agyneta conigera																								1						
Agyneta subtilis					1				1													1								
Amaurobius fenestralis			1	1									2	2												2		1		
Amilenus aurantiacus																														
Antistea elegans	1																													1
Apostenus fuscus					2																					2	1	1	3	5
Bathyphantes nigrinus						1																								
Bathyphantes similis																														
Centromerus sylvaticus	1		1			2	1		1													1	2		1		1			
Ceratinella scabrosa																	1					2	1				2		1	
Cicurina cicur																							1							
Clubiona coerulescens																														
Clubiona compta																		2												
Clubiona phragmitis					1																									
Clubiona terrestris		1											1							1										
Coelotes terrestris																								7		1	4		5	
Diaceae dorsata		1			1	1																								
Dicymbium nigrum									1	1															1					
Diplocephalus latifrons			2	1			7	5	5	14	1	1				2	2		2				1		1	11	8	1		13
Diplocephalus picinus	7	4	2	3	1			1	1	1		3			2				1		2				1	3	2	1	6	6
Diplostyla concolor				1	1	1				1							3		1			1								1
Erigone atra	1					1																							1	

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Ero furcata											1							1												
Euophrys frontalis																					3		1	1	6					
Euophrys herbigrada																					1			1	1					
Euryopis flamomaculata																							1	1						
Evarcha falcata																						1								
Gonatium rubellum																									1					
Gonatium rubens																														
Gongylidiellum latebricola		1		1																	2	5	4	2	3					
Hahnia pusilla	1	1	1	1	1	1															3		3	1						
Haplodrassus signifer	1					3	1	1	1	1											1									
Haplodrassus silvestris					1	1			1																	1	2		1	2
Lepthyphantes angulipalpis		1																												
Lepthyphantes cristatus				1	1	2			3	3												1	2							
Lepthyphantes flavipes	15	4	3	32	6	8	15	9	4	3	3	4	9	5	7	3	4	1	6					1		2	6	4	2	5
Lepthyphantes pallidus																												1		
Lepthyphantes tenebricola	2	1	2	5		4	3	3	4	1		1	2				1	2		1				2				2		
Lepthyphantes tenuis	3			1				3		1	1			1	2												3			
Lepthyphantes zimmermanni							1	1		1				1	1					1										
Linyphia triangularis								1																						
Lophopilio palpinalis	6	9	15		17	35	13	8	29	20	6	14	4	2	3	7	4	1	38	11	8	1	4	3	7	1	7	3		5
Macrargus rufus	3	3		3	3	2	3	1		1	1	2	1				1													
Meioneta rurestris	1					1				1																				
Micrargus herbigradus					1			1													1									
Microneta viaria	4	1	1	1	11		1		2	3	7	7	4	6	8	13	13	4	5	2			1	1		6	4	10	3	17
Minyriolus pusillus																														
Mitopus morio																									1					
Mitostoma chrysomelas								1																						
Monocephalus castaneipies																														
Monocephalus fuscipes			1																											
Nemastoma lugubre	6	24	15	25	93	6	1	5	7	5	1	3	2	3		9	12	6	15	2	8	2	2	2	3				1	

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Neon robustus																														
Neriene emphana										1						1														
Neriene montana						1		1	1																					
Oligolophus tridens	71	39	114	80	152	101	86	51	69	70	36	32	40	25	24	51	18	29	82	58	5	3	5	1	21		9	5	13	33
Oxyptila praticola					1							1	1	1												1				
Pachygnatha clercki																					1									
Pachygnatha listeri								1													3		2	7	3					
Panamomops mengei											2	1			1															
Pardosa alacris				1		3		1		2											1			1	1		2	1	4	2
Pelecopsis radicola	2											2									1	2		1	3					
Phalangium opilio																														
Philodromus dispar								1																						
Philodromus rufus																								1						
Phrurolithus festivus																														
Phrurolithus minimus																														
Pirata uligonosus						2		1		1												1			1					
Pisaura mirabilis																														
Pocadicemis pumila																					2	2	1		3					
Porrhomma convexum																							1					1		
Rilaena triangularis				2		1															1	2		6						1
Robertus lividus						2																								
Robertus neglectus																	1						1							
Saaristoa abnormis		1															3													
Scotina celans							1															1								
Segestria senoculata											1										1									
Tapinocyba insecta	1	1	3	2	4		1	1	1	1	6	1	2	4	3	1	1	1			1		1	1	2	4	7	8	13	8
Tapinopa longidens		1	2		2		2	2		2							1	1			1									
Tiso vagans																														
Trochosa terricola	4	1	2	3	3	5	5	3	5	4	1		1	1	1		2				22	10	26	22	32	1				
Walckenaeria acuminata										2													1					1		

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Walckenaeria antica																			1											
Walckenaeria atrotibialis						2	1	3		1						1				2		4	1	5	5		2			
Walckenaeria corniculans									1																			2		
Walckenaeria cucullata	2	1	1	2						1		1			2		4		4	1	2	2	9	7	2					
Walckenaeria cuspidata																														
Walckenaeria dysderoides				1				1		2	1							1	1										1	1
Walckenaeria furcillata																1						1								
Walckenaeria mitrata																														
Walckenaeria nudipalpis																1	1										1			
Walckenaeria obtusa																		1												1
Walckenaeria unicornis																1	1													
Walckenaeria vigilax																					1									
Xysticus ninnii																														
Zelotes pusillus																														
Zelotes subterraneus																						1			1					
Zora nemoralis	1					8	3	5	5	8											1	1	5	3	5					
Summe	**134**	**97**	**169**	**168**	**310**	**194**	**146**	**112**	**146**	**153**	**69**	**75**	**69**	**51**	**54**	**91**	**73**	**50**	**156**	**79**	**75**	**48**	**82**	**80**	**112**	**35**	**61**	**42**	**55**	**101**
Artenzahl	**21**	**19**	**17**	**21**	**21**	**24**	**18**	**26**	**20**	**28**	**15**	**15**	**12**	**11**	**11**	**12**	**18**	**12**	**11**	**9**	**25**	**22**	**26**	**24**	**25**	**12**	**16**	**15**	**14**	**15**

Adulte Spinnentiere aus dem Jahr 2001, Teil II

	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Abacoproeces saltuum																											1
Achaearanea tepidariorum											1																1
Agraecina striata										1				1													2
Agroeca brunnea							4	11	5	13	7	2	2	1	2	1	1	2	1	1	2	1		2		1	92
Agroeca proxima		1					5						1		2								1				22
Agyneta conigera								1																			2
Agyneta subtilis																											3

	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Amaurobius fenestralis									1					2													12
Amilenus aurantiacus											1																1
Antistea elegans	1																										2
Apostenus fuscus	5	3		1	3	2									1	1						2	2		1		30
Bathyphantes nigrinus																											1
Bathyphantes similis									1																		1
Centromerus sylvaticus		1	5			1			1		1	1	1				1	1			2				1	2	29
Ceratinella scabrosa							4	2	9	7	7		3	2	2	1	1		1	1							47
Cicurina cicur																											1
Clubiona coerulescens																1											1
Clubiona compta																											2
Clubiona phragmitis													1														2
Clubiona terrestris		1		1																					1		6
Coelotes terrestris			2	5	3	7																					34
Diaceae dorsata																											3
Dicymbium nigrum								2			3																8
Diplocephalus latifrons	13	1											1		4	1	3		1							1	89
Diplocephalus picinus	6	1	1	2										2	3	1											57
Diplostyla concolor	1	1	2		1	1										1											16
Erigone atra																											3
Ero furcata																											2
Euophrys frontalis							1		8	5	3											1			3	1	33
Euophrys herbigrada									2		2											1	1				9
Euryopis flamomaculata								1			1											1			1	2	8
Evarcha falcata													1	1									1				4
Gonatium rubellum			1				2	2	2	1	3																12
Gonatium rubens									1																1		2
Gongylidiellum latebricola							1				2									1		1	4	6	4	3	40
Hahnia pusilla											1													1			15
Haplodrassus signifer								1	2				1	1								1					15

	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Haplodrassus silvestris	2			1									2	1					1						1	2	17
Lepthyphantes angulipalpis																											1
Lepthyphantes cristatus				1				2						2	1		1						4	1	5		30
Lepthyphantes flavipes	5	1	2		4	2	3	2		1	2	25	12	5	15	5	5	2	2	5	3	6	3		10	7	283
Lepthyphantes pallidus													1														2
Lepthyphantes tenebricola				3	1	4									8	4					1		2			3	62
Lepthyphantes tenuis			3									3			1	1	1	1				1	2		1		29
Lepthyphantes zimmermanni							1					3														1	11
Linyphia triangularis															1				1								3
Lophopilio palpinalis	5	26	10	53	7	20	4	1	4	3	3		3	4	22	5	2	1	4	3	3	6	8	4	5	4	486
Macrargus rufus													2		3	4									1		34
Meioneta rurestris								1		1	1										1						7
Micrargus herbigradus			1																								4
Microneta viaria	17	13	1	7	14	11						2	6	2	14	14							2				221
Minyriolus pusillus																	1										1
Mitopus morio			1			1				1					22					1							27
Mitostoma chrysomelas																											1
Monocephalus castaneipies							1																				1
Monocephalus fuscipes								1																			2
Nemastoma lugubre		2	5	7	10	11	20	43	31	7	77	1	1		2	4					2	2	7	2		2	494
Neon robustus																							1				1
Neriene emphana																											2
Neriene montana							1					1		1						1					1		8
Oligolophus tridens	33	44	56	75	60	37	6	2	3	6	5		5	15	24	28	3	10	4	2			2	2		4	1716
Oxyptila praticola						1																			1		7
Pachygnatha clercki								1	1													1	1				5
Pachygnatha listeri							7	8	5	2	4											1	4	4	4	1	56
Panamomops mengei																											4
Pardosa alacris	2	1		1		1	6	2	38	3	8				1							1	1				82
Pelecopsis radicola							2	8	12	7	6										1		2				49

	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Phalangium opilio							1																				1
Philodromus dispar																											1
Philodromus rufus																											1
Phrurolithus festivus									1																		1
Phrurolithus minimus									2	1																	3
Pirata uligonosus							5	1	1	1	2																16
Pisaura mirabilis																								1			1
Pocadicemis pumila							1		1		1																11
Porrhomma convexum																1											3
Rilaena triangularis	1				2			1															1	1		12	30
Robertus lividus							2											1	1								6
Robertus neglectus																											2
Saaristoa abnormis			1	1		2																	1				9
Scotina celans																											2
Segestria senoculata																											2
Tapinocyba insecta	8	2	1		3	1		1						2	2	1			3	5	2		1		2	1	106
Tapinopa longidens																			1	1				1			17
Tiso vagans																							1				1
Trochosa terricola		1				1	48	17	44	48	27	5	20	15	10	6	4	11	4	8	9	29	15	16	11	31	534
Walckenaeria acuminata																										1	5
Walckenaeria antica																											1
Walckenaeria atrotibialis							13	12	3	2	10						2	1	2	3	8	3	8	5	11	7	117
Walckenaeria corniculans						1																					4
Walckenaeria cucullata											1		5	2	3	4				1	1	2		1	2	1	64
Walckenaeria cuspidata																							1				1
Walckenaeria dysderoides	1					2			1														2				14
Walckenaeria furcillata																											2
Walckenaeria mitrata							1																				1
Walckenaeria nudipalpis			1																								4
Walckenaeria obtusa	1					1				1																	4

	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Walckenaeria unicornis																											2
Walckenaeria vigilax																											1
Xysticus ninnii										1																	1
Zelotes pusillus																				1							1
Zelotes subterraneus								1	10	2	1																16
Zora nemoralis							8	8	5	7	1	4			2		1	1	2	1	2	4	6	6	10	14	127
Summe	**101**	**99**	**93**	**158**	**108**	**107**	**147**	**132**	**194**	**121**	**181**	**47**	**68**	**59**	**145**	**84**	**26**	**31**	**28**	**35**	**37**	**64**	**84**	**53**	**77**	**101**	**5366**
Artenzahl	**15**	**15**	**16**	**13**	**11**	**19**	**24**	**25**	**26**	**22**	**27**	**10**	**18**	**17**	**22**	**19**	**13**	**10**	**14**	**15**	**13**	**18**	**27**	**15**	**21**	**21**	**103**

Tab. 9: Adulte Spinnentiere aus dem Jahr 2002, Teil I

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Agroeca brunnea	4	7	5	2	6	2	2	4	7	1		1			1						3	1			1
Agroeca proxima																					2			2	
Agroeca pullata						1			1																
Agyneta cauta																3									
Agyneta conigera																					1				
Agyneta subtilis									1																
Alopecosa pulverulenta																								1	
Amaurobius fenestralis	1		2									1			1										
Apostenus fuscus																									
Bathyphantes gracilis																									1
Bathyphantes nigrinus																									
Bolyphantes crucifer																									
Centromerita bicolor																									
Centromerus sylvaticus	1	1	3	2	1		3		2	7			2		1	1	1				3	3	5	2	3
Ceratinella scabrosa							1															1	1		
Cicurina cicur				1														1							
Clubiona coerulescens																									
Clubiona terrestris				1			1													1					

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Coelotes terrestris																									8
Dictyna major																									
Dicymbium nigrum									1	2													1	2	1
Diplocephalus latifrons	1			1		1	1	7	6	5			1	1					1						
Diplocephalus picinus		1		2	5			1	1					1		1			1				5		
Diplostyla concolor					1											1			1			1	1		
Diplosytla concolor		2		2	1				1							1					1				
Ero furcata			1																						
Euophrys frontalis																							1		3
Euryopis flamomaculata														1							1		1		
Evarcha falcata																								1	1
Gibbaranea biturbeculata																									
Gonatium rubellum																									
Gongylidiellum latebricola	1					3				1							1				8	8	6	4	6
Hahnia pusilla			2	1	1	1	1	3	2								1				1	2	1		
Haplodrassus signifer																					6			3	
Haplodrassus silvestris		1					3		1	3	4	1		2	1		2					1	2		1
Lepthyphantes cristatus			1																1		1	1	1		1
Lepthyphantes flavipes	3	6		6	6	5	4		2	4	4		1	1	1		3	1		3	2	3			
Lepthyphantes pallidus																									
Lepthyphantes tenebricola			1		1				2							1	2						1		
Lepthyphantes tenuis		1					3		1			1									1	1		1	1
Lepthyphantes zimmermanni																									
Linyphia triangularis							1																		
Lophopilio palpinalis	16	7	12	10	12	11	11	6	14	19	7	26	2		8	11	24	11	1	18	2		7		1
Macrargus rufus		2	1	1		1	3	1	2	2				1											
Meioneta rurestris							1		1							5		1	1	1			1	1	
Micrargus herbigradus															1			1							
Microneta viaria	2	3	3	3	3	1	3	3	1		2	1	1				4	2	1	3				1	
Minyriolus pusillus																									

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Mitopus morio																									
Nemastoma lugubre	2	5	4	7	27	3	6	1	11	9	10	14	3	1	15	7	18	13	13	4	1	2	4	6	
Neriene emphana								1		1							1								
Neriene montana			1						1														2		
Oligolophus tridens	73	39	53	25	45	39	60	43	52	68	62	83	72	17	70	36	70	45	63	144	1	1	3		1
Oxyptila praticola																				1					
Oxyptila trux					1																				
Pachygnatha clercki																						1	1		
Pachygnatha listeri															1						10	4	5	14	8
Pachygnatha spec.																									
Panamomops mengei													1	3	1										
Pardosa alacris																					1			2	
Pardosa lugubris																									
Pardosa spec.																									1
Pelecopsis radicola	1											1											1	1	
Pholcomma gibbum																									
Phrurolithus festivus																									
Pirata hygrophilus																									
Pirata uligonosus						1	2														2				1
Pocadicemis juncea																						1			
Pocadicemis pumila																					2				1
Porrhomma convexum			1													1									
Rilaena triangularis											1	2							1	1		1			1
Robertus lividus								1		1		1						1			1	1			
Robertus neglectus																	1	1							
Saaristoa abnormis		1				1	1			1						1			1	3					
Scotina celans																									
Syedra gracilis					1																				
Tapinoba longidens																									
Tapinocyba insecta	1	1		1	3						2	3	2	1	1	1	3	3	1	1	2				1

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Tapinocyba praecox							1																		
Tapinopa longidens										1															
Trochosa terricola	2	3	4	3	13	5	8	12	16	13	2	2	1	2	4						12	18	10	7	15
Walckenaeria acuminata								2	1																
Walckenaeria antica																1									
Walckenaeria atrotibialis	1					6	1		4	3			1								5	1	7	1	3
Walckenaeria cucullata				1		1		3	4	1	1			1	1		1				2	1	2		2
Walckenaeria dysderoides											1		1			1		1						1	
Walckenaeria nudipalpis															1										1
Walckenaeria obtusa										1							1			1		2			
Walckenaeria unicornis											1		1						1						
Xysticus cristatus																									
Zelotes subterraneus	1																				3	1	1	2	1
Zora nemoralis					1	3			1													2	4	4	3
Summe	**110**	**80**	**94**	**69**	**128**	**85**	**117**	**88**	**136**	**143**	**97**	**137**	**89**	**32**	**108**	**72**	**133**	**81**	**87**	**181**	**74**	**58**	**74**	**56**	**67**

Adulte Spinnentiere aus dem Jahr 2002, Teil II

	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	Summe
Agroeca brunnea		3			1	1	1	1		1	2	7	1	5	7	3	4	3	2	4		4			4	101
Agroeca proxima												2												1	1	8
Agroeca pullata																										2
Agyneta cauta																										3
Agyneta conigera																										1
Agyneta subtilis																										1
Alopecosa pulverulenta																										1
Amaurobius fenestralis	2						1																			8
Apostenus fuscus			1	2	1	4	1	2		3			3													17
Bathyphantes gracilis																										1
Bathyphantes nigrinus											1															1

	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	Summe
Bolyphantes crucifer																						1				1
Centromerita bicolor																							1			1
Centromerus sylvaticus	1													1	1			1		1		1	2	3	1	53
Ceratinella scabrosa			1		1						2	1	2	2	2	1	3	1	2	1						22
Cicurina cicur																				1						3
Clubiona coerulescens									1																	1
Clubiona terrestris																				1						4
Coelotes terrestris		1	2	1	2	2	2	4	6	9																37
Dictyna major																					1					1
Dicymbium nigrum																										7
Diplocephalus latifrons	6	7	3		4	1	3		2				1						1		3	3	2		1	62
Diplocephalus picinus	2		2	5	6	2	1	2	1	2						1			1	1						44
Diplostyla concolor												1														6
Diplosytla concolor						2	3	1				1			1					1						17
Ero furcata																										1
Euophrys frontalis							1				1	1	2		1											10
Euryopis flamomaculata												1	1		1											6
Evarcha falcata												1	1									1				5
Gibbaranea biturbeculata																							1			1
Gonatium rubellum														1	1											2
Gongylidiellum latebricola							1				2	3			2						1			1	1	49
Hahnia pusilla																1										17
Haplodrassus signifer							1							3					3	2						18
Haplodrassus silvestris		4		2	4	3	1			3	3	1	2	1			2	2	1	2						53
Lepthyphantes cristatus							1													1		1		1	1	11
Lepthyphantes flavipes	2	2	2	3	2	4	3		4	2	1	1	1			15	6	5	8	7	4	4	2	11	1	145
Lepthyphantes pallidus															1											1
Lepthyphantes tenebricola					2		1		1							1	1		1			1				16
Lepthyphantes tenuis				1		1	3		1	1	2	1						1								21
Lepthyphantes zimmermanni																1										1

	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	Summe
Linyphia triangularis																										1
Lophopilio palpinalis		3		1		13	18	5	19	20			1		1		4	1	5	12			3		1	343
Macrargus rufus																	1	1		1					1	18
Meioneta rurestris																2		1			1					16
Micrargus herbigradus														1	1											4
Microneta viaria	1	5	1	3	1	5	2	2	1				2			1	1	3	1	3				1		70
Minyriolus pusillus																							1			1
Mitopus morio																				1						1
Nemastoma lugubre	2	1		1		11		2	2	1	5	11		7	18				3	8						258
Neriene emphana																										3
Neriene montana																										4
Oligolophus tridens		13	6	2	3	30	47	37	50	9				1	4	1	9	6	45	38	1	2	3	4	3	1479
Oxyptila praticola	1																									2
Oxyptila trux																										1
Pachygnatha clercki												2	1													5
Pachygnatha listeri				2							6	4	4	1	10											69
Pachygnatha spec.												1														1
Panamomops mengei								1	1	2																9
Pardosa alacris	3	2	2	14	5		4				3	5	5	3	1	1	1	2								54
Pardosa lugubris		1			5																					6
Pardosa spec.													1													2
Pelecopsis radicola			1		2							3	5	10	2	1					1			1	1	31
Pholcomma gibbum																	1									1
Phrurolithus festivus																	1									1
Pirata hygrophilus															2											2
Pirata uligonosus							1				2	5	3	7							1				1	26
Pocadicemis juncea				1																						2
Pocadicemis pumila																										3
Porrhomma convexum										1																3
Rilaena triangularis																1					2					10

	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	Summe
Robertus lividus									1	1	1	1				1						1				12
Robertus neglectus							1																			3
Saaristoa abnormis						3				1		1		1												15
Scotina celans														1												1
Syedra gracilis									1																	2
Tapinoba longidens														1	1											2
Tapinocyba insecta	8	3	9	8	3		3		1		1						3	2	1	2					2	73
Tapinocyba praecox																										1
Tapinopa longidens																		1								2
Trochosa terricola	1	1		8	2	1	4	1		1	9	11	24	16	9	12	14	21	6	20	11	6	1	2	1	334
Walckenaeria acuminata						1											1									5
Walckenaeria antica									1																	2
Walckenaeria atrotibialis		1		2			3		1		18	8	8	25	9						2	6	2	5	5	128
Walckenaeria cucullata			1											1				1								24
Walckenaeria dysderoides					1		1	2	4	1					1				1	1						17
Walckenaeria nudipalpis									1																2	5
Walckenaeria obtusa				1					1	1													1	1		10
Walckenaeria unicornis									1																	4
Xysticus cristatus																1						1				2
Zelotes subterraneus											2		9	1	2	1										24
Zora nemoralis				1			2				2	3	5	9	2						2				1	45
Summe	**29**	**47**	**31**	**58**	**45**	**84**	**110**	**60**	**101**	**59**	**63**	**76**	**82**	**98**	**80**	**45**	**52**	**52**	**81**	**108**	**30**	**32**	**19**	**31**	**28**	**3897**

4.1.1.2. Abundanzen

Artendichte

Die Artendichte wird auf die kleinste Probeneinheit bezogen, hier als Durchschnitt pro Falle und 2 Wochen Standzeit. Daraus kann dann der Jahresdurchschnitt gebildet werden. In der Tabelle 10 sind die Werte der Artendichte nach den einzelnen Fangterminen aufgelistet, in der Abbildung 6 werden die über den 2 Jahresfangzeitraum ermittelten durchschnittlichen Werte der Artendichte dargestellt. Die Artendichten der 14 Tage-Zeiträume liegen zwischen 1 und maximal 13 (31,5,01, FG 6). Die Jahresdurchschnittswerte betragen mindestens 2 und höchstens knapp 6 Arten.

Tab. 10: Artendichte, bezogen auf die kleinste Probeneinheit (als Durchschnitt pro Falle und 2 Wochen Standzeit.)

Datum	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11
19.04.01	2	3,2	2,6	2,6	5,2	4,2	3,4	6,2	7,8	1,4	3,8
03.05.01	2,2	0,4	2,2	2,2	2,4	1,4	0,2	4,4	2	0,8	1,2
17.05.01	6,6	4,4	5,8	5,8	6,4	6,8	5,4	6,2	5,4	3,8	3,6
31.05.01	9	6,8	6,2	6,2	6,6	13,2	11	11,4	9,8	7,4	7
14.06.01	4,2	3,8	3,8	3,8	2,6	4,2	1,8	4,2	4	1,8	1,4
28.06.01	4,4	6	2,6	2,6	3,6	3	0	7,2	4,4	2,2	5,8
12.07.01	5,2	8	2,4	2,4	6	3,6	2	9,2	4,6	3,2	6
26.07.01	5,2	4	2,8	2,8	7,8	1,2	1,4	6,2	4,6	2,4	3,4
09.08.01	6,4	8	4	4	2,6	1,4	4,2	4,2	3,4	2	4,2
23.08.01	5,8	5,6	4,6	4,6	5,6	2,6	3,8	7,2	3,8	2	4
06.09.01	6,4	5,4	3,8	3,8	4,4	2,6	4,4	4	3,8	1,4	3,8
20.09.01	4,4	3,6	3	3	3,6	3,4	5,2	3,6	2,4	1	3,2
04.10.01	7,2	5,2	5	5	3,4	2,6	4,6	5,4	5,2	2	5
18.10.01	7,4	6,6	5,2	5,2	4,2	2	6,2	6,2	3	2,8	4,2
01.11.01	6,2	8,2	1	1	5,4	3	5,2	5,6	2,4	3,4	4,2
18.04.02	3,6	5,2	3,2	3,2	4,2	3,2	4,4	5,2	3,2	4	-
02.05.02	2,6	4,4	2,4	2,4	2	5,4	1,4	5,4	3	1,6	-
16.05.02	4,8	4,8	2,4	2,4	3	5,2	4	3,8	5,4	1,6	-
30.05.02	4	2,8	2,4	2,4	7,2	4	6,4	3,2	3	2	-
13.06.02	3,2	3,4	3,4	3,4	10,2	2,2	6,4	6,6	4,6	2,4	-
27.06.02	4,8	6,2	3	3	6	2	5	5,6	5,4	4	-
11.07.02	3	3,6	2,2	2,2	3,6	3	0,8	7,2	4,6	2,2	-
25.07.02	3,4	2,6	3,2	3,2	4	2,2	1,4	7	3	2,4	-

Datum	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11
08.08.02	5	6	3	3	3,8	2,2	3,4	6,4	3,8	3	-
22.08.02	6,4	5,2	5,6	5,6	4	3	4	7,6	4	2,6	-
05.09.02	1,4	3,4	2,2	2,2	4,6	3,8	3,2	3,6	3,6	2,4	-
19.09.02	3,8	3	2,6	2,6	2,2	4,8	2,6	3,8	2,2	1,4	-
03.10.02	2,2	3	2,6	2,6	1,8	1	2	3,6	1,6	1,8	-
17.10.02	3,8	4,4	2,6	2,6	2,8	2	3,2	2,2	3,4	2,6	-
31.10.02	3,8	7,8	5	5	4,6	1,8	5,2	2,8	4,4	4,4	-

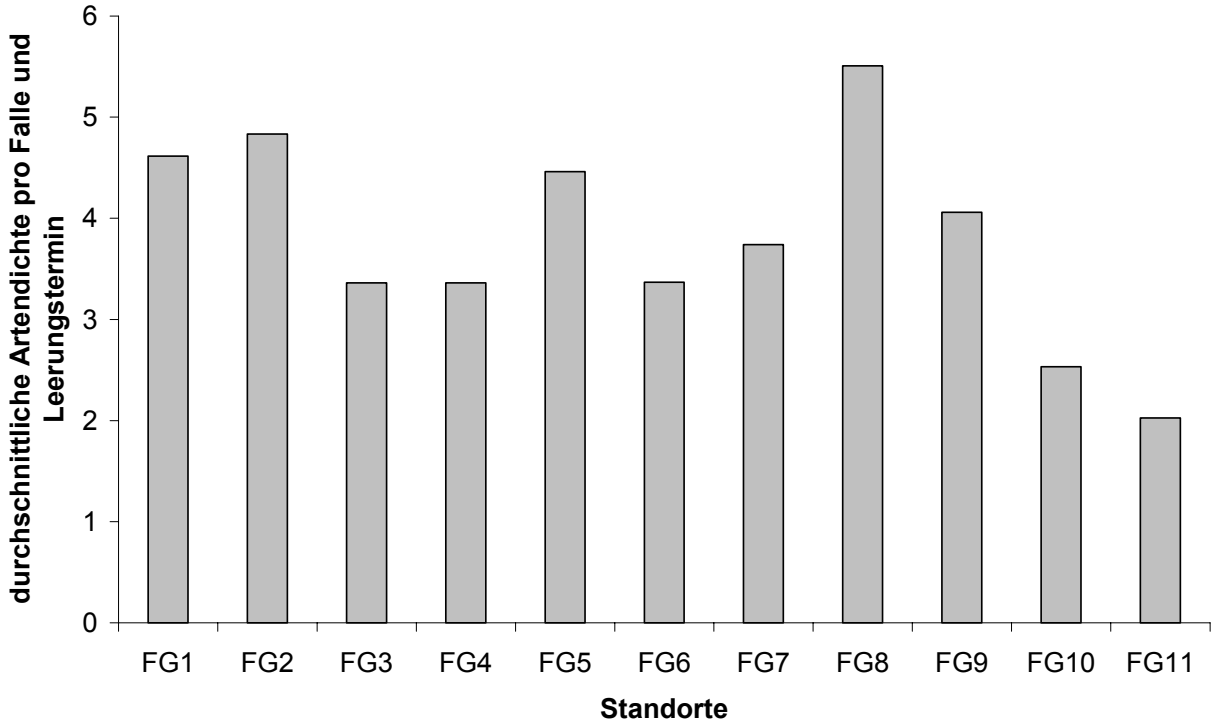


Abb. 6: Jahresdurchschnitt der Artendichte, bezogen auf die kleinste Probeneinheit (als Durchschnitt pro Falle und 2 Wochen Standzeit

In der Tabelle 11 sind die Aktivitätsabundanzen der einzelnen Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für den Zeitraum 2001 und 2002 im Raum Müritz-Nationalpark aufgeführt, die Werte für die Einzeljahre stehen im Anhang (vgl. Tabelle 29 und Tabelle 30).

Vor allem die Weberknechte erreichen sehr hohe Abundanzwerte, das sind vor allem die drei Arten *Oligolophus tridens*, *Lophopilio palpinalis* und *Nemastoma lugubre*. Ferner werden unter den Lycosiden vor allem *Trochosa* und *Pardosa*-Arten in großer Anzahl gefunden. Eine ganze Reihe unter den Zwerg- bzw. Baldachinspinnen erreicht ebenfalls hohe Abundanzwerte, das sind vor

allem *Diplocephalus latifrons*, *Diplocephalus picinus*, *Lepthyphantes tenebricola*, *Microneta* viaria und *Tapinocyba insecta*.

Tab. 11: Aktivitätsabundanzen der einzelnen Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für den Zeitraum 2001 und 2002 im Raum Müritz-Nationalpark

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Abacoproeces saltuum					0,2							0,2
Achaearanea tepidariorum								0,2				0,2
Agraecina striata								0,2	0,2			0,4
Agroeca brunnea	6,8	4,8	1		3,8	1	0,8	12,4	4,8	3	0,8	39,2
Agroeca proxima	0,8	0,2			2,2		0,2	1,4	0,8	0,4	0,2	6,2
Agroeca pullata		0,4										0,4
Agyneta cauta				0,6								0,6
Agyneta conigera					0,4			0,2				0,6
Agyneta subtilis	0,2	0,4			0,2							0,8
Alopecosa pulverulenta					0,2							0,2
Amaurobius fenestralis	1		1,2			1	0,2	0,2	0,4			4
Amilenus aurantiacus								0,2				0,2
Antistea elegans	0,2					0,2						0,4
Apostenus fuscus	0,4					3,2	3,8	0,6	0,4		1	9,4
Araniella cucurbitina					0,2							0,2
Bathyphantes gracilis					0,2							0,2
Bathyphantes nigrinus		0,2						0,2				0,4
Bathyphantes similis								0,2				0,2
Bolyphantes crucifer										0,2		0,2
Centromerita bicolor										0,2		0,2
Centromerus sylvaticus	2	3,2	0,6	0,4	4	0,4	1,4	0,8	0,8	2,2	0,6	16,4
Ceratinella scabrosa		0,2		0,2	1	1		7,6	3,2	0,6		13,8
Cicurina cicur	0,2			0,2	0,2				0,2			0,8
Clubiona coerulescens							0,2		0,2			0,4
Clubiona compta				0,4								0,4
Clubiona phragmitis	0,2								0,2			0,4
Clubiona terrestris	0,4	0,2	0,2	0,4			0,4		0,2		0,2	2
Coelotes terrestris					3	3,2	8					14,2
Diaceae dorsata	0,4	0,2										0,6
Dictyna major										0,2		0,2
Dicymbium nigrum		1			1			1				3
Diplocephalus latifrons	1	10,2	0,8	1,4	0,4	10,6	1,4	0,2	1,4	2,6	0,2	30,2
Diplocephalus picinus	5	1	1,2	0,6	1,6	6,6	2,4		1,8			20,2
Diplostyla concolor	1,6	0,6		1,4	0,8	0,2	2,2	0,6	0,4			7,8
Erigone atra	0,2	0,2				0,2						0,6
Ero furcata	0,2		0,2	0,2								0,6
Euophrys frontalis					3		0,2	4,4			1	8,6
Euophrys herbigrada					0,6			0,8			0,4	1,8
Euryopis flamomaculata			0,2		0,8			1			0,8	2,8
Evarcha falcata					0,6			0,4	0,4	0,2	0,2	1,8

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Gibbaranea biturbeculata										0,2		0,2
Gonatium rubellum					0,2		0,2	2,4				2,8
Gonatium rubens								0,2			0,2	0,4
Gongylidiellum latebricola	0,6	0,8		0,2	9,6		0,2	2		0,8	3,6	17,8
Hahnia pusilla	1,8	1,6		0,2	2,2			0,2	0,2		0,2	6,4
Haplodrassus signifer	0,2	1,4			2		0,2	1,2	1,4		0,2	6,6
Haplodrassus silvestris	0,4	1,8	1,6	0,4	0,8	3,2	1,6	1,4	2	0,2	0,6	14
Lepthyphantes angulipalpis	0,2	0,2										0,4
Lepthyphantes cristatus	0,6	1,6		0,2	1,4		0,4	0,4	0,8	0,8	2	8,2
Lepthyphantes flavipes	16,2	10,8	7	4,2	1,2	6	4,4	2,2	21	7,8	5,2	86
Lepthyphantes pallidus						0,2		0,2	0,2			0,6
Lepthyphantes tenebricola	2,4	3,4	0,6	1,4	0,6	0,8	2		3	0,4	1	15,6
Lepthyphantes tenuis	1	1,6	1		0,8	0,8	1,8	0,6	1,2	0,4	0,8	10
Lepthyphantes zimmermanni		0,6	1	0,2				0,2	0,8		0,2	3
Linyphia triangularis		0,4							0,2	0,2		0,8
Lophopilio palpinalis	22,6	37	16,8	28,6	8	7,6	42,6	3,4	13,6	4,4	5,8	190,4
Macrargus carpenteri					0,2						0,2	0,4
Macrargus rufus	3,2	3,2	1	0,2					2,4	0,2	0,2	10,4
Meioneta rurestris	0,2	0,8		1,6	0,4			0,6	0,6	0,4		4,6
Micrargus herbigradus	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2		0,2	0,4				1,6
Microneta viaria	6,4	2,8	7,2	9,4	0,6	10,2	11,2	0,4	9,4	0,2	0,4	58,2
Minyriolus pusillus										0,4		0,4
Mitopus morio					0,2		0,4	0,2	4,6	0,2		5,6
Mitostoma chrysomelas		0,2										0,2
Monocephalus castaneipies								0,2				0,2
Monocephalus fuscipes	0,2							0,2				0,4
Nemastoma lugubre	43	11,2	12	20,6	6,4	1	10,4	44	3,8	0,4	2,6	155,4
Neon robustus											0,2	0,2
Neriene emphana		0,6		0,4								1
Neriene montana	0,2	0,8			0,4			0,2	0,4	0,2	0,2	2,4
Oligolophus tridens	169	136	102,6	139,4	8,8	20,8	105,2	6,8	40,6	6,8	2,4	738,4
Oxyptila praticola	0,2		0,6	0,2		0,4	0,2				0,2	1,8
Oxyptila trux	0,2											0,2
Pachygnatha clercki					1			1,4			0,4	2,8
Pachygnatha listeri		0,4	0,2		11,4	0,4		10,6			2,8	25,8
Panamomops mengei			1,8				0,8					2,6
Pardosa alacris	0,2	1,2			1,2	7,2	1,4	15,2	1,6		0,4	28,4
Pardosa lugubris						1,4						1,4
Pelecopsis radicola	0,6		0,6		1,8	0,6		11	0,2	0,8	0,4	16
Phalangium opilio								0,2				0,2
Philodromus dispar		0,2										0,2
Philodromus rufus					0,2							0,2
Pholcomma gibbum							0,6		0,4			1
Phrurolithus festivus								0,2	0,2			0,4
Phrurolithus minimus								0,6				0,6
Pirata hygrophilus								0,4				0,4
Pirata uligonosus		1,4			1		0,2	5,4		0,4		8,4

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Pisaura mirabilis											0,2	0,2
Pocadicemis juncea					0,2	0,2						0,4
Pocadicemis pumila					2,2			0,6				2,8
Porrhomma convexum	0,2			0,2	0,2	0,2	0,2		0,2			1,2
Rilaena triangularis	6,6	7	16	7,6	11,6	13,2	9,2	3	1,4	4,0	9,4	99,0
Robertus lividus		0,8	0,2	0,2	0,4		0,4	0,8	0,2	0,6		3,6
Robertus neglectus				0,6	0,2		0,2					1
Saaristoa abnormis	0,4	0,6		1,6			1,6	0,4			0,2	4,8
Scotina celans		0,2			0,2			0,2				0,6
Segestria senoculata			0,2		0,2							0,4
Syedra gracilis	0,2						0,2					0,4
Tapinocyba insecta	3,4	0,8	5	2,4	1,6	14,2	2,2	0,4	2,6	2,4	0,8	35,8
Tapinocyba praecox		0,2										0,2
Tapinopa longidens	1	1,4		0,4	0,2			0,6	0,2	0,4	0,2	4,4
Thanatus sabulosus								0,2				0,2
Tiso vagans											0,2	0,2
Trochosa terricola	7,6	15,4	3,2	0,4	40,4	2,8	2,6	56,4	30,2	12	21	192
Walckenaeria acuminata		1			0,2	0,2	0,2		0,2		0,2	2
Walckenaeria antica				0,4			0,2					0,6
Walckenaeria atrotibialis	0,2	4,2	0,2	0,6	6,4	1	0,8	21,6		7,2	6,8	49
Walckenaeria corniculans		0,2				0,4	0,2					0,8
Walckenaeria cucullata	1,4	2	1,2	2	5,8	0,2		0,4	3	0,4	1,2	17,6
Walckenaeria cuspidata											0,2	0,2
Walckenaeria dysderoides	0,2	0,6	0,6	0,8	0,2	0,6	2	0,4	0,4		0,4	6,2
Walckenaeria furcillata				0,2	0,2							0,4
Walckenaeria mitrata								0,2				0,2
Walckenaeria nudipalpis			0,2	0,4	0,2	0,2	0,4			0,4		1,8
Walckenaeria obtusa		0,2		0,6	0,4	0,4	0,6	0,2		0,4		2,8
Walckenaeria unicornis			0,4	0,6			0,2					1,2
Walckenaeria vigilax					0,2							0,2
Xysticus cristatus									0,2	0,2		0,4
Xysticus ninnii								0,2				0,2
Zelotes pusillus										0,2		0,2
Zelotes subterraneus	0,2				2			5,6	0,2			8
Zora nemoralis	0,4	6,6			5,6	0,2	0,4	10,8	1,2	2,2	8	35,4
Abundanz	**312**	**284,2**	**186,8**	**232,2**	**163,6**	**122**	**226,8**	**247**	**164**	**65,2**	**84,4**	**2088,2**
Artenzahl	**50**	**54**	**33**	**43**	**66**	**38**	**48**	**67**	**50**	**41**	**46**	**120**

Gruppen-Abundanzen

Um die relativ große Artenzahl überschau zu halten, wurden nach eigener Einschätzung und Berücksichtigung von MAURER & HÄNGGI (1991), HEIMER & NENTWIG (1991) und PLATEN et al. (1995) die ermittelten Arten in sogenannte Habitatpräferenzgruppen eingeteilt. Die Einteilung hat noch vorläufigen Charakter, weil bei vielen Spinnenarten noch Unklarheiten hinsichtlich der von ihnen präferierten Biotope bestehen (vgl. Tabelle 12). Erwartungsgemäß erreichen die ubiquitären

Waldarten im Gesamtgebiet die höchsten Abundanzen, ihnen folgen mit abnehmender Häufigkeit die Laubwaldpräferenten, die Waldrandpräferenten, die Nadelwaldpräferenten, euryöke Arten und die Mischwaldpräferenten. Es fehlt relativ schwer, überhaupt Arten für die Gruppe der Mischwaldpräferenten zu benennen. Die Abbildung 7 verdeutlicht diese Reihung der Abundanzen der Habitatpräferenzgruppen, in der Abbildung 8 werden die Aktivitätsabundanzen der Habitatpräferenzgruppen der einzelnen Standorte noch einmal klar herausgestellt: Im alten Buchenwald (FG4), der als Naturwaldzelle quasi als Referenzfläche gilt, erreichen neben den ubiquitären Waldarten vor allem noch die Laubwaldpräferenten hohe Abundanzen, während die Arten der übrigen Habitatpräferenzgruppen in geringer Häufigkeit registriert werden.

Tabelle 12: Aktivitätsabundanzen der verschiedenen Habitatpräferenzgruppen auf den Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark (Fänge aus 2001 und 2002)

Habitatpräferenzgruppe	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
ohne Einschätzung		0,2								0,2		0,4
synantrope Arten								0,2				0,2
euröke Arten	0,8	2,4		1,6	4,4	0,4	0,2	7,8	2,8	0,8	0,2	21,4
Offenlandarten	0,6		0,6		1,8	0,6		11	0,2	0,8	0,4	16
Feuchtgebiets- bzw. Moorarten	0,6	0,2	0,6	1,6	1,6	0,4	0,6	2,2	0,4	0,4	0,6	9,2
Wiesen- und Waldarten	7,6	9,2	1,2	1,4	10,6	2,2	2	34	5	10,2	7,6	91
Waldrandpräferenten	10,4	26,2	5	2	49,8	7,6	11	73,2	34,4	15	32,6	267,2
ubiquitäre Waldarten	217,8	177,2	147,8	171	56,8	90,4	153,4	42,8	98	27,8	28,6	1211,6
Nadelwaldpräferenten	2	1,6		0,4	6		0,6	8,4	1	1	1,8	22,8
Mischwaldpräferenten		3,2	0,2	0,2	5,6	0,2	0,6	8,2	0,6	1,4	0,4	20,6
Laubwaldpräferenten	72,2	64	31,4	54	27	20,2	58,4	59,2	21,6	7,6	12,2	427,8

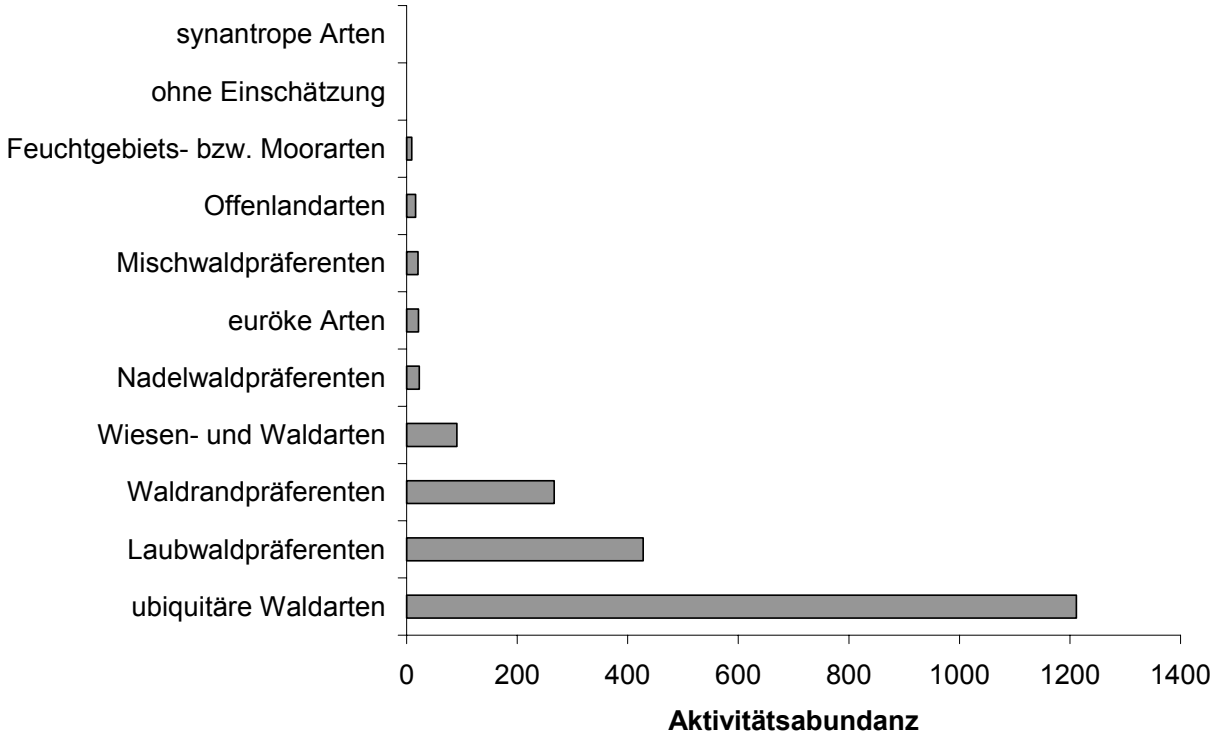


Abb. 7: Aktivitätsabundanzen der verschiedenen Habitatpräferenzgruppen im Müritz-Nationalpark (alle Flächen, beide Jahre 2001 und 2002)

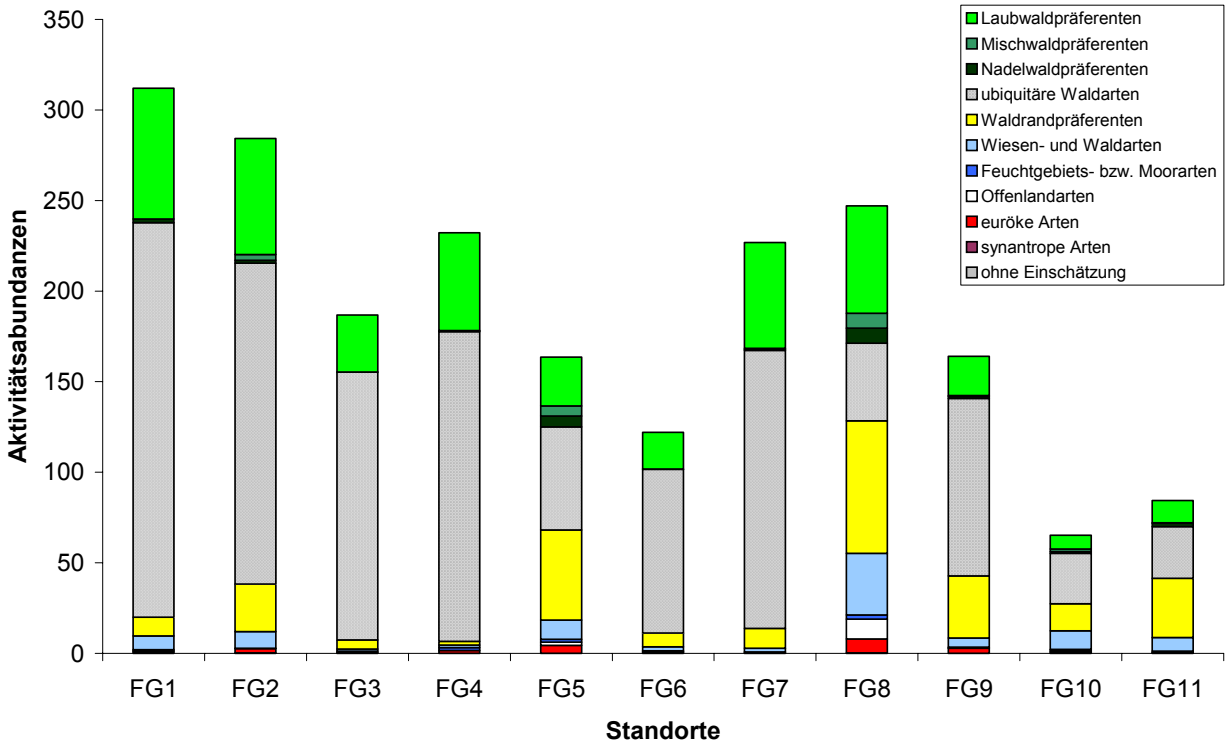


Abb. 8: Aktivitätsabundanzen der verschiedenen Habitatpräferenzgruppen auf den Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark (Fänge aus 2001 und 2002)

4.1.2. Charakteristika der relativen Mengen (Dominanzen)

4.1.2.1. Gruppendominanzen

In der Abbildung 9 wird die Dominanz der elf Habitatpräferenzgruppen zusammenfassend dargestellt. An nahezu allen Standorten erreichen die ubiquitären Waldarten die höchsten Dominanzen. Von großer Bedeutung für die Dominanzstrukur sind ferner an den Standorten FG5, FG8, FG9 und FG10, also an Kiefer bzw. Kiefer-Buche Standorten, die sogenannten Waldrandarten. Im Naturwaldreservat (FG4) sind nach ihrer Dominanz fast ausschließlich die ubiquitären Waldarten bzw. die Laubwaldpräferenten von Bedeutung.

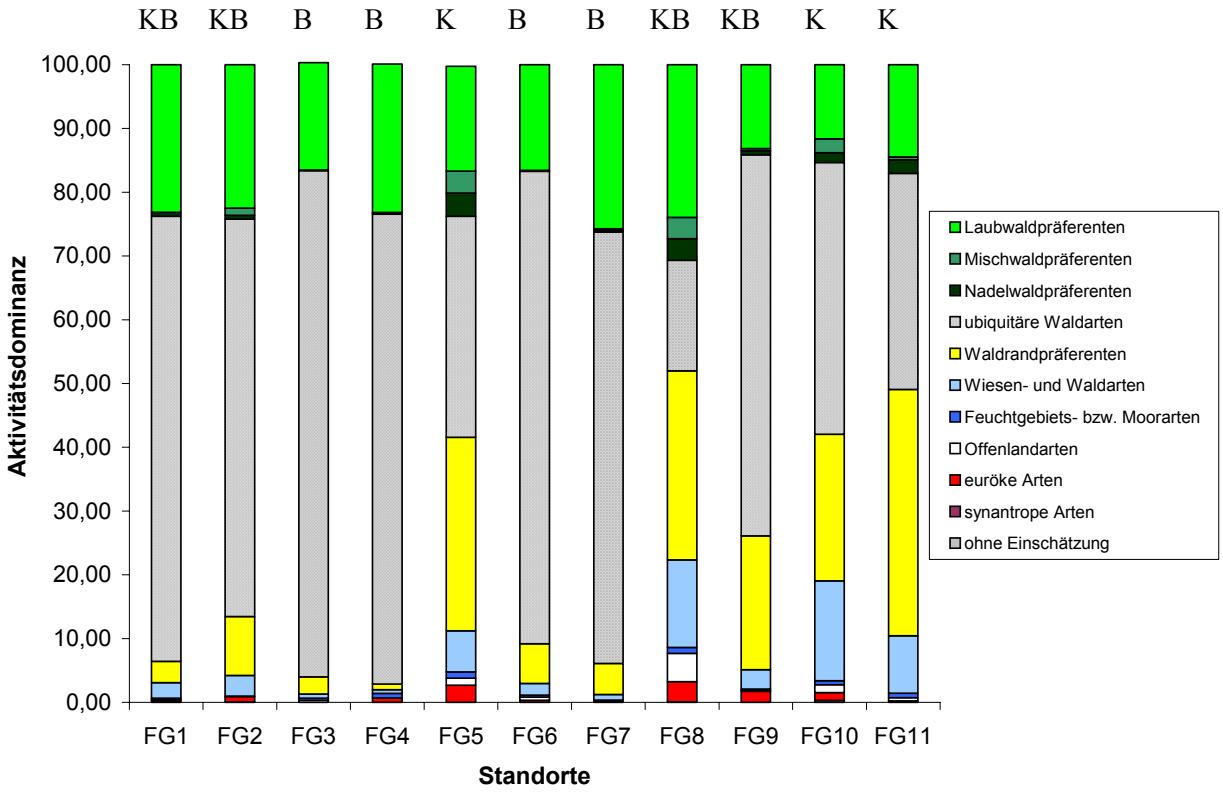
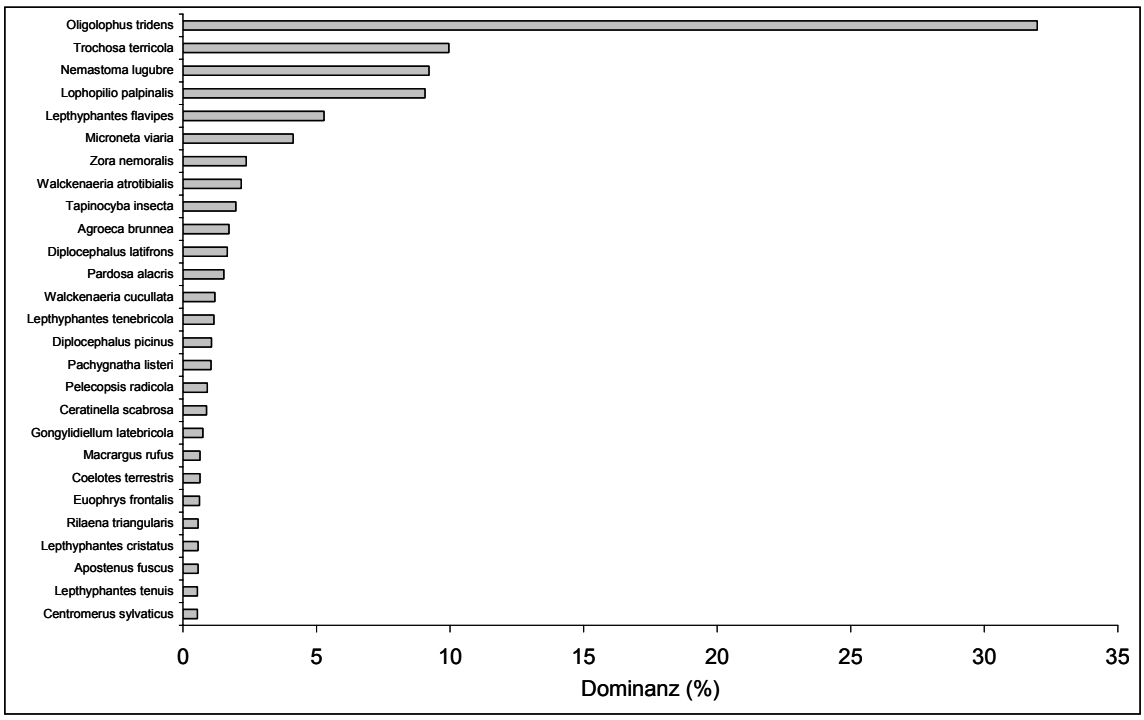


Abb. 9: Aktivitätsdominanz der Habitatpräferenzgruppen der einzelnen 11 Standorte
KB Kiefer-Buche, B Buche, K Kiefer

Buchen-, Kiefer bzw. Kiefer-Buche-Mischbestände zeigen recht ähnliche Dominanzstrukturen. Dies wird zumindest auf dem Niveau der zusammenfassenden Habitatpräferenzgruppen sehr deutlich. Ob sich diese Ähnlichkeit auch beim Vergleich der Artendominanzen einzelner Standorte offenbart, wird im nächsten Kapitel ausgeführt (Kapitel 0).

4.1.2.2. Artendominanzen

Die folgenden Abbildungen geben die Dominanzstrukturen der Spinnentiere wider. Zunächst werden in den Abbildung 10 bis Abbildung 12 die Standorte nicht differenziert, sondern alle Spinnentiere eines Jahres bzw. beider Jahre werden bei der Berechnung berücksichtigt. Angegeben werden jeweils nur Arten mit einer Dominanz von > 5 %, weil die Darstellungen sonst noch unübersichtlicher werden. Das sind bei Berücksichtigung aller adulten Tiere beider Jahre immerhin 25 Arten. Der Weberknecht *Oligolophus tridens* spielt hinsichtlich seiner Dominanz eine überragende Rolle und erreicht eine Dominanz von ca 35 %. Es folgen die Wolfsspinnen *Trochosa terricola* und mit *Lophopilio palpinalis* und *Nemastoma lugubre* weitere Weberknechtarten. 3 Arten unter den Zwerg- bzw. Baldachinspinnen erreichen eine Dominanz von 3 bis 5 %, dann folgt die Liocranidae Agroeca brunnea mit ebenfalls ca 3 % Dominanz. Beim Vergleich der Dominanzstrukturen zwischen den beiden Fangjahren ergeben sich nur geringe Verschiebungen: *Trochosa terricola* hinsichtlich der Artendominanz im Jahr 2001 vor dem Weberknecht *Lophopilio palpinalis*, im Jahr 2002 ist das umgekehrt. Die Dominanzstrukturen der Gemeinschaften der Spinnen und Weberknechte unterscheide sich zwischen den Standorten mitunter sehr deutlich. In fast allen Fallen ist der Weberknecht *Oligolophus tridens* die Art der höchsten Dominanz. Lediglich an den FG 5, FG 8, FG 10 und FG 22 tritt eine Bedeutung in den Hintergrund und die Art nimmt nur einen mittleren bis hinteren Rang in der Dominanzhierachie ein (Platz 4 bis 11, vgl. FG 5, FG 8, FG 10, FG 11). Für 5 häufige Spinnentierarten werden in der Abbildung 24 die Dominanzverhältnisse im Detail dargestellt. Ihr Anteil an der Dominanz liegt zwischen knapp 30 % bis hin zu einer Dominanz von über 85 % an den Standorten FG 1 und FG 4. Das bedeutet, dass diese Gemeinschaft aus 3 Weberknecht- bzw. 2 Spinnenarten vor allem in Kiefer-Buche bzw. vor allem in Buchenstandorten höchste Dominanzen erreicht, während sie in den reinen Kieferbeständen eher zurücktreten.



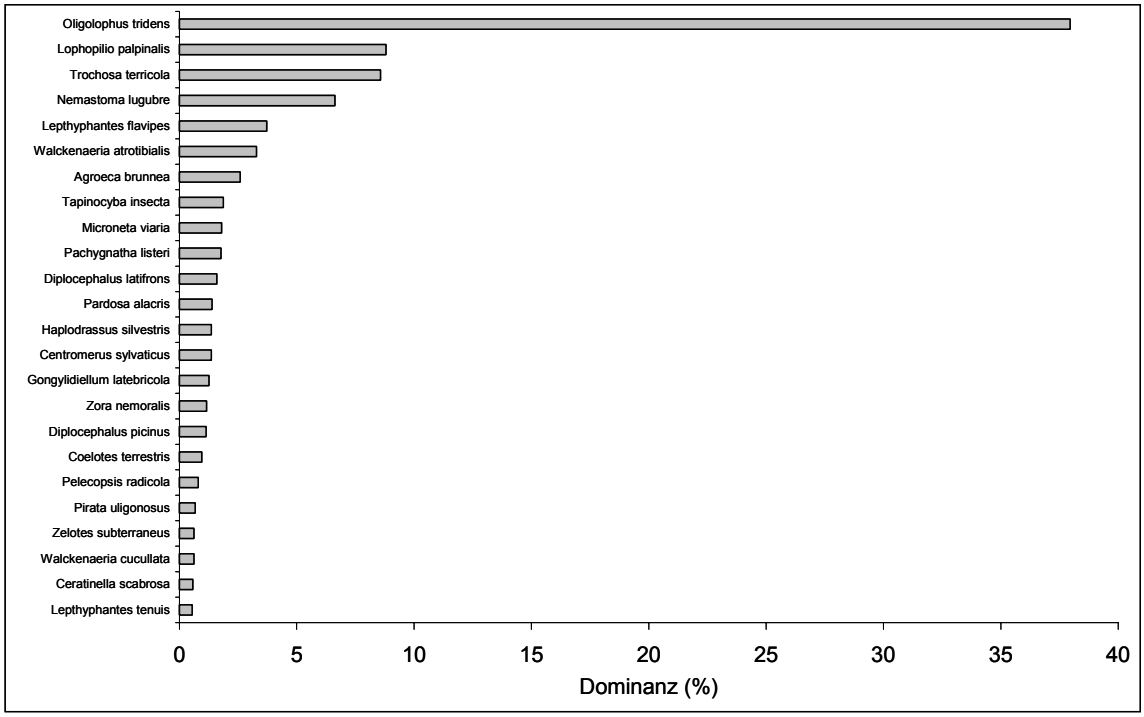
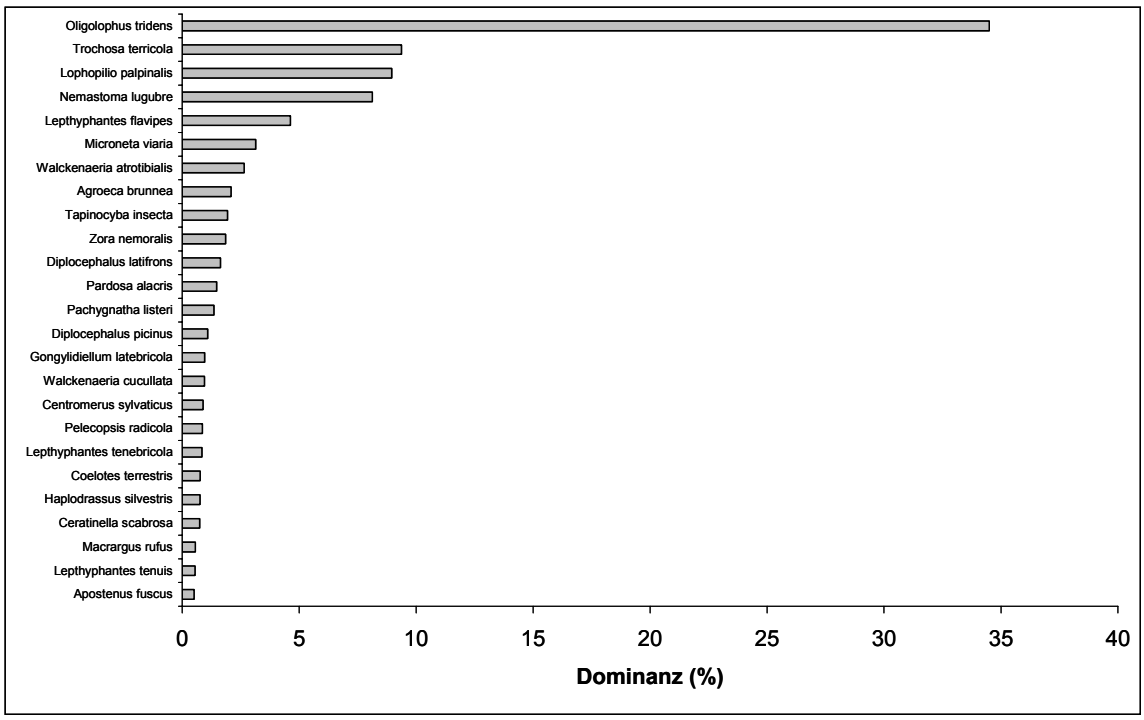


Abb. 10: Dominanzstruktur der Spinnentiere aus 2001(nur Arten mit D > 0,5 %) (OBEN)

Abb. 11: Dominanzstruktur der Spinnentiere aus 2002(nur Arten mit D > 0,5 %) (UNTEN)



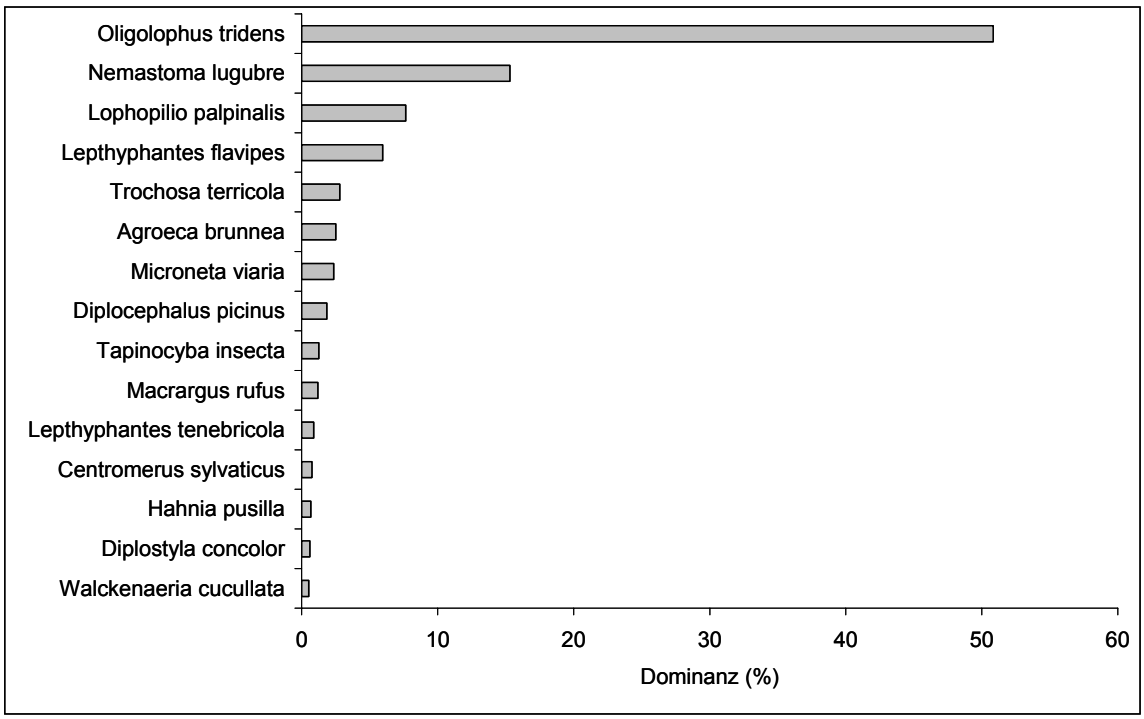
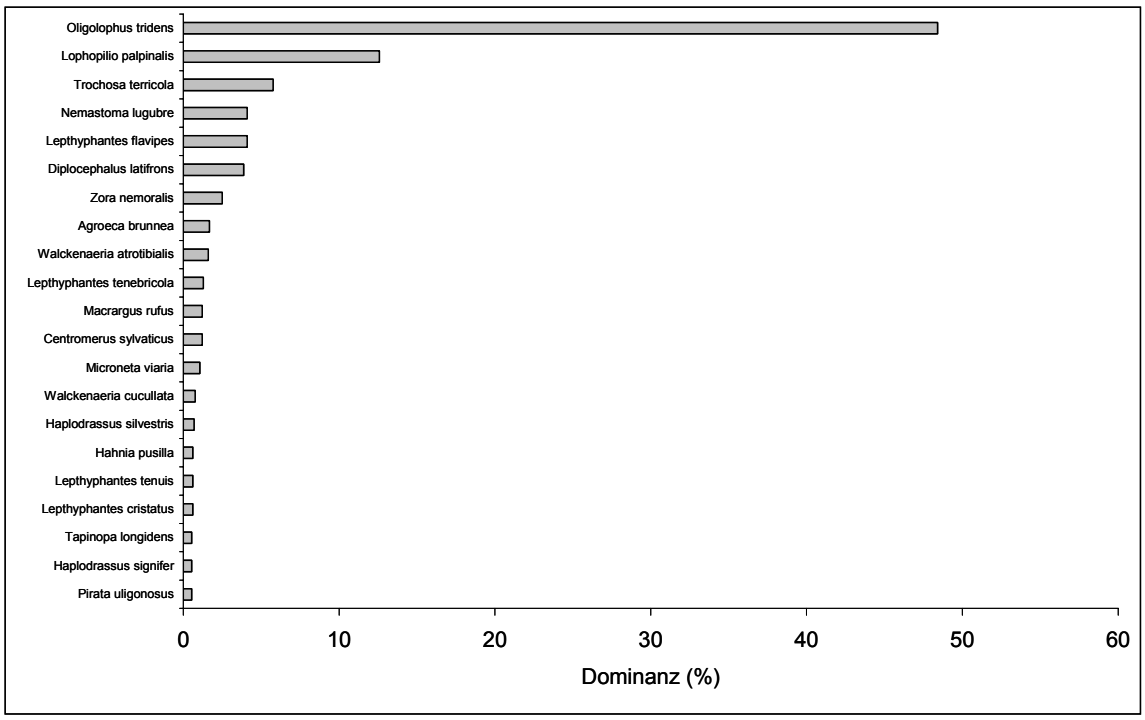


Abb. 12: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) (OBEN)

Abb. 13: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG1 (UNTEN)



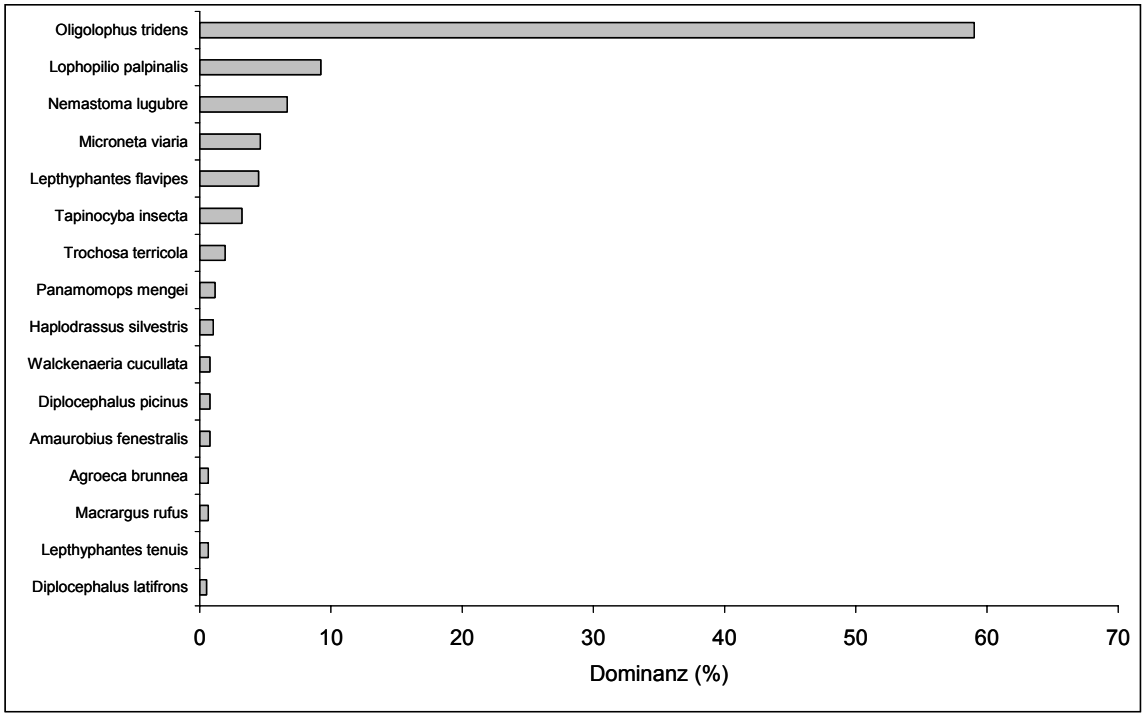
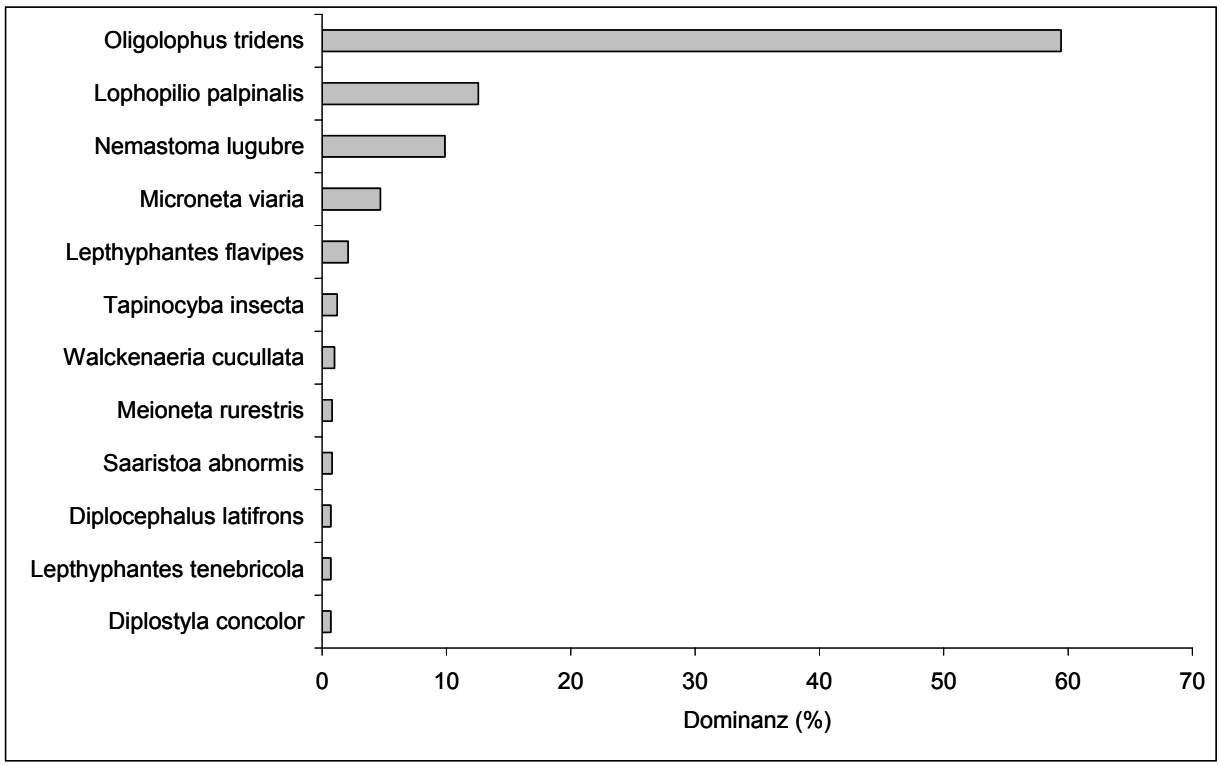


Abb. 14: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG2 (OBEN)

Abb. 15: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG3 (UNTEN)



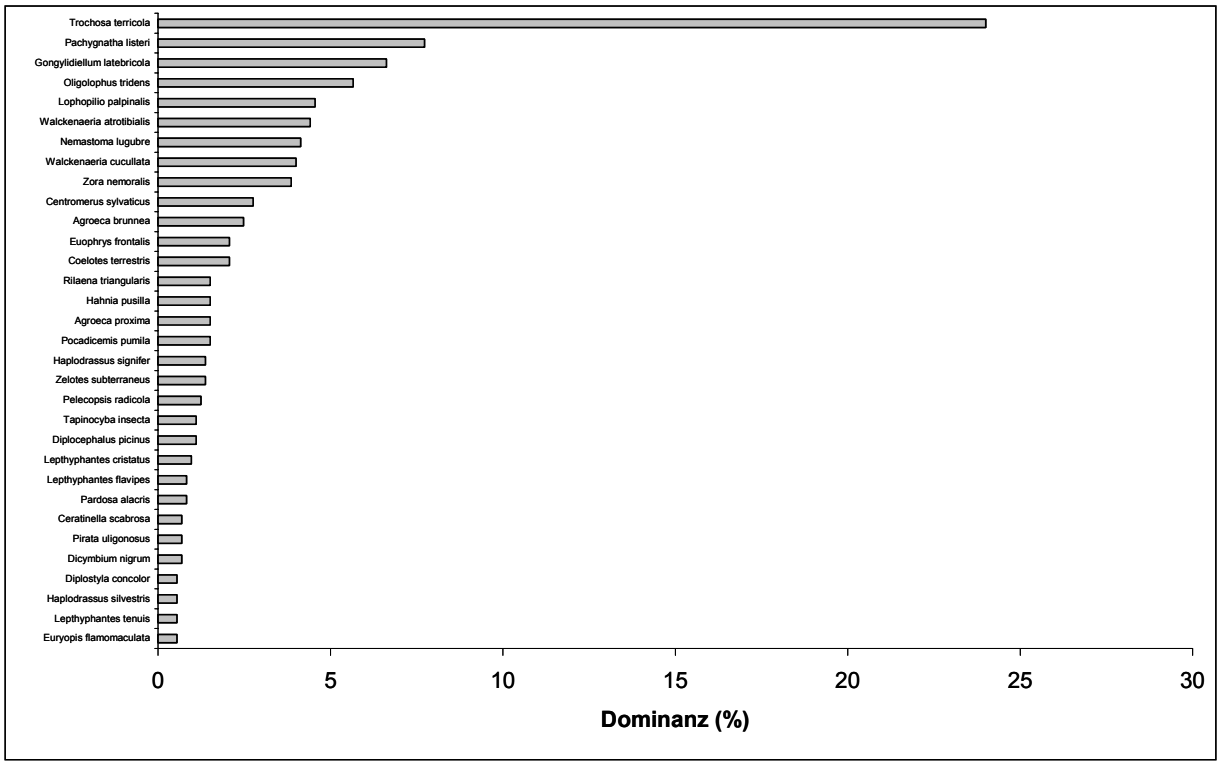
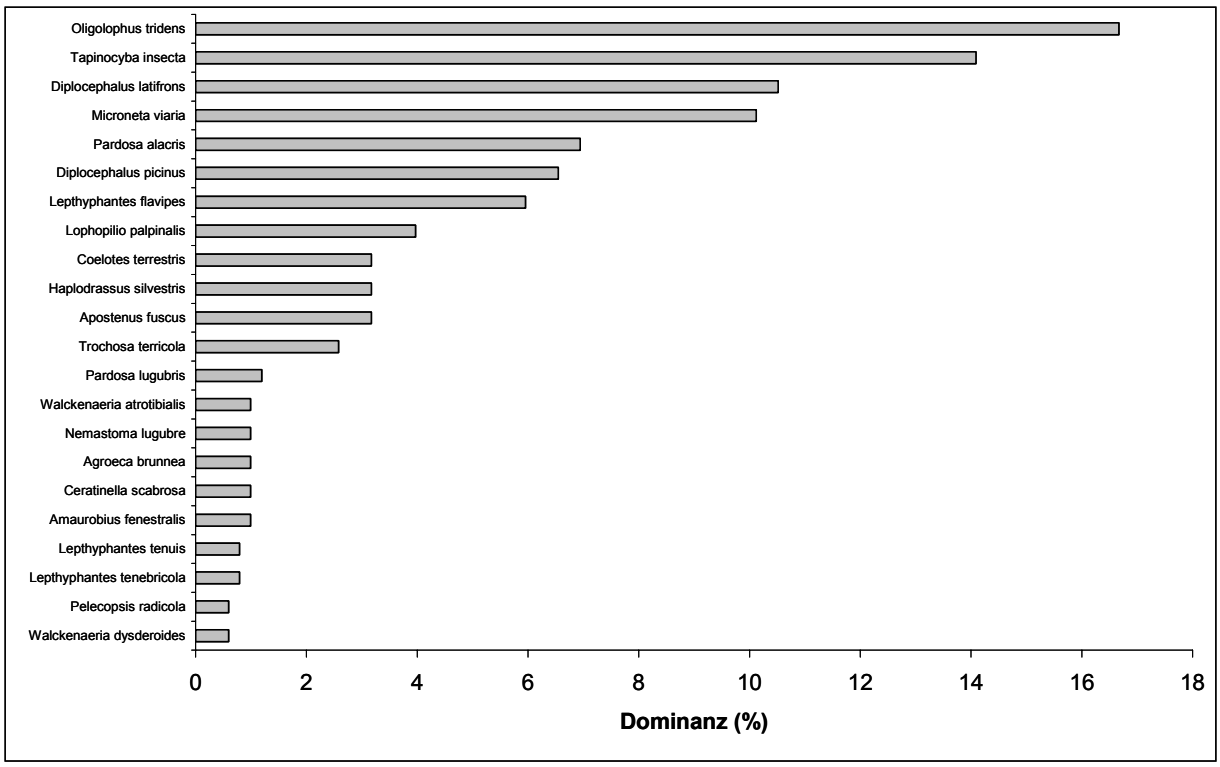


Abb. 16: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG4 (OBEN)

Abb. 17: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG5 (UNTEN)



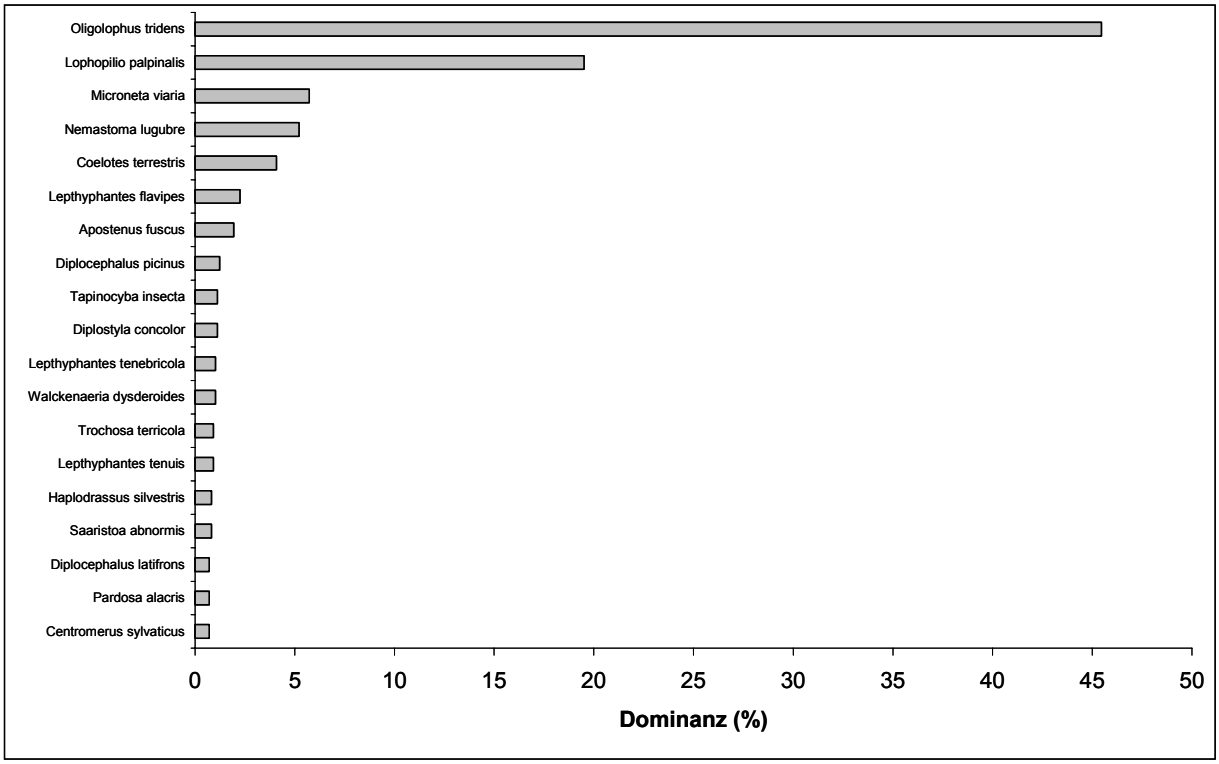
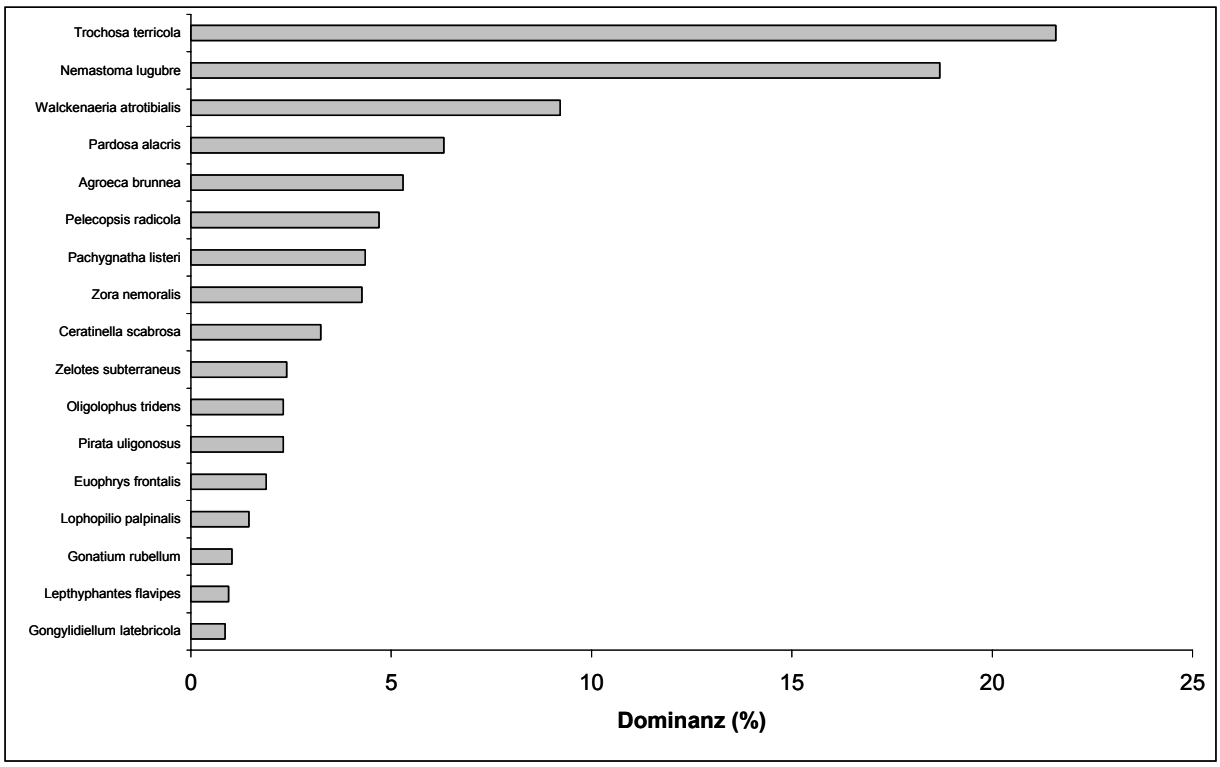


Abb. 18: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG6 (OBEN)

Abb. 19: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG7 (UNTEN)



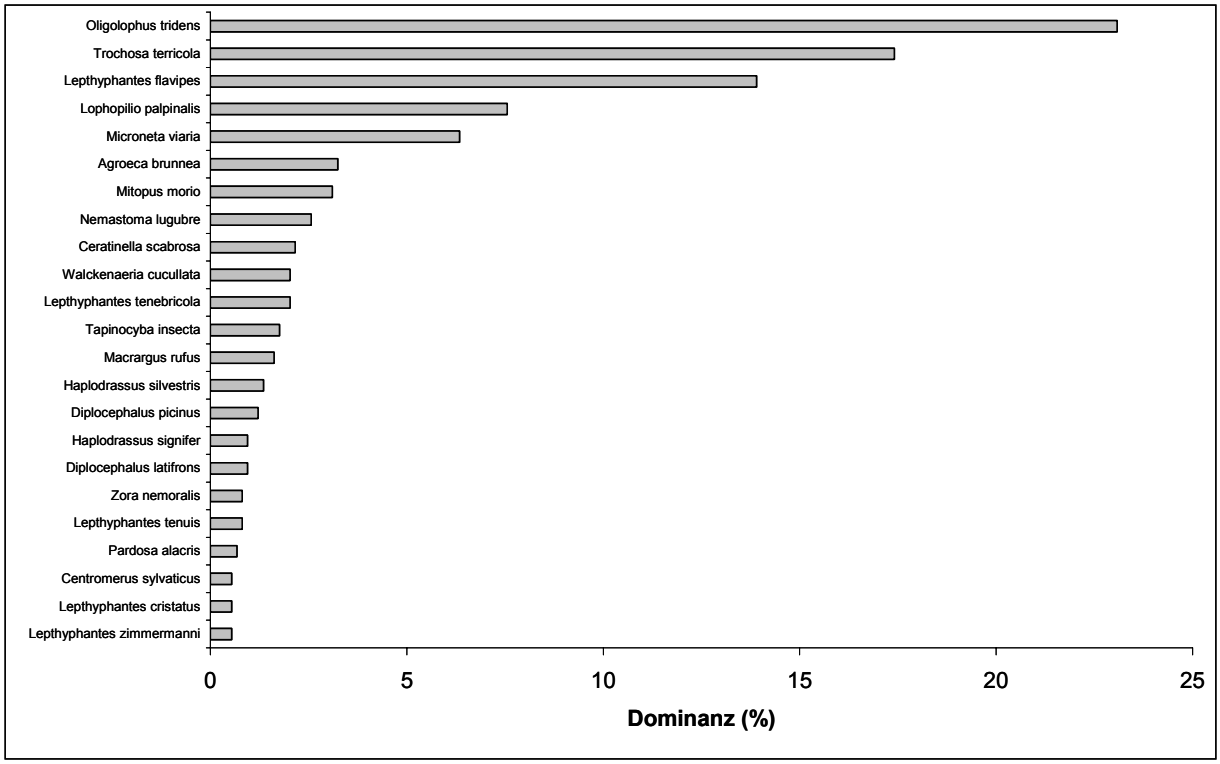
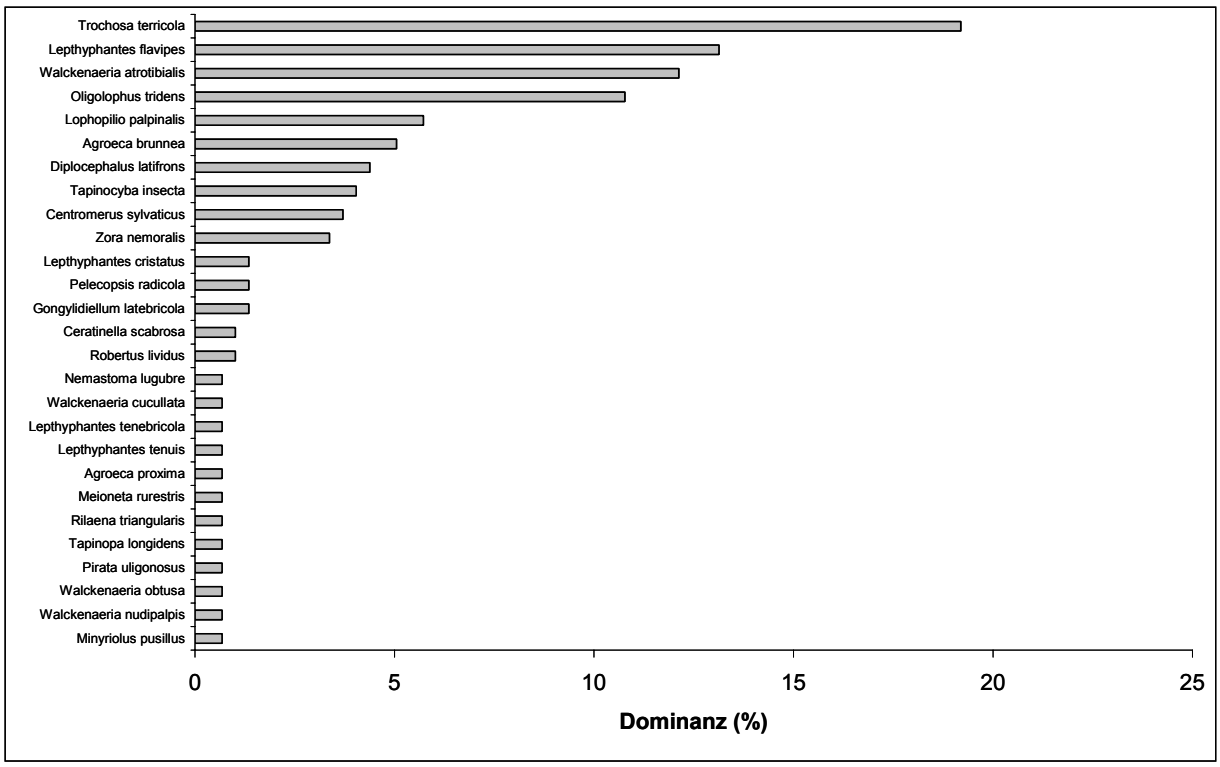


Abb. 20: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG8 (OBEN)

Abb. 21: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG9 (UNTEN)



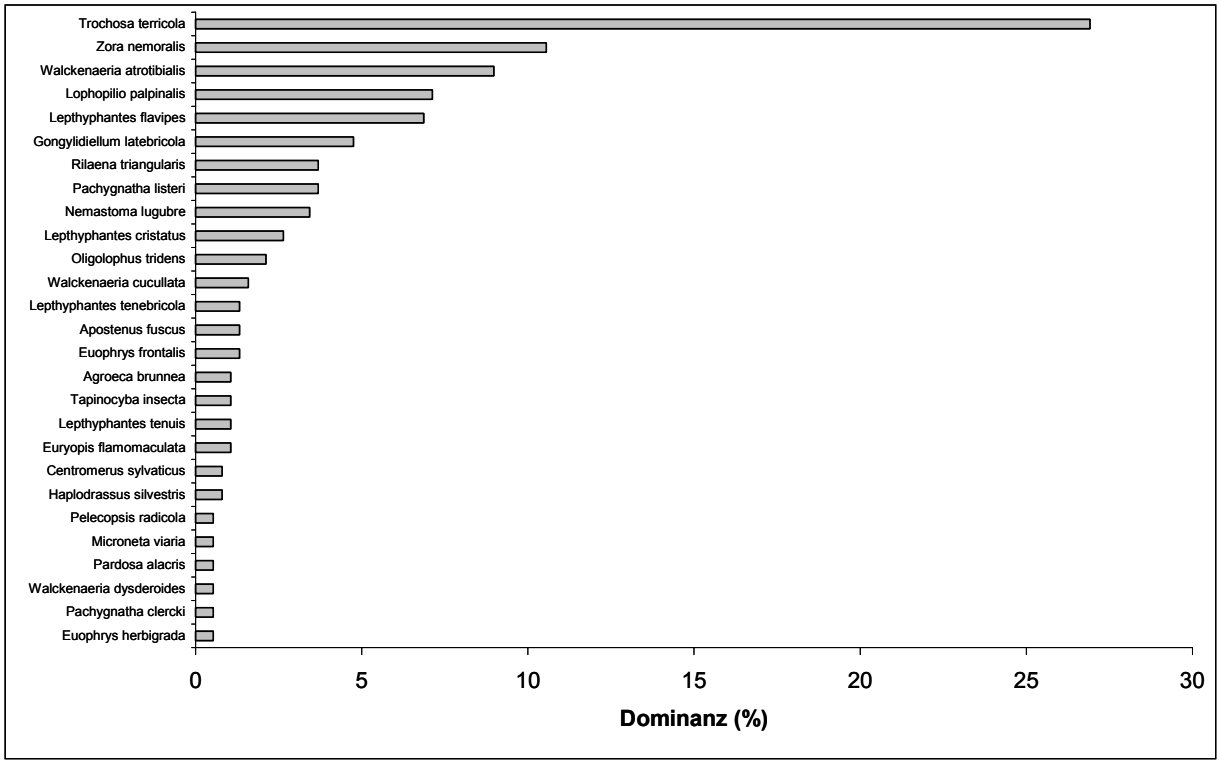


Abb. 22: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG10 (OBEN)

Abb. 23: Dominanzstruktur der Spinnentiere (nur 2001; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG11 (UNTEN)

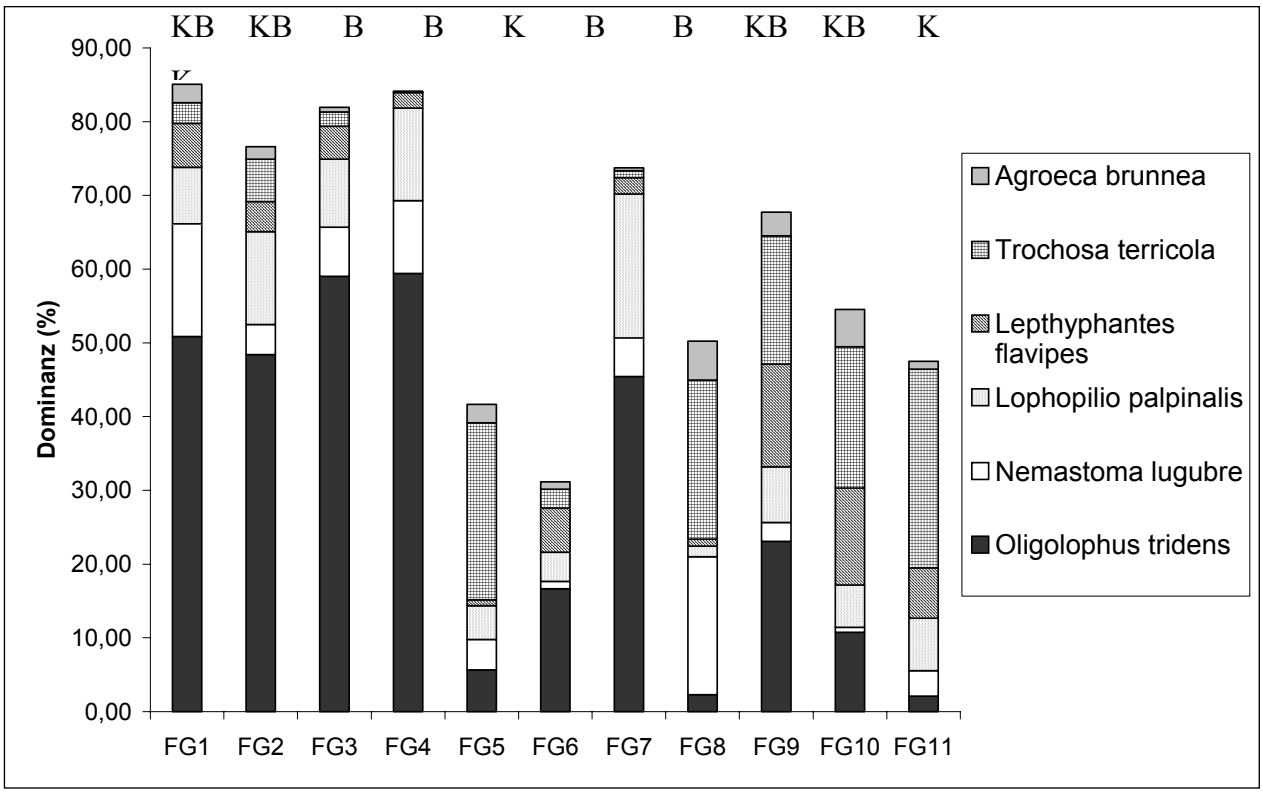


Abb. 24: Dominanzstruktur für die 5 häufigen Spinnentierarten *Oligolophus tridens*, *Nemastoma lugubre*, *Lophopilio palpinalis*, *Lepthyphantes flavipes*, *Trochosa terricola* und *Agroeca brunnea* (Daten aus 2001 und 2002) differenziert nach den 11 Standorten

4.1.3. Strukturelle Charakteristika

4.1.3.1. Konstanz

Unter Frequenz wird das prozentuale Auftreten der einzelnen Arten in Teilflächen innerhalb einer größeren Untersuchungsfläche eines gleichartigen Lebensraumes verstanden. Sie ergibt sich als Funktion aus der Stetigkeit in den Einzelproben und der Gesamtprobenzahl. Die Frequenz kann als Maß der Häufigkeit einer Art innerhalb eines Gesamtareals angesehen werden. BALOGH (1958) unterscheidet drei Stufen, die als Präsenz, Konstanz und Frequenz bezeichnet werden. Die Präsenz ergibt sich aus dem Vorhandensein in verschiedenen Habitaten, unabhängig von deren Größe und Struktur, die Konstanz ist das Auftreten in gleichartigen Habitaten und die Frequenz das Vorkommen in den Probeflächen eines Habitats. Folgend wird die Frequenz hier im Sinne der Konstanz als Auftreten in verschiedenen Probeeinheiten gleichartigen Habitattyps verstanden.

In der Abbildung 25 wird die Konstanz der Arten für die einzelnen Standorte im Müritz-Nationalpark (sortiert nach Konstanz der Arten des Standortes Nr. 4 (FG 4)) angegeben. Die FG 4 gilt als Naturwaldparzelle als eine Referenzfläche mir einer vermuteten ursprünglichen Faunenausstattung. Dort haben die beiden Spinnenarten *Agyneta cauta* und *Clubiona compta* eine Konstanz von 100 %, weitere Arten mit hoher Konstanz sind *Walckenaeria antica*, *Robertus neglectus*, *Walckenaeria furcillata* und *Walckenaeria unicornis*. Die Konstanzwerte der Arten unterscheiden sich sehr deutlich. Im Kiefernwald (FG 10) beispielsweise erreichen mit *Bolyphantes crucifer*, *Centromerita bicolor*, *Dictyna major*, *Gibbaranea biturbeculata*, *Minyriolus pusillus* und *Zelotes pusillus* gänzlich andere Arten hohe Frequenzwerte als im Buchenwald (vgl. auch Tab. 26).

In der Abb. 25 wird die Frequenz für Arten mit einer Frequenz von > 40 % aus dem Gesamtgebiet dargestellt. Die Weberknechte *Lophopilio palpinalis* und *Oligolophus tridens* haben Frequenzen von 95 biss 98 %, die Linyphiidae *Lepthyphantes tenebricola* erreicht fast 95 % und die Lycosidae *Trochosa terricola* nahezu 90 %. Immerhin erreichen 20 Arten unter den Spinnen und Weberknechten eine Frequenz von mehr als 40 % im Gesamtgebiet. Weitere 21 Arten haben eine Frequenz zwischen 20 und 40 % (vgl. Abbildung 26und Tabelle 14).

Tab. 13: Konstanz der Arten für die einzelnen Standorte im Müritz-Nationalpark (sortiert nach Konstanz der Arten des Standortes Nr. 4 (FG4))

	FG10	FG5	FG11	FG8	FG9	FG1	FG2	FG3	FG6	FG7	FG4
	Kiefer			Kiefer-Buche				Buche			
Agyneta cauta											100,00
Clubiona compta											100,00
Walckenaeria antica										33,33	66,67
Robertus neglectus		20,00								20,00	60,00
Walckenaeria furcillata		50,00									50,00
Walckenaeria unicornis								33,33		16,67	50,00
Neriene emphana							60,00				40,00
Meioneta rurestris	8,70	8,70		13,04	13,04	4,35	17,39				34,78
Saaristoa abnormis			4,17	8,33		8,33	12,50			33,33	33,33
Ero furcata						33,33		33,33			33,33
Cicurina cicur		25,00			25,00	25,00					25,00
Walckenaeria nudipalpis	22,22	11,11						11,11	11,11	22,22	22,22
Walckenaeria obtusa	14,29	14,29		7,14			7,14		14,29	21,43	21,43
Clubiona terrestris			10,00		10,00	20,00	10,00	10,00		20,00	20,00
Oligolophus tridens	1,00	1,28	0,25	0,85	5,35	21,63	20,00	14,43	2,63	13,93	18,65
Diplostyla concolor		10,26		7,69	5,13	20,51	7,69		2,56	28,21	17,95
Porrhomma convexum		16,67			16,67	16,67			16,67	16,67	16,67
Microneta viaria	0,34	1,03	0,69	0,69	16,15	11,00	4,81	12,37	17,53	19,24	16,15
Lophopilio palpinalis	2,05	3,98	3,26	2,05	6,76	12,55	20,02	8,69	2,41	23,04	15,20
Nemastoma lugubre	0,27	3,99	1,73	29,12	2,53	27,66	7,18	6,91	0,66	6,78	13,16
Walckenaeria dysderoides		3,23	6,45	6,45	6,45	3,23	9,68	9,68	9,68	32,26	12,90
Micrargus herbigradus		12,50		25,00		12,50	12,50	12,50		12,50	12,50
Walckenaeria cucullata	2,27	32,95	6,82	2,27	17,05	7,95	11,36	6,82	1,14		11,36
Oxyptila praticola			11,11			11,11		33,33	22,22	11,11	11,11
Tapinopa longidens	10,53	5,26	5,26		5,26	26,32	36,84				10,53
Lepthyphantes tenebricola	2,56	3,85	6,41		19,23	15,38	21,79	3,85	5,13	12,82	8,97
Lepthyphantes zimmermanni			8,33	8,33	33,33		25,00	16,67			8,33
Tapinocyba insecta	6,82	4,55	2,27	1,14	7,39	9,66	2,27	14,20	40,34	6,25	6,82
Robertus lividus	16,67	11,11		22,22	5,56		22,22	5,56		11,11	5,56
Rilaena triangularis	5,00	27,50	35,00	2,50	2,50	5,00	2,50	7,50	2,50	5,00	5,00
Lepthyphantes flavipes	9,11	1,40	6,07	2,57	24,07	18,93	12,62	8,18	7,01	5,14	4,91
Diplocephalus latifrons	8,61	1,32	0,66	0,66	4,64	3,31	33,77	2,65	35,10	4,64	4,64
Hahnia pusilla		34,38	3,13	3,13	3,13	28,13	25,00				3,13
Diplocephalus picinus		7,92			8,91	24,75	4,95	5,94	32,67	11,88	2,97
Haplodrassus silvestris	1,43	5,71	4,29	10,00	14,29	2,86	12,86	11,43	22,86	11,43	2,86
Centromerus sylvaticus	13,41	24,39	3,66	4,88	4,88	12,20	19,51	3,66	2,44	8,54	2,44
Lepthyphantes cristatus	9,76	17,07	24,39	4,88	9,76	7,32	19,51			4,88	2,44
Macrargus rufus	1,92		1,92		23,08	30,77	30,77	9,62			1,92
Ceratinella scabrosa	4,35	7,25		55,07	23,19		1,45		7,25		1,45
Walckenaeria atrotibialis	14,69	13,06	13,88	44,08		0,41	8,57	0,41	2,04	1,63	1,22
Gongylidiellum latebricola	4,49	53,93	20,22	11,24		3,37	4,49			1,12	1,12
Trochosa terricola	6,57	20,05	11,75	29,15	14,86	4,38	8,76	1,73	1,50	1,04	0,23
Bolyphantes crucifer	100,00										

	FG10	FG5	FG11	FG8	FG9	FG1	FG2	FG3	FG6	FG7	FG4
Centromerita bicolor	100,00										
Dictyna major	100,00										
Gibbaranea biturbeculata	100,00										
Minyriolus pusillus	100,00										
Zelotes pusillus	100,00										
Xysticus cristatus	50,00				50,00						
Linyphia triangularis	25,00				25,00		50,00				
Evarcha falcata	11,11	33,33	11,11	22,22	22,22						
Neriene montana	8,33	16,67	8,33	8,33	16,67	8,33	33,33				
Agroeca brunnea	7,77	9,33	2,07	32,12	12,44	17,62	11,40	2,59	2,59	2,07	
Agroeca proxima	6,67	36,67	3,33	23,33	10,00	13,33	3,33			3,33	
Zora nemoralis	5,81	16,28	23,26	29,07	3,49	1,16	19,19		0,58	1,16	
Pelecopsis radicola	5,00	11,25	2,50	68,75	1,25	3,75		3,75	3,75		
Pirata uligonosus	4,76	11,90		64,29			16,67			2,38	
Lepthyphantes tenuis	4,00	8,00	8,00	6,00	12,00	10,00	16,00	10,00	8,00	18,00	
Mitopus morio	3,57	3,57		3,57	82,14					7,14	
Abacoproeces saltuum		100,00									
Alopecosa pulverulenta		100,00									
Bathyphantes gracilis		100,00									
Philodromus rufus		100,00									
Walckenaeria vigilax		100,00									
Pocadicemis pumila		78,57		21,43							
Agyneta conigera		66,67		33,33							
Pocadicemis juncea		50,00							50,00		
Segestria senoculata		50,00						50,00			
Pachygnatha listeri		44,80	11,20	40,80			0,80	0,80	1,60		
Euophrys frontalis		34,88	11,63	51,16						2,33	
Dicymbium nigrum		33,33		33,33			33,33				
Euophrys herbigrada		33,33	22,22	44,44							
Scotina celans		33,33		33,33			33,33				
Haplodrassus signifer		30,30	3,03	18,18	21,21	3,03	21,21			3,03	
Pachygnatha clercki		30,00	20,00	50,00							
Euryopis flamomaculata		26,67	26,67	33,33				6,67			
Agyneta subtilis		25,00				25,00	50,00				
Zelotes subterraneus		25,00		70,00	2,50	2,50					
Coelotes terrestris		21,13							22,54	56,34	
Walckenaeria acuminata		10,00	10,00		10,00		50,00		10,00	10,00	
Gonatium rubellum		7,14		85,71						7,14	
Pardosa alacris		4,41	1,47	54,41	3,68	0,74	4,41		25,74	5,15	
Neon robustus			100,00								
Pisaura mirabilis			100,00								
Tiso vagans			100,00								
Walckenaeria cuspidata			100,00								
Gonatium rubens			50,00	50,00							
Apostenus fuscus			10,64	6,38	4,26	4,26			34,04	40,43	
Achaearanea tepidariorum				100,00							
Agraecina striata				50,00	50,00						

	FG10	FG5	FG11	FG8	FG9	FG1	FG2	FG3	FG6	FG7	FG4
Agroeca pullata							100,00				
Amilenus aurantiacus				100,00							
Bathyphantes nigrinus				50,00			50,00				
Bathyphantes similis				100,00							
Clubiona coerulescens					50,00					50,00	
Clubiona phragmitis					50,00	50,00					
Lepthyphantes pallidus				33,33	33,33				33,33		
Mitostoma chrysomelas							100,00				
Monocephalus castaneipies				100,00							
Oxyptila trux						100,00					
Panamomops mengei								69,23		30,77	
Pardosa lugubris									100,00		
Phalangium opilio				100,00							
Philodromus dispar							100,00				
Pholcomma gibbum					100,00						
Phrurolithus festivus				50,00	50,00						
Phrurolithus minimus				100,00							
Pirata hygrophilus				100,00							
Syedra gracilis						50,00				50,00	
Tapinoba longidens				100,00							
Tapinocyba praecox							100,00				
Walckenaeria corniculans							25,00		50,00	25,00	
Walckenaeria mitrata				100,00							
Xysticus ninnii				100,00							
Monocephalus fuscipes				50,00		50,00					
Diaceae dorsata						66,67	33,33				
Lepthyphantes angulipalpis						100,00					
Amaurobius fenestralis				5,00	10,00	25,00		30,00	25,00	5,00	
Erigone atra						33,33	33,33		33,33		
Antistea elegans						50,00			50,00		

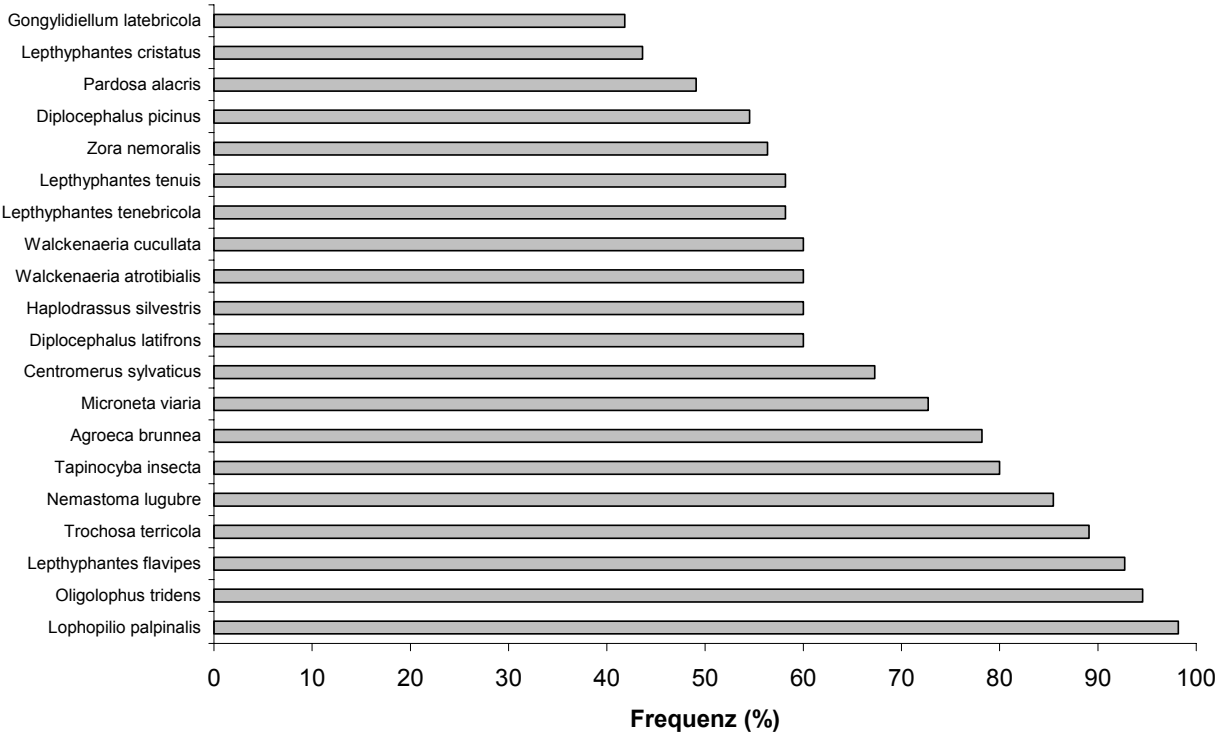


Abb. 25: Frequenz der Spinnentiere beider Jahre für Arten mit einer Frequenz > 40 %

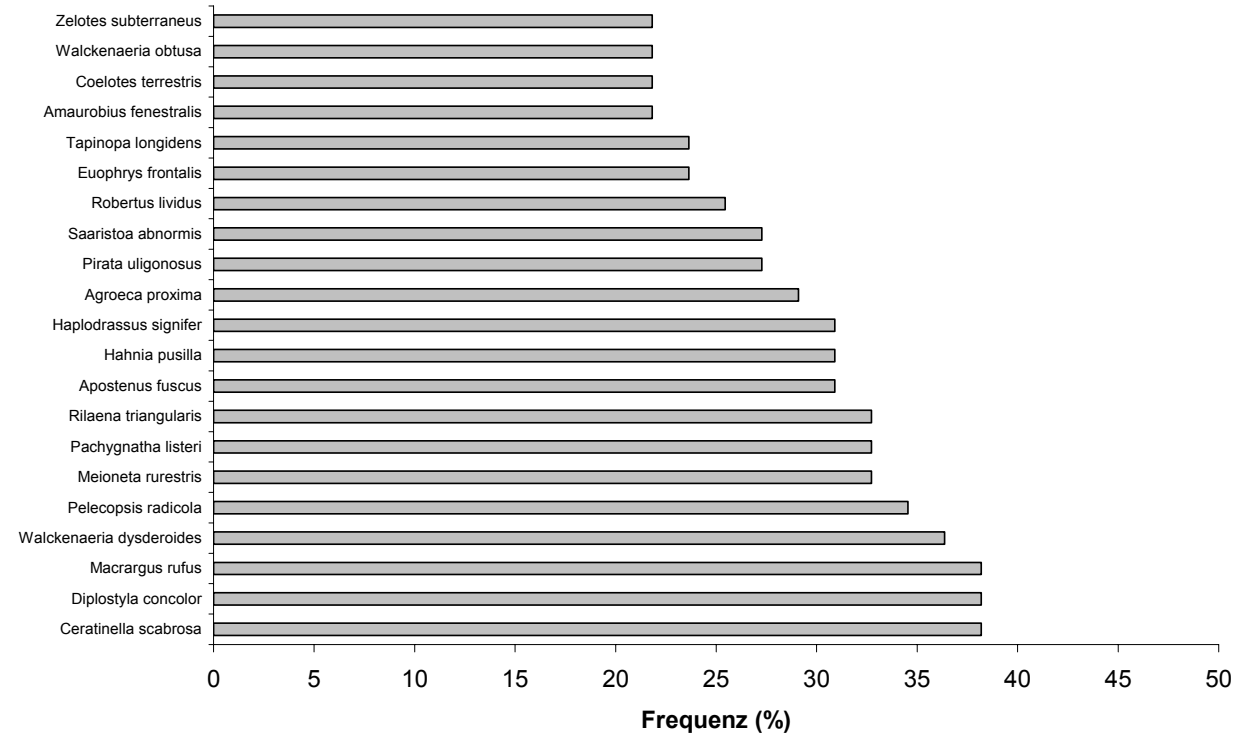


Abb. 26: Frequenz der Spinnentiere beider Jahre für Arten mit einer Frequenz > 20 und < 40 %

Tab. 14: Frequenz der Spinnentiere beider Jahre

	Frequenz		Frequenz
Lophopilio palpinalis	98,2	Linyphia triangularis	7,3
Oligolophus tridens	94,5	Neriene emphana	7,3
Lepthyphantes flavipes	92,7	Robertus neglectus	7,3
Trochosa terricola	89,1	Agyneta conigera	5,5
Nemastoma lugubre	85,5	Agyneta subtilis	5,5
Tapinocyba insecta	80,0	Diaceae dorsata	5,5
Agroeca brunnea	78,2	Erigone atra	5,5
Microneta viaria	72,7	Ero furcata	5,5
Centromerus sylvaticus	67,3	Lepthyphantes pallidus	5,5
Diplocephalus latifrons	60,0	Scotina celans	5,5
Haplodrassus silvestris	60,0	Walckenaeria antica	5,5
Walckenaeria atrotibialis	60,0	Walckenaeria corniculans	5,5
Walckenaeria cucullata	60,0	Agraecina striata	3,6
Lepthyphantes tenebricola	58,2	Agroeca pullata	3,6
Lepthyphantes tenuis	58,2	Antistea elegans	3,6
Zora nemoralis	56,4	Bathyphantes nigrinus	3,6
Diplocephalus picinus	54,5	Clubiona coerulescens	3,6
Pardosa alacris	49,1	Clubiona phragmitis	3,6
Lepthyphantes cristatus	43,6	Gonatium rubens	3,6
Gongylidiellum latebricola	41,8	Minyriolus pusillus	3,6
Ceratinella scabrosa	38,2	Monocephalus fuscipes	3,6
Diplostyla concolor	38,2	Pardosa lugubris	3,6
Macrargus rufus	38,2	Phrurolithus festivus	3,6
Walckenaeria dysderoides	36,4	Phrurolithus minimus	3,6
Pelecopsis radicola	34,5	Pocadicemis juncea	3,6
Meioneta rurestris	32,7	Segestria senoculata	3,6
Pachygnatha listeri	32,7	Syedra gracilis	3,6
Rilaena triangularis	32,7	Tapinoba longidens	3,6
Apostenus fuscus	30,9	Walckenaeria furcillata	3,6
Hahnia pusilla	30,9	Xysticus cristatus	3,6
Haplodrassus signifer	30,9	Abacoproeces saltuum	1,8
Agroeca proxima	29,1	Achaearanea tepidariorum	1,8
Pirata uligonosus	27,3	Agyneta cauta	1,8
Saaristoa abnormis	27,3	Alopecosa pulverulenta	1,8
Robertus lividus	25,5	Amilenus aurantiacus	1,8
Euophrys frontalis	23,6	Bathyphantes gracilis	1,8

	Frequenz		Frequenz
Tapinopa longidens	23,6	Bathyphantes similis	1,8
Amaurobius fenestralis	21,8	Bolyphantes crucifer	1,8
Coelotes terrestris	21,8	Centromerita bicolor	1,8
Walckenaeria obtusa	21,8	Clubiona compta	1,8
Zelotes subterraneus	21,8	Dictyna major	1,8
Euryopis flamomaculata	18,2	Gibbaranea biturbeculata	1,8
Neriene montana	18,2	Lepthyphantes angulipalpis	1,8
Clubiona terrestris	16,4	Mitostoma chrysomelas	1,8
Evarcha falcata	16,4	Monocephalus castaneipies	1,8
Lepthyphantes zimmermanni	16,4	Neon robustus	1,8
Micrargus herbigradus	14,5	Oxyptila trux	1,8
Oxyptila praticola	14,5	Phalangium opilio	1,8
Panamomops mengei	14,5	Philodromus dispar	1,8
Walckenaeria acuminata	14,5	Philodromus rufus	1,8
Walckenaeria nudipalpis	14,5	Pholcomma gibbum	1,8
Dicymbium nigrum	12,7	Pirata hygrophilus	1,8
Euophrys herbigrada	12,7	Pisaura mirabilis	1,8
Gonatium rubellum	12,7	Tapinocyba praecox	1,8
Mitopus morio	12,7	Tiso vagans	1,8
Pachygnatha clercki	12,7	Walckenaeria cuspidata	1,8
Pocadicemis pumila	12,7	Walckenaeria mitrata	1,8
Porrhomma convexum	10,9	Walckenaeria vigilax	1,8
Walckenaeria unicornis	10,9	Xysticus ninnii	1,8
Cicurina cicur	7,3	Zelotes pusillus	1,8

4.1.3.2. Dominanz-Struktur

(Dominanz-Klassen nach ENGELMANN)

In der Tabelle 15 sind die Dominanzen der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark dargestellt. Zusätzlich ist die Gesamtdominanz dargestellt, nach der die Arten innerhalb der Tabelle sortiert sind (mit abnehmender Dominanz von oben nach unten). Anhand der Dominanzwerte wurden die Arten in sogenannte Dominanzklassenklassen unter Berücksichtigung der Klassifizierung von Engelmann (1978) eingeteilt (vgl. Abbildung 27 und Abbildung 52). Nicht an allen Standorten erreichen eine oder zwei Arten Eudominanz, dies ist nur bei den FG 1, FG 2, FG 3, FG 4 und FG 7 der Fall. In allen Fällen erreicht dort die Weberknechtart *Oligolophus tridens* eudominante Werte. An nahezu fast allen Standorten - mit Ausnahme von FG 10 – wird ein großer Anteil sporadischer Arten registriert. Insgesamt unterscheidet sich der Artenanteil an den Dominanzklassen zwischen den Untersuchungsgebieten sehr deutlich. Er ist nur geringer beim Vergleich von gleichen Standorten, also beim internen Vergleich von Kiefern-, Buchen- bzw. Buchen-Kiefernbeständen.

Tab. 15: Dominanzen der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Gesamt
Oligolophus tridens	50,85	48,41	59,03	59,42	5,66	16,67	45,45	2,30	23,08	10,77	2,11	34,50
Trochosa terricola	2,80	5,76	1,92	0,20	24,00	2,58	0,92	21,59	17,41	19,19	26,91	9,37
Lophopilio palpinalis	7,65	12,58	9,22	12,56	4,55	3,97	19,51	1,45	7,56	5,72	7,12	8,95
Nemastoma lugubre	15,31	4,09	6,66	9,87	4,14	0,99	5,21	18,69	2,56	0,67	3,43	8,12
Lepthyphantes flavipes	5,96	4,09	4,48	2,09	0,83	5,95	2,25	0,94	13,90	13,13	6,86	4,62
Microneta viaria	2,35	1,06	4,61	4,69	0,41	10,12	5,72	0,17	6,34	0,34	0,53	3,14
Walckenaeria atrotibialis	0,07	1,59	0,13	0,30	4,41	0,99	0,41	9,22	0,00	12,12	8,97	2,65
Agroeca brunnea	2,50	1,67	0,64	0,00	2,48	0,99	0,41	5,29	3,24	5,05	1,06	2,08
Tapinocyba insecta	1,25	0,30	3,20	1,20	1,10	14,09	1,12	0,17	1,75	4,04	1,06	1,93
Zora nemoralis	0,15	2,50	0,00	0,00	3,86	0,20	0,20	4,27	0,81	3,37	10,55	1,86
Diplocephalus latifrons	0,37	3,86	0,51	0,70	0,28	10,52	0,72	0,09	0,94	4,38	0,26	1,63
Pardosa alacris	0,07	0,45	0,00	0,00	0,83	6,94	0,72	6,31	0,67	0,00	0,53	1,47
Pachygnatha listeri	0,00	0,08	0,13	0,00	7,72	0,40	0,00	4,35	0,00	0,00	3,69	1,35
Diplocephalus picinus	1,84	0,38	0,77	0,30	1,10	6,55	1,23	0,00	1,21	0,00	0,00	1,09
Gongylidiellum latebricola	0,22	0,30	0,00	0,10	6,62	0,00	0,10	0,85	0,00	1,35	4,75	0,96
Walckenaeria cucullata	0,52	0,76	0,77	1,00	4,00	0,20	0,00	0,17	2,02	0,67	1,58	0,95
Centromerus sylvaticus	0,74	1,21	0,38	0,20	2,76	0,40	0,72	0,34	0,54	3,70	0,79	0,89
Pelecopsis radicola	0,22	0,00	0,38	0,00	1,24	0,60	0,00	4,69	0,13	1,35	0,53	0,86
Lepthyphantes tenebricola	0,88	1,29	0,38	0,70	0,41	0,79	1,02	0,00	2,02	0,67	1,32	0,84
Coelotes terrestris	0,00	0,00	0,00	0,00	2,07	3,17	4,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,77
Haplodrassus silvestris	0,15	0,68	1,02	0,20	0,55	3,17	0,82	0,60	1,35	0,34	0,79	0,76
	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Gesamt
Ceratinella scabrosa	0,00	0,08	0,00	0,10	0,69	0,99	0,00	3,24	2,16	1,01	0,00	0,75

Macrargus rufus	1,18	1,21	0,64	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	1,62	0,34	0,26	0,56
Lepthyphantes tenuis	0,37	0,61	0,64	0,00	0,55	0,79	0,92	0,26	0,81	0,67	1,06	0,54
Apostenus fuscus	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	3,17	1,94	0,26	0,27	0,00	1,32	0,51
Euophrys frontalis	0,00	0,00	0,00	0,00	2,07	0,00	0,10	1,88	0,00	0,00	1,32	0,46
Pirata uligonosus	0,00	0,53	0,00	0,00	0,69	0,00	0,10	2,30	0,00	0,67	0,00	0,45
Lepthyphantes cristatus	0,22	0,61	0,00	0,10	0,97	0,00	0,20	0,17	0,54	1,35	2,64	0,44
Rilaena triangularis	0,15	0,08	0,38	0,20	1,52	0,20	0,20	0,09	0,13	0,67	3,69	0,43
Zelotes subterraneus	0,07	0,00	0,00	0,00	1,38	0,00	0,00	2,39	0,13	0,00	0,00	0,43
Diplostyla concolor	0,59	0,23	0,00	0,70	0,55	0,20	1,12	0,26	0,27	0,00	0,00	0,42
Haplodrassus signifer	0,07	0,53	0,00	0,00	1,38	0,00	0,10	0,51	0,94	0,00	0,26	0,36
Hahnia pusilla	0,66	0,61	0,00	0,10	1,52	0,00	0,00	0,09	0,13	0,00	0,26	0,35
Walckenaeria dysderoides	0,07	0,23	0,38	0,40	0,14	0,60	1,02	0,17	0,27	0,00	0,53	0,33
Agroeca proxima	0,29	0,08	0,00	0,00	1,52	0,00	0,10	0,60	0,40	0,67	0,26	0,32
Mitopus morio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,20	0,09	3,10	0,34	0,00	0,30
Saaristoa abnormis	0,15	0,23	0,00	0,80	0,00	0,00	0,82	0,17	0,00	0,00	0,26	0,26
Meioneta rurestris	0,07	0,30	0,00	0,80	0,28	0,00	0,00	0,26	0,40	0,67	0,00	0,25
Amaurobius fenestralis	0,37	0,00	0,77	0,00	0,00	0,99	0,10	0,09	0,27	0,00	0,00	0,22
Tapinopa longidens	0,37	0,53	0,00	0,20	0,14	0,00	0,00	0,00	0,13	0,67	0,26	0,21
Robertus lividus	0,00	0,30	0,13	0,10	0,28	0,00	0,20	0,34	0,13	1,01	0,00	0,19
Dicymbium nigrum	0,00	0,38	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,00	0,16
Euryopis flamomaculata	0,00	0,00	0,13	0,00	0,55	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	1,06	0,15
Gonatium rubellum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,10	1,02	0,00	0,00	0,00	0,15
Pocadicemis pumila	0,00	0,00	0,00	0,00	1,52	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,15
Walckenaeria obtusa	0,00	0,08	0,00	0,30	0,28	0,40	0,31	0,09	0,00	0,67	0,00	0,15
Panamomops mengei	0,00	0,00	1,15	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14
Lepthyphantes zimmermanni	0,00	0,23	0,26	0,10	0,00	0,00	0,00	0,09	0,54	0,00	0,26	0,13
Neriene montana	0,07	0,30	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,09	0,27	0,34	0,26	0,13
Clubiona terrestris	0,15	0,08	0,13	0,20	0,00	0,00	0,20	0,00	0,13	0,00	0,26	0,11
Pachygnatha clercki	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,43	0,00	0,00	0,53	0,11
Walckenaeria acuminata	0,00	0,38	0,00	0,00	0,14	0,20	0,10	0,00	0,13	0,00	0,26	0,11
Euophrys herbigrada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00	0,53	0,10
Evarcha falcata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,17	0,27	0,34	0,26	0,10
Oxyptila praticola	0,07	0,00	0,38	0,10	0,00	0,40	0,10	0,00	0,00	0,00	0,26	0,10
Walckenaeria nudipalpis	0,00	0,00	0,13	0,20	0,14	0,20	0,20	0,00	0,00	0,67	0,00	0,10
Micrargus herbigradus	0,07	0,08	0,13	0,10	0,14	0,00	0,10	0,17	0,00	0,00	0,00	0,09
Pardosa lugubris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
Porrhomma convexum	0,07	0,00	0,00	0,10	0,14	0,20	0,10	0,00	0,13	0,00	0,00	0,06
Walckenaeria unicornis	0,00	0,00	0,26	0,30	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06
Neriene emphana	0,00	0,23	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
Robertus neglectus	0,00	0,00	0,00	0,30	0,14	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05
Agyneta subtilis	0,07	0,15	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Cicurina cicur	0,07	0,00	0,00	0,10	0,14	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,04
Linyphia triangularis	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,34	0,00	0,04
Walckenaeria corniculans	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,40	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Agyneta cauta	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Agyneta conigera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,03
Diaceae dorsata	0,15	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Gesamt
Erigone atra	0,07	0,08	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03

Ero furcata	0,07	0,00	0,13	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Lepthyphantes pallidus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,09	0,13	0,00	0,00	0,03
Phrurolithus minimus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,03
Scotina celans	0,00	0,08	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,03
Walckenaeria antica	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
Agraecina striata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,13	0,00	0,00	0,02
Agroeca pullata	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Antistea elegans	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Bathyphantes nigrinus	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,02
Clubiona coerulescens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,13	0,00	0,00	0,02
Clubiona compta	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Clubiona phragmitis	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,02
Gonatium rubens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,26	0,02
Minyriolus pusillus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,00	0,02
Monocephalus fuscipes	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,02
Phrurolithus festivus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,13	0,00	0,00	0,02
Pirata hygrophilus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,02
Pocadicemis juncea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Segestria senoculata	0,00	0,00	0,13	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Syedra gracilis	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Tapinoba longidens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,02
Walckenaeria furcillata	0,00	0,00	0,00	0,10	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Xysticus cristatus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,34	0,00	0,02
Abacoproeces saltuum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Achaearanea tepidariorum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
Alopecosa pulverulenta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Amilenus aurantiacus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
Bathyphantes gracilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Bathyphantes similis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
Bolyphantes crucifer	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,01
Centromerita bicolor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,01
Dictyna major	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,01
Gibbaranea biturbeculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,01
Lepthyphantes angulipalpis	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Mitostoma chrysomelas	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Monocephalus castaneipies	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
Neon robustus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,01
Oxyptila trux	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Phalangium opilio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
Philodromus dispar	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Philodromus rufus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Pholcomma gibbum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,00	0,00	0,01
Pisaura mirabilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,01
Tapinocyba praecox	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
Tiso vagans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,01
Walckenaeria cuspidata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,01
Walckenaeria mitrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Gesamt
Walckenaeria vigilax	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Xysticus ninnii	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,01
Zelotes pusillus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,01

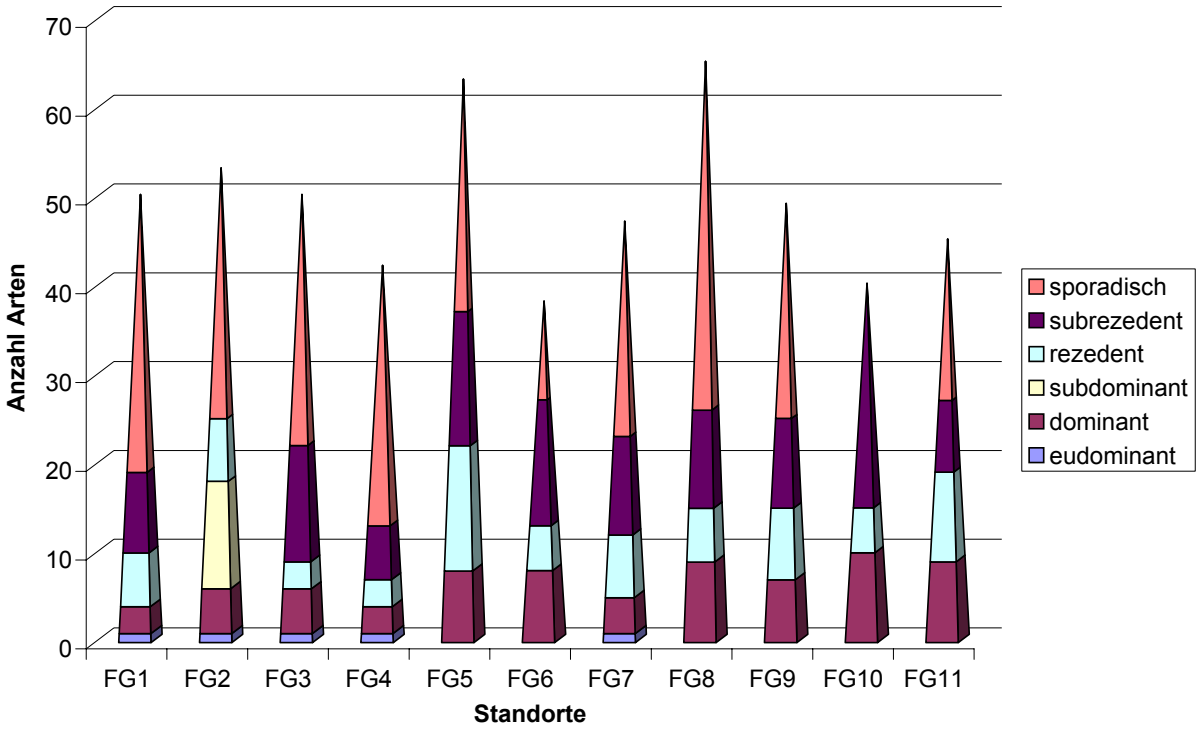


Abb. 27: Artenanteil an Dominanzklassen nach Engelmann der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark

(vgl. auch Abbildung 52)

4.1.3.3. Evenness als Diversitätskriterium

Da der Diversitätsindex nicht erkennen läßt, ob er überwiegend von der Artenzahl oder der Verteilung der Individuen geprägt ist, wird als zusätzliches Maß für die Gleichverteilung die Evenness (PILOU 1969) berechnet.

Der Wert von E_S liegt zwischen 0 und + 1 und ist um so größer, je gleichmäßiger die Individuen auf die Arten verteilt sind (vgl. auch Tabelle 27 und Tabelle 28). In der Tabelle 16 sind Evenness, Artenzahl und 2 verschiedene Diversitätswerte (nach SIMPSON bzw. nach SHANNON-WEAVER) für die Artengemeinschaften der Einzelfallen aufgelistet. Mit wenigen Ausnahmen werden relativ hohe Diversitätswerte (nach SHANNON-WEAVER) erreicht, die nahe an den Wert 3 reichen. Das bedeutet, dass es sich in solchen Fällen um artenreiche Standorte mit einer ausgeglichenen Dominanzstruktur handelt. Zum Teil werden ebenfalls recht hohe bis sehr hohe Evenness-Werte erreicht: je höher der Wert an 1 reicht, desto eher liegt eine Gleichverteilung der Individuen auf die ermittelten Arten vor.

In der Abbildung 28 bzw. Abbildung 29 werden die vier Werte für Artenzahl und Diversität bzw. Evenness und Diversität (Shannon-Weaver) aufgeführt. Diese Abbildungen verdeutlichen die große Streuung der Werte im übergreifenden Vergleich, führen aber gleichzeitig vor Augen, dass die Werte für einzelnen Fallen einer Fallengruppe sehr ähnlich sind. Für die Werte der Einzeljahre siebe Abbildung 53 bis Abbildung 60.

Tab. 16: Artenzahl (S), Evenness (E), Diversität und Simpson Index für die adulten Spinnen/ Weberknechte (Gesamtfänge) nach Einzelfallen

Minimum bzw. Maximum: minimale bzw. mximale Individuenzahl einer Art für den jeweiligen Standort; S = Artenzahl; E = Evenness, H = Diversität nach Shannon-Weaver; D = Simpson`s Diversität-Index

Name	Minimum	Maximum	S	E	H	D`
Falle1	0	144	27	0,54	1,77	0,63
Falle2	0	78	23	0,65	2,04	0,76
Falle3	0	167	23	0,50	1,57	0,58
Falle4	0	105	25	0,63	2,02	0,75
Falle5	0	197	26	0,54	1,76	0,71
Falle6	0	140	31	0,58	1,99	0,71
Falle7	0	146	28	0,57	1,90	0,67
Falle8	0	94	33	0,65	2,28	0,76
Falle9	0	121	29	0,65	2,19	0,78
Falle10	0	138	34	0,62	2,17	0,75
Falle11	0	98	19	0,57	1,67	0,63
Falle12	0	115	21	0,55	1,66	0,66
Falle13	0	112	18	0,46	1,33	0,49
Falle14	0	42	18	0,68	1,98	0,72
Falle15	0	94	19	0,58	1,70	0,64
Falle16	0	87	22	0,58	1,80	0,68
Falle17	0	88	24	0,64	2,03	0,77
Falle18	0	74	17	0,57	1,62	0,65
Falle19	0	145	17	0,50	1,42	0,60
Falle20	0	202	16	0,34	0,95	0,38
Falle21	0	34	36	0,84	3,00	0,92
Falle22	0	28	32	0,84	2,91	0,90
Falle23	0	36	36	0,83	2,97	0,91
Falle24	0	29	34	0,83	2,91	0,91
Falle25	0	47	33	0,80	2,79	0,89
Falle26	0	17	15	0,85	2,29	0,86
Falle27	0	22	20	0,86	2,57	0,90
Falle28	0	17	19	0,84	2,47	0,88
Falle29	0	21	22	0,83	2,56	0,90
Falle30	0	36	22	0,82	2,54	0,89
Falle31	0	74	21	0,66	2,00	0,77
Falle32	0	103	33	0,61	2,12	0,72
Falle33	0	112	18	0,54	1,55	0,66
Falle34	0	110	24	0,59	1,86	0,69
Falle35	0	46	26	0,72	2,35	0,84
Falle36	0	57	29	0,77	2,61	0,88
Falle37	0	54	34	0,76	2,67	0,88
Falle38	0	68	33	0,76	2,64	0,88
Falle39	0	64	30	0,75	2,56	0,87
Name	Minimum	Maximum	S	E	H	D`

Falle40	0	95	33	0,71	2,47	0,83
Falle41	0	40	22	0,68	2,10	0,77
Falle42	0	34	24	0,78	2,47	0,87
Falle43	0	36	23	0,76	2,38	0,84
Falle44	0	69	25	0,76	2,44	0,86
Falle45	0	66	27	0,72	2,37	0,84
Falle46	0	15	19	0,83	2,45	0,87
Falle47	0	17	16	0,81	2,25	0,85
Falle48	0	7	19	0,91	2,66	0,91
Falle49	0	16	21	0,83	2,51	0,88
Falle50	0	13	21	0,88	2,67	0,91
Falle51	0	29	18	0,72	2,09	0,77
Falle52	0	15	27	0,88	2,91	0,92
Falle53	0	16	15	0,85	2,29	0,86
Falle54	0	11	21	0,86	2,63	0,91
Falle55	0	31	21	0,79	2,40	0,86

Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Werte der Einzelfallen noch einmal zusammengefaßt. In der Abbildung 30 sind die durchschnittlichen Artenzahlen (unter Berücksichtigung der Standardabweichung) für die 11 Standorte aufgeführt, die für das Verständnis von Diversität und Evenness wichtig sind. In der Abbildung 31 werden Diversität und Evenness der Standorte gegenübergestellt. Höchste Evennesswerte werden in 2 Buchenflächen (FG 6 und FG 7 und einer Kiefern-Buchenfläche (FG 8) registriert, die geringsten Werte finden sich ebenfalls in einer Buchenfläche (FG 3) und einer Kiefer-Buchen-Mischwald (FG 11). Es gibt keinen deutlichen Zusammenhang von Waldgesellschaft und einer über hohe Diversitäts- bzw. Evennesswerte verdeutliche Artenvielfalt einzelner Bestandestypen.

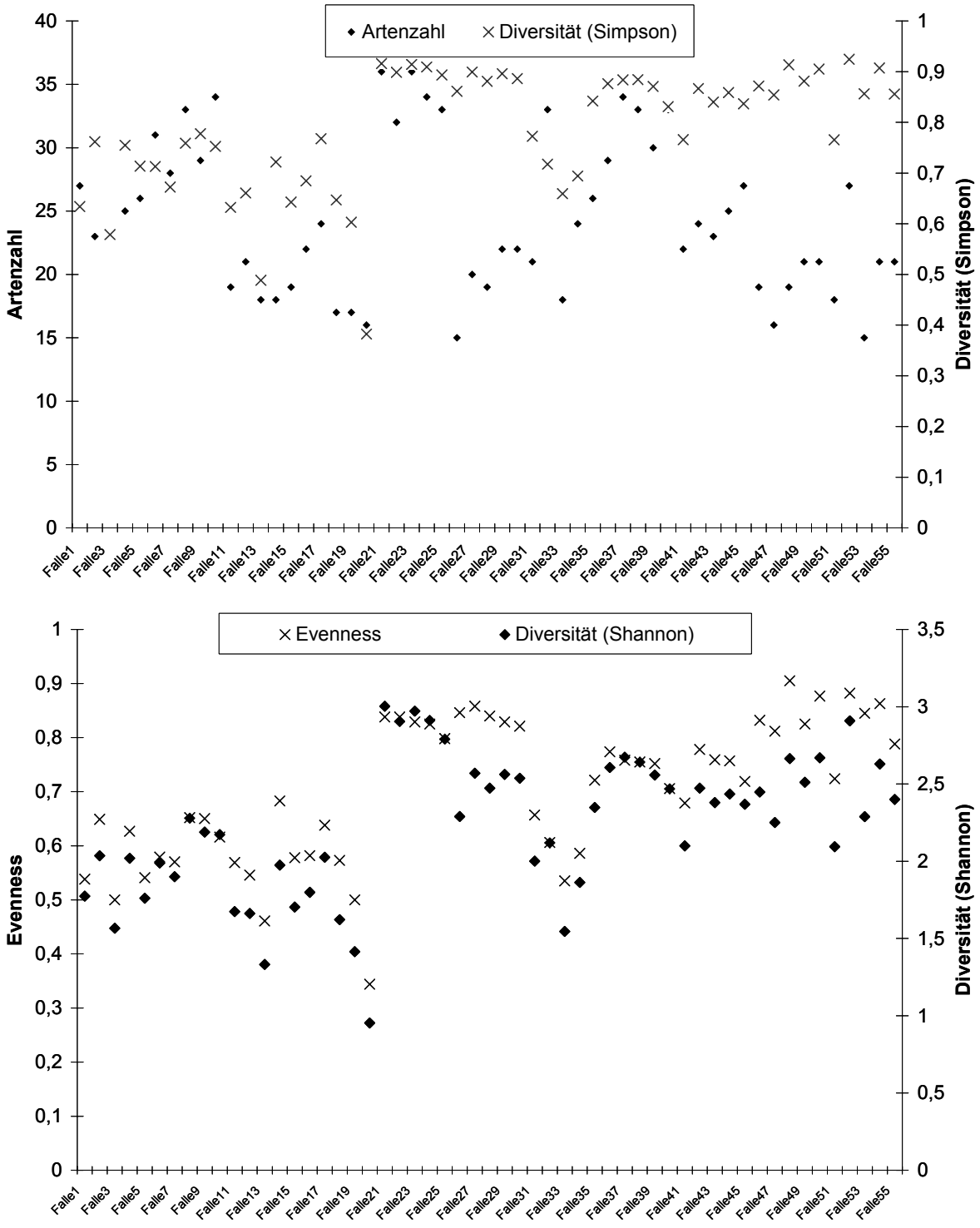
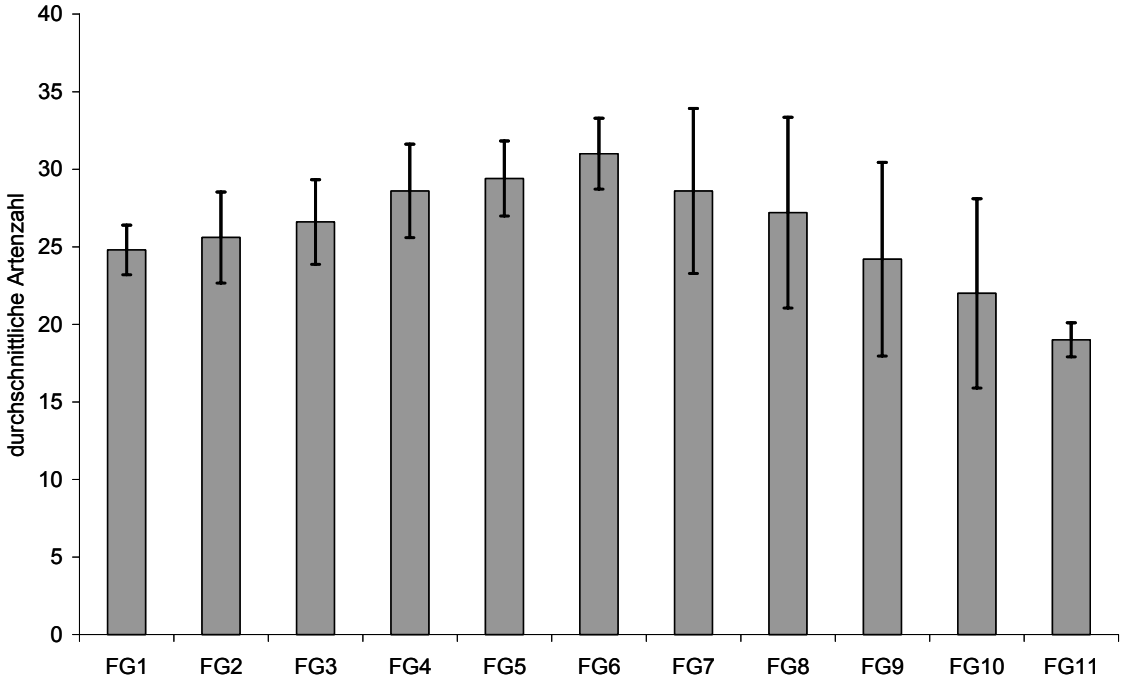


Abb. 28: Artenzahl und Diversität (Simpson) der Spinnentiere (Gesamtfänge) für Einzelfallen (OBEN)

Abb. 29: Evenness und Diversität (Shannon) der Spinnentiere (Gesamtfänge) für Einzelfallen (UNTEN)



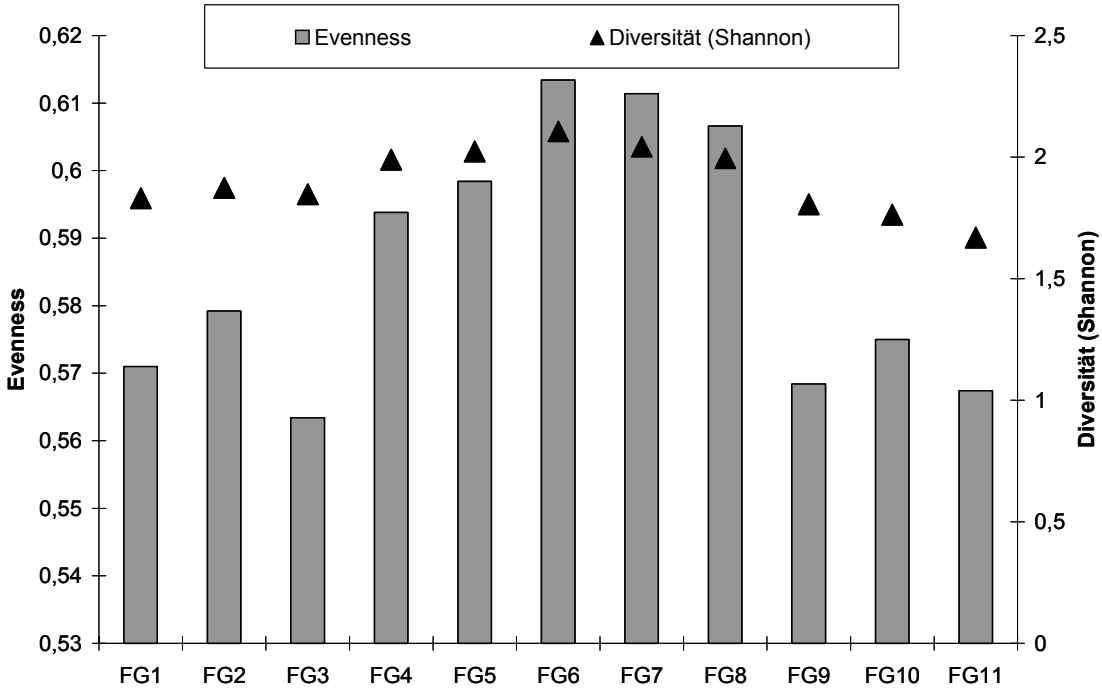


Abb. 30: Durchschnittliche Artenzahlen der Standorte mit Angabe der Standardabweichung für adulte Spinnentiere (Gesamtfänge) (OBEN)

Abb. 31: Durchschnittliche Evenness und Diversität der Standorte für adulte Spinnentiere (Gesamtfänge) (UNTEN)

4.1.4. Charakteristika zum Vergleich von Beständen

4.1.4.1. Sörensen

In den folgenden Abbildungen werden Dendrogramme der Clusterung der Spinnentierfauna in den 11 Probestellen anhand einer Reihe von Charakteristika vorgestellt. Zunächst wird nach dem Sörensen-Index differenziert. Dieser Quotient berücksichtigt nur die zahl der gemeinsamen Arten und dient zum einfachen Vergleich von Artengemeinschaften. Seine Werte liegen zwischen 0 % und 100 %, je höher der Wert, um so größer die Ähnlichkeit in der Artenzusammensetzung. In der Abbildung 32 ist das Ergebnis der Clusteranalyse auf der Basis aller adulten Spinnentiere beider Jahre für die einzelnen Fallen dargestellt (für Einzeljahre vgl. Abbildung 62und Abbildung 62).

nach Einzelfallen

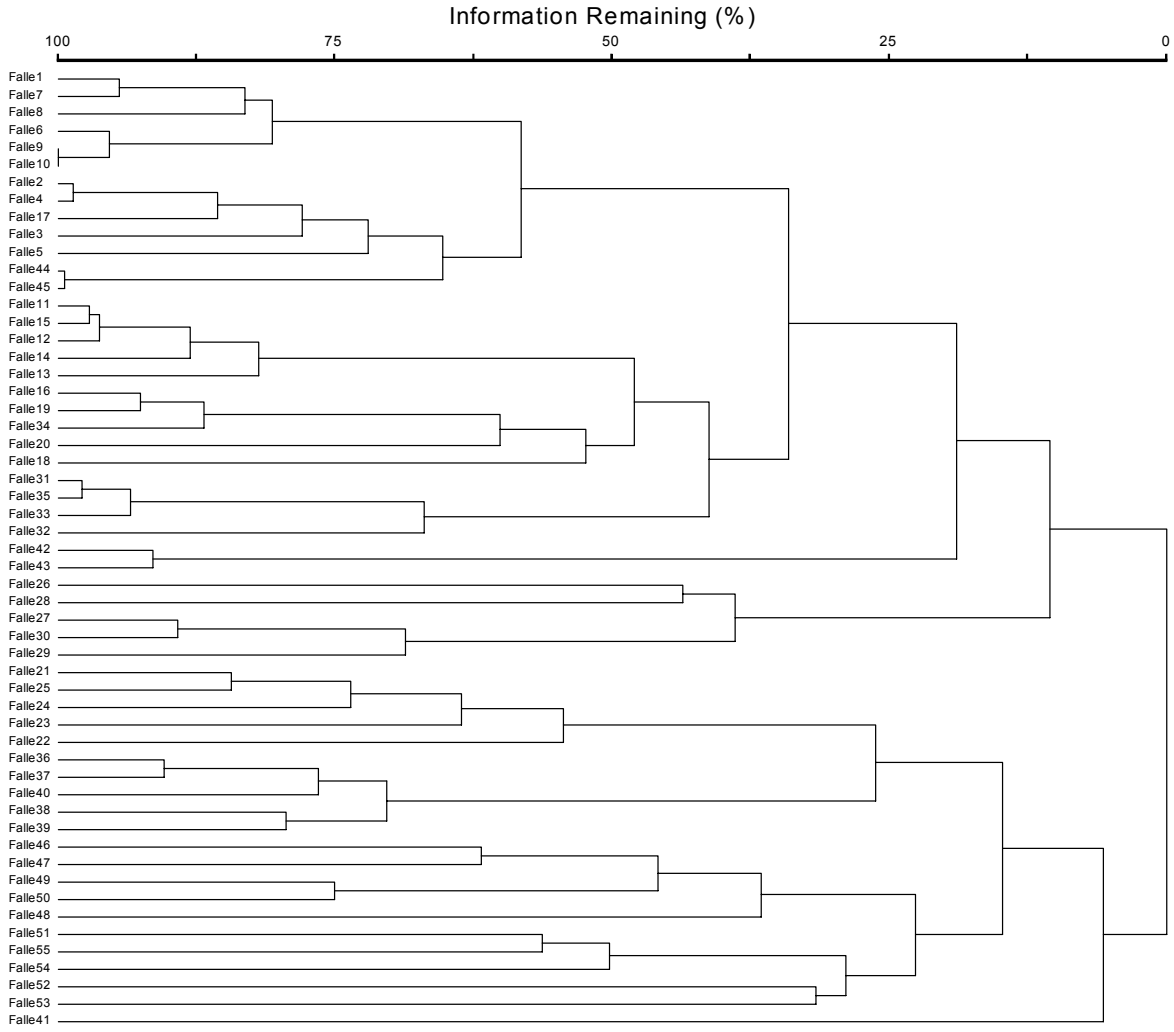


Abb. 32: Clusteranalyse nach Sörensen, Einzelfallen, beide Jahre, Spinnentiere

Nach Fallengruppen

Für die Clusteranalyse, die in der Abbildung 34 bzw. Abbildung 35 dargestellt sind, wurden die Ergebnisse beider Jahre für die einzelnen Fallengruppen („Standorte“) herangezogen (für Einzeljahre vgl Abbildung 64 und Abbildung 65). Werden zunächst die gebündelten Ergebnisse beider Jahre betrachtet (Abbildung 34), dann spiegeln die einzelnen Cluster in vorbildlicher Weise die Bestände wider: es lassen sich deutlich Gruppierungen aus den Kiefer-Buche Mischbeständen (FG 1, FG 2; FG 9), den Buchen-Beständen (FG 3,

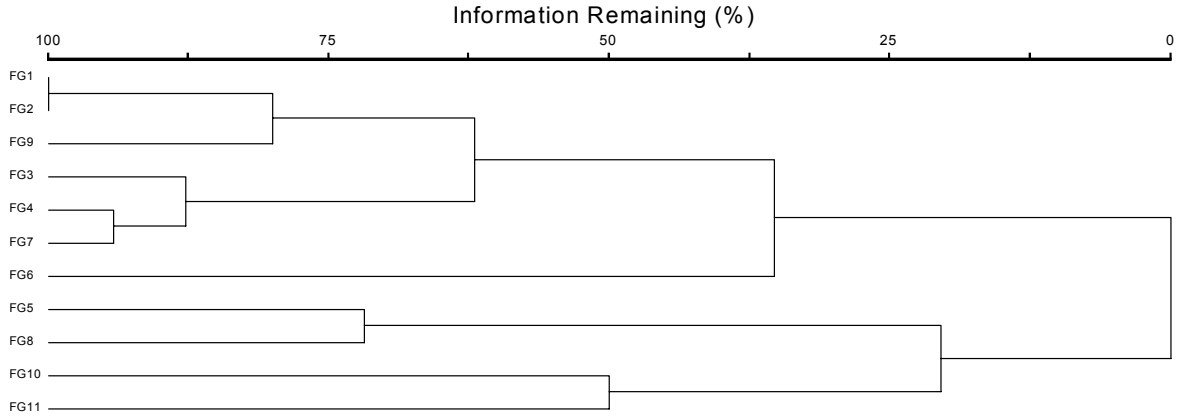


Abb. 33: Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere

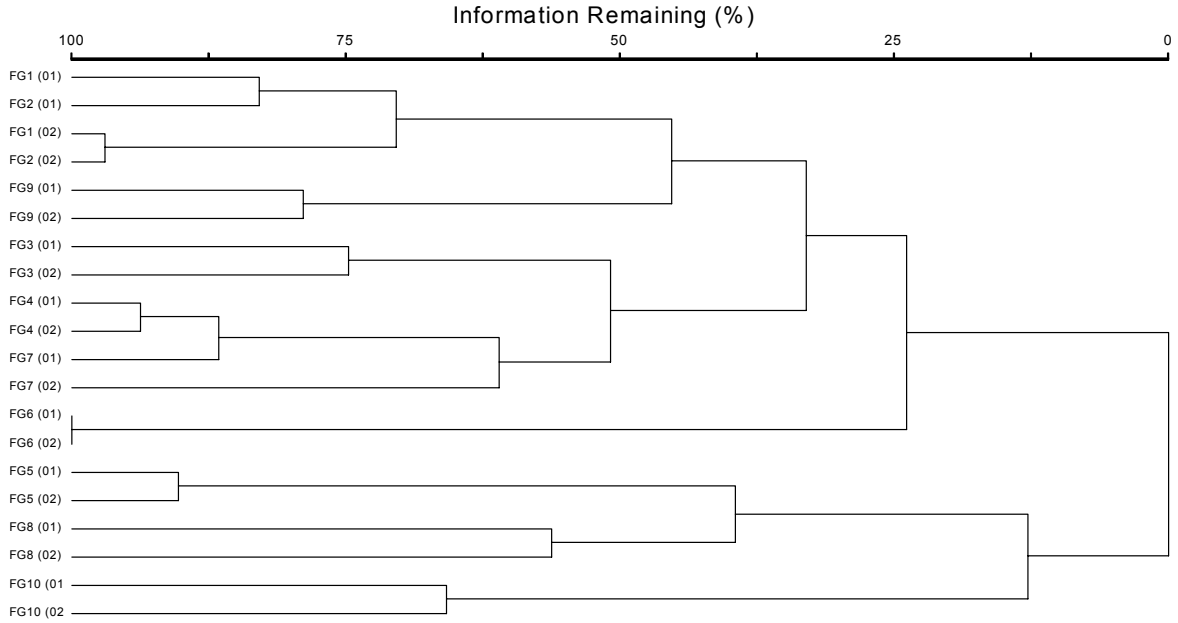


Abb. 34: Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere, nach Jahr 2001 und 2002 differenziert

FG 4, FG 7 und FG 6) und den reinen Kiefer-Beständen (FG 5, FG 8, FG 10, FG 11) erkennen. Das bedeutet, dass die einzelnen Waldtypen eine in der Artenzusammensetzung eigenständige Spinnentierfauna haben, die sie von den anderen deutlich trennt. In der Clusterung, die in der Abbildung 35 dargestellt ist, wird nach Fallengruppen der beiden Untersuchungsjahre differenziert.

Das Ergebnis verdeutlicht zwei Aspekte: Die Bestandestypen haben jeweils eine eigene Artenzusammensetzung. Und, die Ergebnisse der Einzeljahre sind sich für den jeweiligen Standort ähnlicher als die Jahresergebnisse: Hier überlagen nicht Witterungs-oder methodische Aspekte das Ergebnis, sondern die Trennschärfe zwischen den Bestandestypen wird mit dieser Analyse betont.

4.1.4.2. Renkonen (Dominantenidentität)

Die Dominantenidentität gibt die Ähnlichkeit in der Struktur zweier Artengemeinschaften wieder. Die Renkonen-Zahl (Re) als Ausdruck der Dominantenidentität ist die Summe der geringeren Dominanzwerte von zwei an beiden Proben beteiligten Arten. Die dominanten Arten werden dabei überbewertet. Die berechneten Werte sind in der Tabelle 18 zusammengefaßt, in der Tabelle 17 werden zunächst die gemeinsamen Arten zwischen den Standorten benannt, die für die Berechnung notwenig sind.

Tab. 17: Gemeinsame Arten auf der Grundlage der an 11 Untersuchungsstandorten dokumentierten Spinnentiergesellschaften

Kiefer			Kiefer-Buche				Buche					
FG10	FG5	FG11	FG8	FG9	FG1	FG2	FG3	FG7	FG6	FG4		
	31	25	28	28	25	29	20	24	21	24	FG10	Kiefer
		34	45	36	35	39	25	36	31	31	FG5	
			35	31	32	32	24	28	24	24	FG11	
				26	33	37	23	32	27	25	FG8	Kiefer-Buche
					36	34	23	30	27	27	FG9	
						36	24	32	28	30	FG1	
							24	32	27	31	FG2	
								25	23	25	FG3	Buche
									29	29	FG7	
										22	FG6	
											FG4	

Es werden relativ geringe bis recht hohe Dominantenwerte ermittelt. Die geringsten Ähnlichkeiten bestehen im Vergleich der Bestandestypen (Kiefer gegen Buche), die höchsten Ähnlichkeiten finden sich erwartungsgemäß beim Vergleich von Fallengruppen desselben Bestandestyps (Buche gegen Buche, Kiefer gegen Kiefer, ...). Die Gemeinsamkeiten der Mischbestände Kiefer-Buche mit den Buchenbeständen sind nicht einheitlich größer als die der reinen Kieferbestände mit den reinen Buchenbeständen. Auch die Berücksichtigung des Renkonenwertes verdeutlicht ebenso wie der Sörensen-Quotient die Eigenständigkeit der Spinnentierfauna der Bestandestypen. Da aber die

Differenzierung mittels Renkonenindex schärfer arbeitet als mit dem Sörensenwert, kommen die Unterschiede zwischen den Bestandestypen anhand des Renkonenwertes nicht mehr ganz so deutlich zu Tage

Tab. 18: Renkonenberechnungen auf der Grundlage der an 11 Untersuchungsstandorten dokumentierten Spinnentiergesellschaften

Kiefer			Kiefer-Buche				Buche					
FG10	**FG5**	**FG11**	**FG8**	**FG9**	**FG1**	**FG2**	**FG3**	**FG7**	**FG6**	**FG4**		
	55	58	49	62	35	44	32	28	39	46	**FG10**	
		55	60	47	29	37	24	28	27	22	**FG5**	Kiefer
			55	49	30	37	27	26	36	21	**FG11**	
				36	29	74	17	16	21	18	**FG8**	
					56	57	17	51	49	46	**FG9**	Kiefer-
						77	80	71	40	78	**FG1**	Buche
							75	74	40	74	**FG2**	
								74	42	83	**FG3**	
									45	77	**FG7**	
										34	**FG6**	Buche
											FG4	

Auch anhand des Renkonenwertes wurde eine Clusteranalyse durchgeführt (Abbildung 35). Das Bild liefert eine deutliche Zweiteilung in 2 Gruppen (die erste aus B, B, KB, KB, B, B; die zweite aus K, K, KB, K, KB). Je zwei Standorte des Mischbestandes haben nach Artenzusammensetzung und Dominanzstruktur mehr Ähnlichkeit mit dem Buchen- bzw. dem Kieferbestand. Innerhalb dieser zwei Großgruppen bilden meist Standorte gleichen Bestandestyps eng aneinander liegende Cluster (= große Ähnlichkeit.)

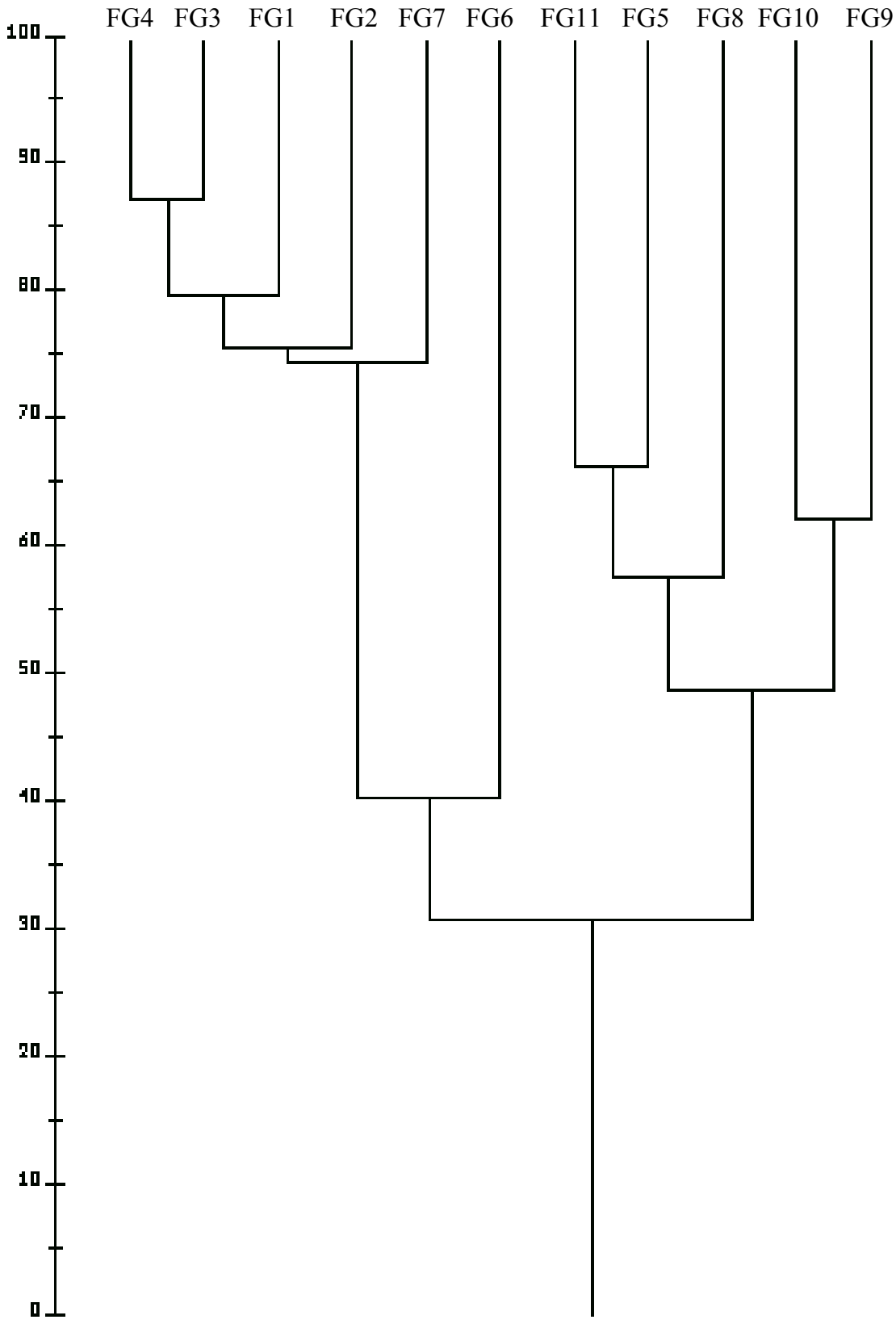


Abb. 35: Clusteranalyse nach dem Renkonen-Index für die Gemeinschaft der Spinnentiere der einzelnen Fallengruppen („Standorte“)

4.1.4.3. Jaccard

Der JACCARD-Index, auch Artenidentität genannt, berechnet sich aus der Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten dividiert durch die Summe der im Gebiet A bzw. im Gebiet B vorkommenden Arten abzüglich der Zahl der in beiden Gebieten gemeinsam vorkommenden Arten. Das Ergebnis dieser Berechung findet sich in der Tabelle 19. Auch anhand des Jaccard-Index wurden eine Reihe von Clusteranalysen durchgeführt: Die Ergebnisse sind in der Abbildung 36 für die Einzelfallen dargestellt, in der Abbildung 37 werden die Resultate für die Fallengruppen unter Berücksichtigung beider Fangjahre präsentiert und die Abbildung 38 liefert das Bild für die Fallengruppen unter Differenzierung der beiden Fangjahre (für Einzeljahre vgl. Abbildung 65 und Abbildung 66).

Tab. 19: Berechnungen des Jaccard-Index auf der Grundlage der an 11 Untersuchungsstandorten dokumentierten Spinnentiergesellschaften

Kiefer			Kiefer-Buche				Buche					
FG10	FG5	FG11	FG8	FG9	FG1	FG2	FG3	FG7	FG6	FG4		
	23,7	23,8	17,2	28,5	13,3	19,4	37,0	10,6	14,4	18,9	FG10	
		25,3	32,4	22,1	12,8	18,5	8,4	13,4	11,9	9,2	FG5	Kiefer
			25,3	24,0	15,3	17,4	11,9	11,2	14,4	8,0	FG11	
				16,6	11,3	33,3	5,1	6,4	7,4	5,4	FG8	
					31,4	27,9	6,5	23,0	22,1	19,3	FG9	Kiefer-
						40,0	32,0	34,1	18,0	37,4	FG1	Buche
							28,5	34,0	16,4	34,8	FG2	
								33,3	16,8	41,5	FG3	
									23,4	37,0	FG7	
										12,9	FG6	Buche
											FG4	

Insgesamt werden niedrige bis mittelhohe Werte erreicht, die Clusteranalysen unterstreichen die oben anhand des Sörensen- bzw. Renkonenwertes getroffenen Aussagen hinsichtlich der Selbständigkeit der Spinnentierfauna der einzelnen Bestandestypen.

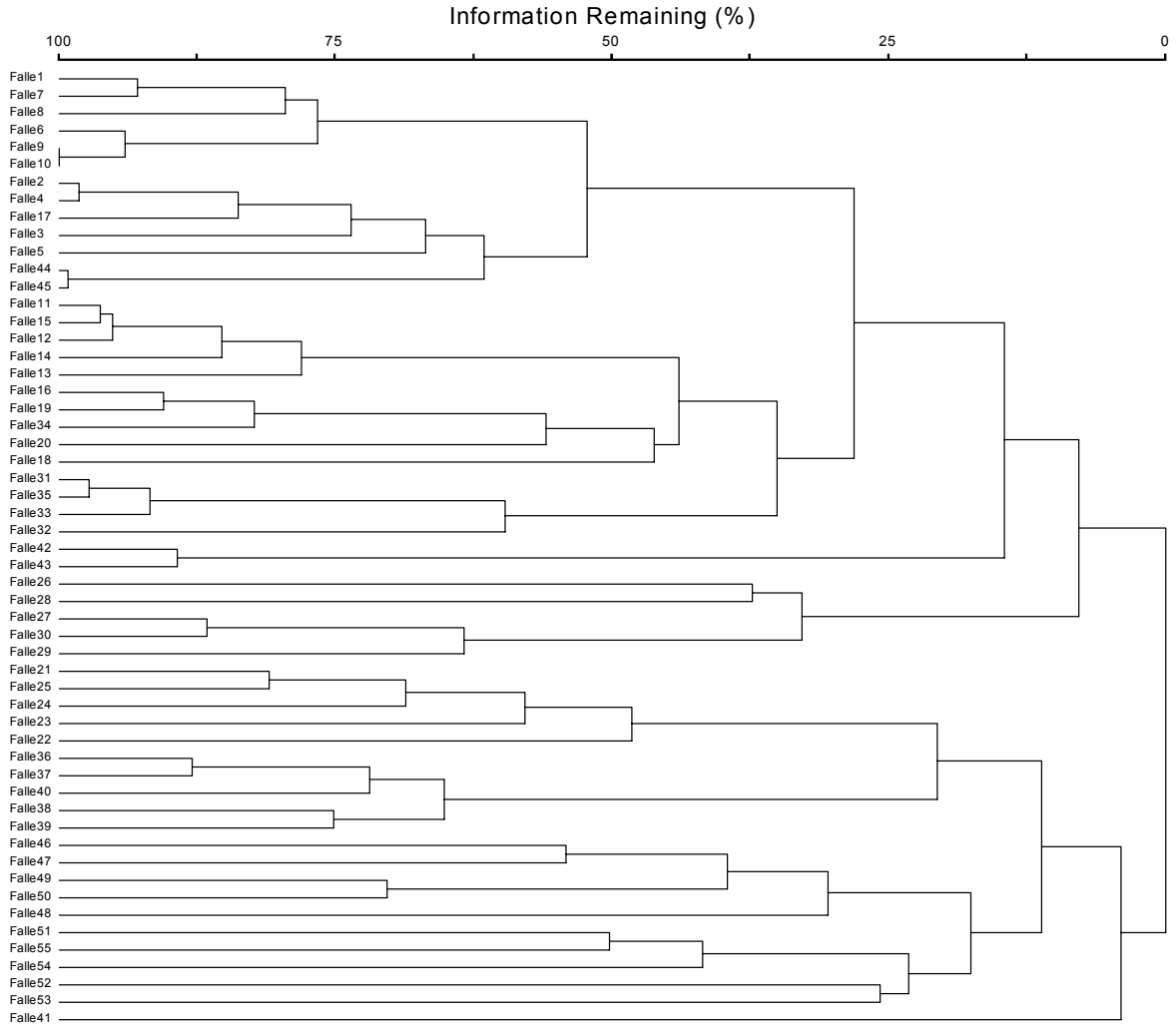


Abb. 36: Clusteranalyse nach Jaccard, Einzelfallen, beide Jahre, Spinnentiere

Nach Fallengruppen

Für Einzeljahre vgl. Abbildung 67 und Abbildung 68

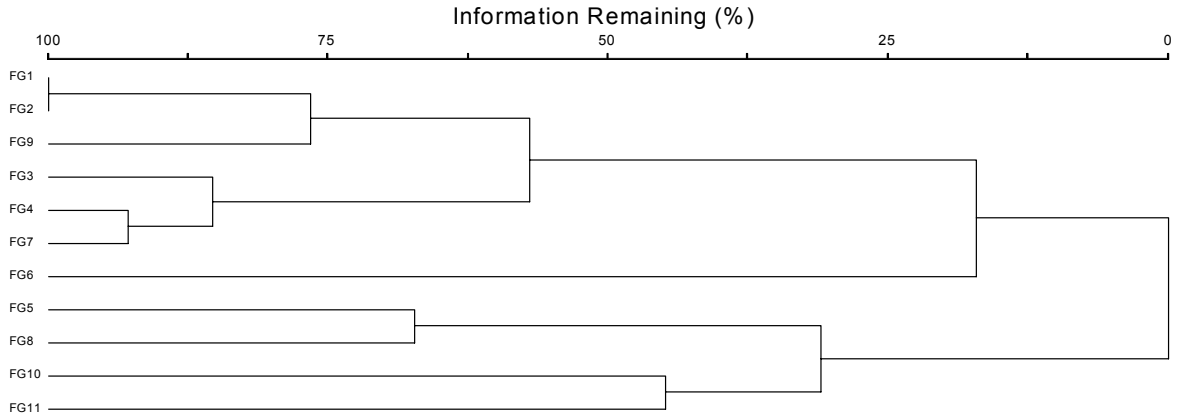


Abb. 37: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere

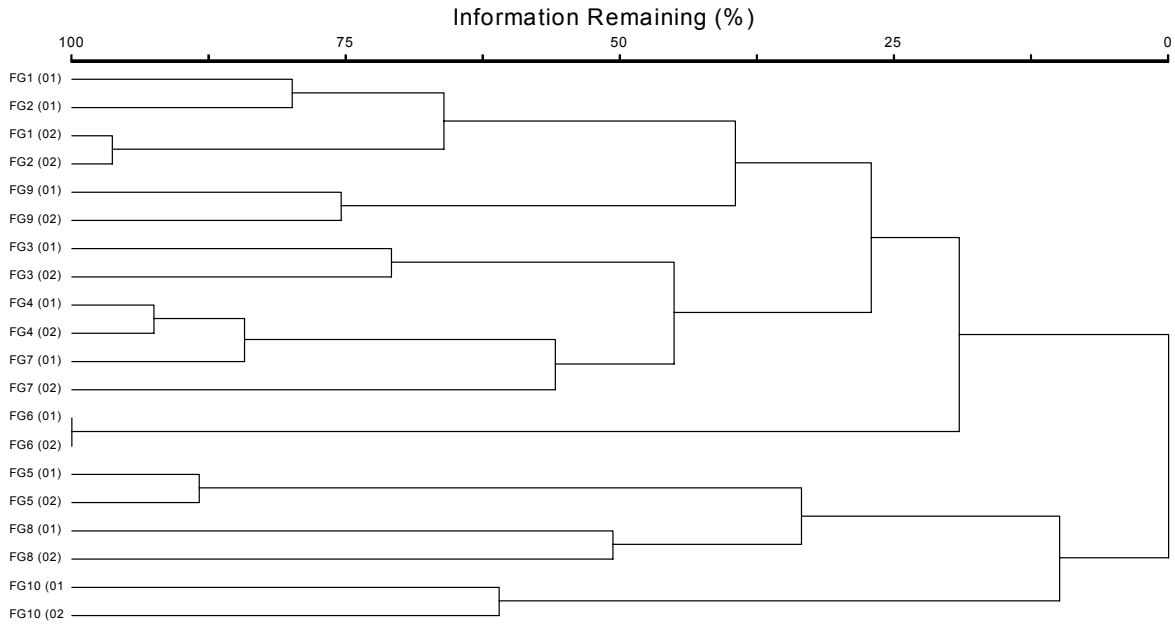


Abb. 38: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere, nach Jahr 2001 und 2002 differenziert

4.1.4.4. Wainstein

Durch Berechnung des Index nach WAINSTEIN (1967) soll ein Ausgleich geschaffen werden zwischen der Überbetonung dominanter Arten durch die Dominantenidentität (Re) und der seltenen Arten durch die Artenidentität. Er stellt sich als Produkt beider Indizes dar. Zur Berechnung vgl.Tabelle 20.

Tab. 20: Ähnlichkeitsindex nach Wainstein, Datengrundlage alle adulten Spinnen aus 2001 und 2002 der 11 Standorte

Kiefer			Kiefer-Buche				Buche					
FG10	FG5	FG11	FG8	FG9	FG1	FG2	FG3	FG7	FG6	FG4		
	23,7	23,8	17,2	28,5	13,3	19,4	11,8	10,6	14,4	18,9	FG10	
		25,3	32,4	22,1	12,8	18,5	8,4	13,4	11,9	9,2	FG5	Kiefer
			25,3	24,0	15,3	17,4	11,9	11,2	14,4	8,0	FG11	
				16,6	11,3	33,3	5,1	6,4	7,4	5,4	FG8	
					31,4	27,9	6,5	23,0	22,1	19,3	FG9	Kiefer-
						40,0	32,0	34,1	18,0	37,4	FG1	Buche
							28,5	34,0	16,4	34,8	FG2	
								33,3	16,8	41,5	FG3	
									23,4	37,0	FG7	
										12,9	FG6	Buche
											FG4	

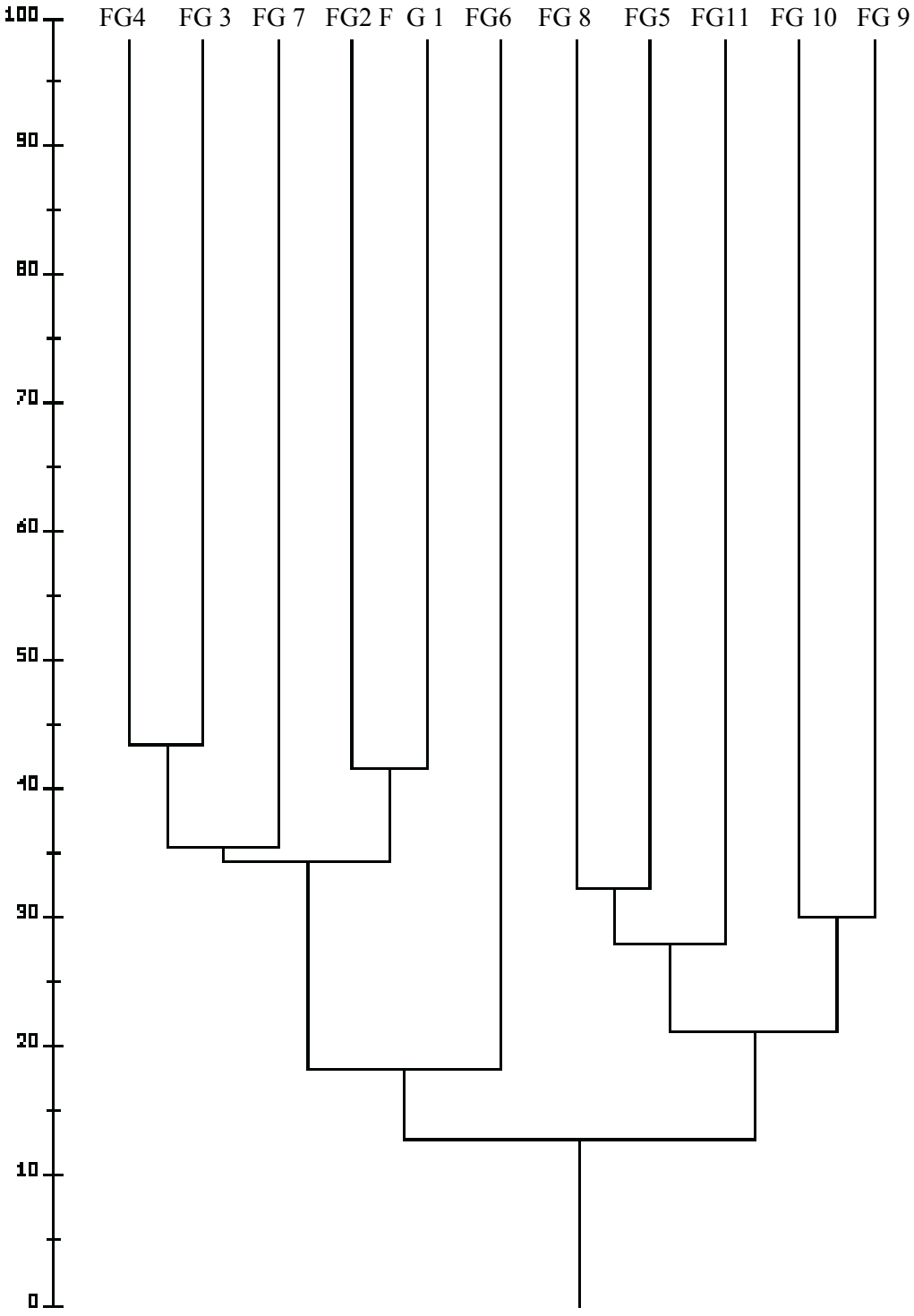


Abb. 39: Clusterdiagramm auf der Grundlage des Ähnlichkeitsindex nach Wainstein

Die anhand des WAINSTEIN-Index durchgeführte Clusteranalyse liefert ein Bild bzw. ein Ergebnis, das die weiter oben anhand von SÖRENSEN-, RENKONEN- bzw. JACCARD-Index getroffenen Aussagen voll unterstützt. Zwei der Mischbestände haben mehr Ähnlichkeit mit den Buchenbeständen, die anderen 2 haben größere Ähnlichkeiten mit den reinen Kieferbeständen. Der Grad der Ähnlichkeit ist unter den gleichen Bestandestypen mit 35 bis 45 % mittelhoch, die unterschiedlichen Bestandestypen haben dagegen nur eine geringe Ähnlichkeit.

4.1.4.5. Ordinationsverfahren

Welches Modell als Grundlage für die Ordination gewählt werden sollte, hängt von den konkreten Daten ab, die in die Analyse eingehen. Obgleich bei synökologischen Fragestellungen in der Regel mehrere Arten gleichzeitig untersucht werden, wird für die zu analysierende Biozönose in der Ordination ein einziges Modell zugrunde gelegt. Nach JONGMAN et al. (1995) kann aus der mittels einer DCA (Detrended Correspondence Analysis) ermittelten Gradientenlänge der Ordinationsachsen auf das zu wählende Modell geschlossen werden. Bei einer Gradientenlänge von weniger als 2 s.d. (standard deviation units of species turnover) wird die Anwendung des Modells der linearen Response empfohlen, bei einem größeren Gradienten wird hingegen das Modell der unimodalen Response nahegelegt. Je nach Modell stehen für die Analyse verschiedene Ordinationsmethoden zur Verfügung. Für beide Modelle können sowohl indirekte als auch direkte Gradientenanalysen durchgeführt werden. Bei der indirekten Gradientenanalyse wird versucht, die Varianz der Daten durch wenige theoretische (errechnete) Faktoren weitestgehend zu erklären. Mit Daten für real vorliegende Umweltfaktoren kann versucht werden, die Eigenschaften der theoretischen Faktoren zu interpretieren. Bei der direkten Gradientenanalyse (Kanonische Ordination) soll hingegen der Anteil der Varianz ermittelt werden, der ausschließlich auf bekannte Umweltfaktoren zurückführbar ist.

Eine Prüfung des vorliegenden Datenmaterials mit einer DCA ergab relativ kurze Gradienten für die untersuchten Gruppen. Es wurde daher bei der Auswahl der Ordinationsmethoden das Modell der linearen Response zugrunde gelegt. Für die indirekte Gradientenanalyse wurden Hauptkomponentenanalysen (PCA) durchgeführt, die direkte Gradientenanalyse erfolgte mit Redundanzanalysen (RDA). Für ausführliche Informationen über die Ordinationsmethoden sei auf die Darstellungen in GAUCH (1994), JONGMAN et al. (1995), TABACHNICK & FIDELL (1996) und LEGENDRE & LEGENDRE (1998) hingewiesen.

Die Analysen wurden mit skalentransformierten (Wurzeltransformation) und standardisierten Daten (Angleichung der Varianzen durch z-Transformation) im Ordinationsprogramm ‚Canoco for Windows - Version 4.0' (TER BRAAK & SMILAUER 1998) durchgeführt. Durch die Skalentransformation sollten die Daten vor allem normalisiert (einer Normalverteilung angepaßt)

werden. Mit der Standardisierung wurde das Ziel verfolgt, die erfaßten Arten bei der Analyse in gleicher Weise und unabhängig von ihrer Varianz zu berücksichtigen. Ohne eine Standardisierung wäre das Analyseergebnis in erster Linie von Arten mit sehr hohen Aktivitätsdichten bestimmt worden, da die Varianz bei solchen Arten i.d.R. am größten ist. Arten mit geringen und mittleren Aktivitätsdichten hätten kaum einen Einfluß auf das Ergebnis gehabt. Ein weiteres Argument das für eine Standardisierung spricht, liegt in der Fangmethode begründet. Die Fangeffizienz von Bodenfallen kann für verschiedene Arten unterschiedlich gut ausgeprägt sein (HALSALL & WRATTEN 1988, TOPPING & SUNDERLAND 1992, TOPPING 1993). Demzufolge können vorhandene Unterschiede bei den Aktivitätsdichten verschiedener Arten teilweise methodisch bedingt sein. Durch eine Standardisierung kann die daraus resultierende unerwünschte Auswirkung auf das Analyseergebnis reduziert bzw. vermieden werden (vgl. etwa VAN DER AART et al. 1975). Da durch die Standardisierung auch sehr seltene Arten bzw. Irrgäste einen Einfluß auf die Analyse ausüben können, empfiehlt PIELOU (1984) diese Arten auszuschließen. Eine konkrete Grenze unterhalb derer eine Art von der Analyse ausgenommen werden sollte, wird jedoch nicht angegeben. Für die Analysen wurden entweder die 52 im Gesamtgebiet häufigsten bzw. die 20 häufigsten Arten berücksichtigt. Details dazu finden sich dazu im Text bzw. in den Abbildungserklärungen.

Die Ergebnisse der DCA bzw. PCA für die Spinnentiergemeinschaften – differenziert nach den beiden Fangjahren – in der Abbildung 40 bzw. Abbildung 41 dargestellt. Die Buchenstandorte beiden Jahre bilden im Diagramm eine eigene Gruppe und differenzieren sich deutlich von den Kiefer- bzw. Kiefer-Buche-Mischbeständen (für Einzeljahre siehe Abbildung 69 bis Abbildung 72; bzgl. zusammenfassende Darstellung (additive Betrachtung beider Jahre) siehe Abbildung 73 und Abbildung 74). Deutlich wird aber auch, dass es auch zwischen den Fangjahren deutliche Unterschiede zwischen denselben Standorten gibt. Dies begründet sich dadurch, dass für die Analyse keine Datenbegrenzung erfolgte und so Einzelfunde in einem Jahr die Ordination deutlich beeinflussen. Für die Kanonische Korrespondenzanalyse (vgl. Abbildung 42 und Abbildung 43) dagegen wurden nur die 20 im Gesamtgebiet häufigsten Arten berücksichtigt. Die entsprechenden Arten sind in der Abbildungsunterschrift aufgeführt. Das Resultat für die Achsen 1 und 2 bzw. 1 und 3 wurde berücksichtigt. Das Alter der Bestände wurde als sekundäre Matrix in die Berechnung integriert. Vor allem in der Abbildung 43 werden die Unterscheide zwischen den Beständen deutlich: Buchen- und Kiefernreinbestände unterscheiden sich bzgl. ihrer Spinnenfauna ebenso untereinander wie auch von den Kiefer-Buchenmischbeständen. Typische Arten der Buchenbestände sind *Coelotes terrestris*, *Tapinocyba insecta*, *Microneta viaria*, *Diplocephalus picinus*, *Lophopilio palpinalis* und vor allem *Oligolophus tridens*. Reine Kieferbeständen zeichnen sich vor allem durch die Arten *Lepthyphantes flavipes*, *Diplocephalus latifrons* und *Lepthyphantes*

tenebricola aus. Die vier Arten *Nemastoma lugubre*, *Agroeca brunnea*, *Walckenaeria cucullata* und *Centromerus sylvaticus* „vermitteln“ zwischen den reinen Kiefer- und den Kiefer-Buchen-Mischbeständen, während *Trochosa terricola*, *Zora nemoralis*, *Pardosa alacris*, *Walckenaeria atrotibialis*, *Pachygnatha listeri*, *Gongylidiellum latebricola* und *Pelecopsis radicola* eher typisch sind für die Kiefer-Buchenmischbestände. Das Ergebnis der Kanonischen Korrespondezanalyse läßt sich auch für einzelne Arten darstellen (vgl. Abbildung 44 bis Abbildung 47). Beispiele für 2 Weberknecht-bzw. 2 Spinnenarten werden folgend dargestell.

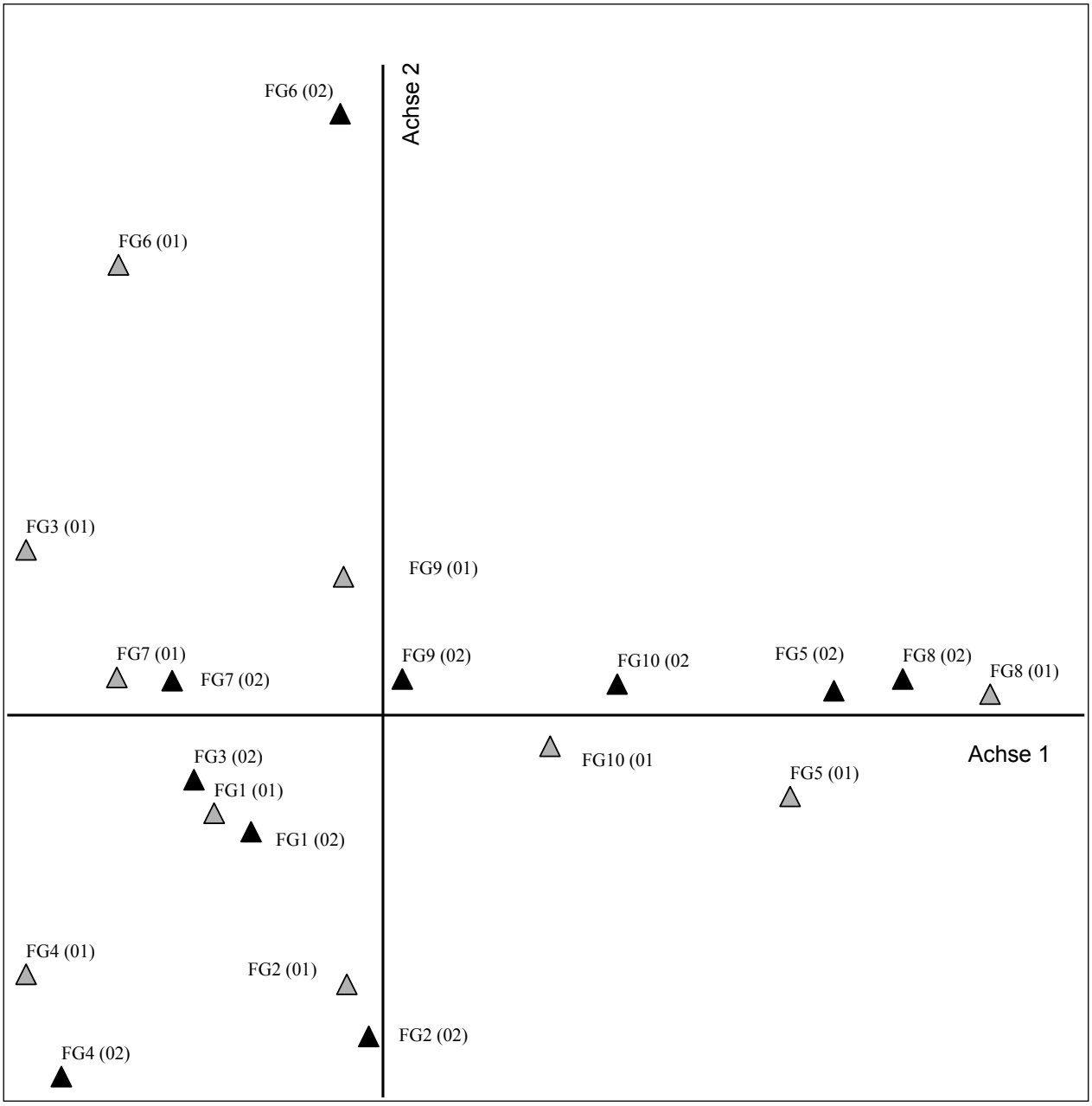


Abb. 40: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen, FG nach Jahren 2001 (01) und 2002 (02) differenziert

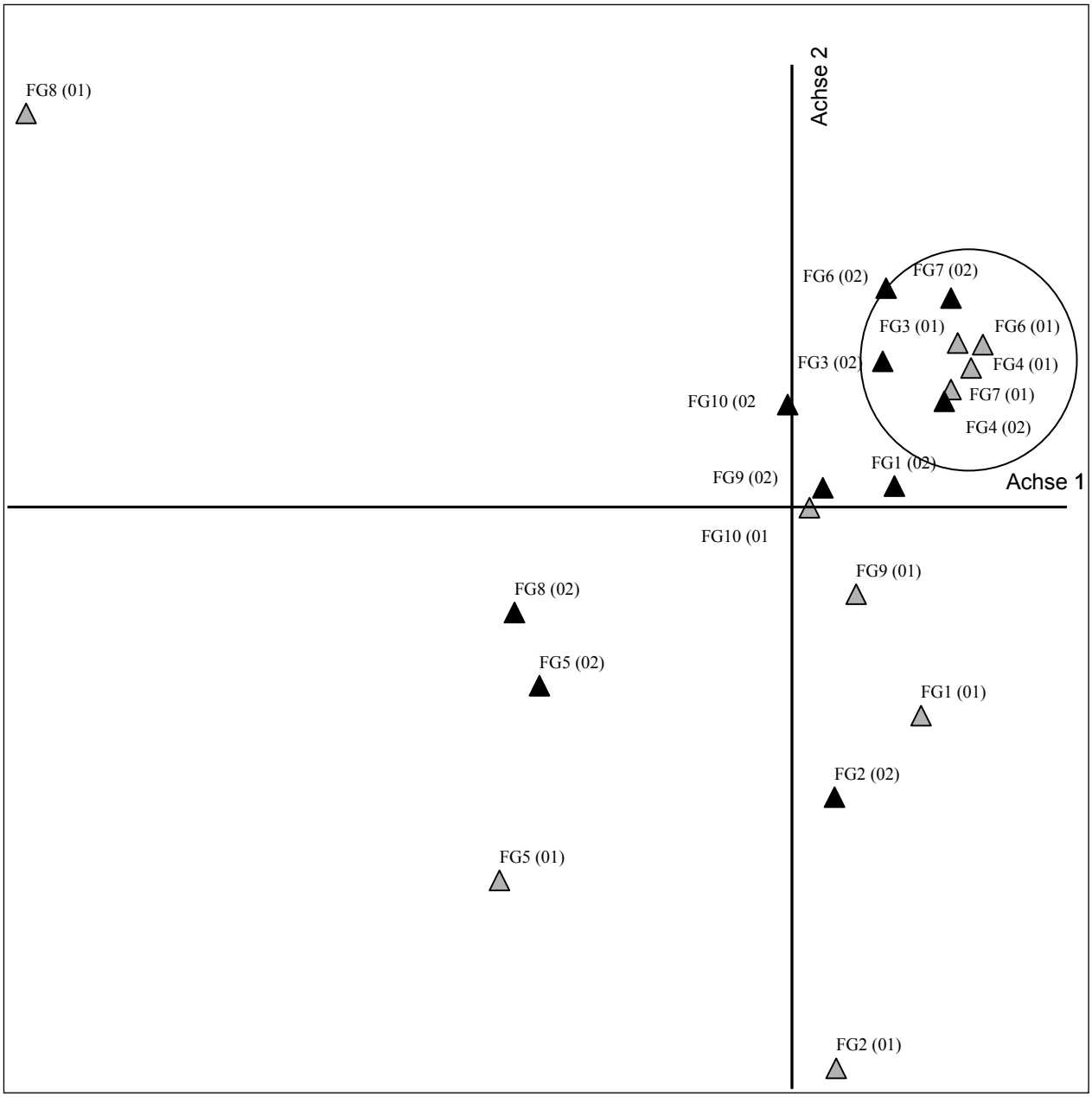


Abb. 41: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen, FG nach Jahren 2001 (01) und 2002 (02) differenziert

Buchenstandorte mit einem Kreis markiert

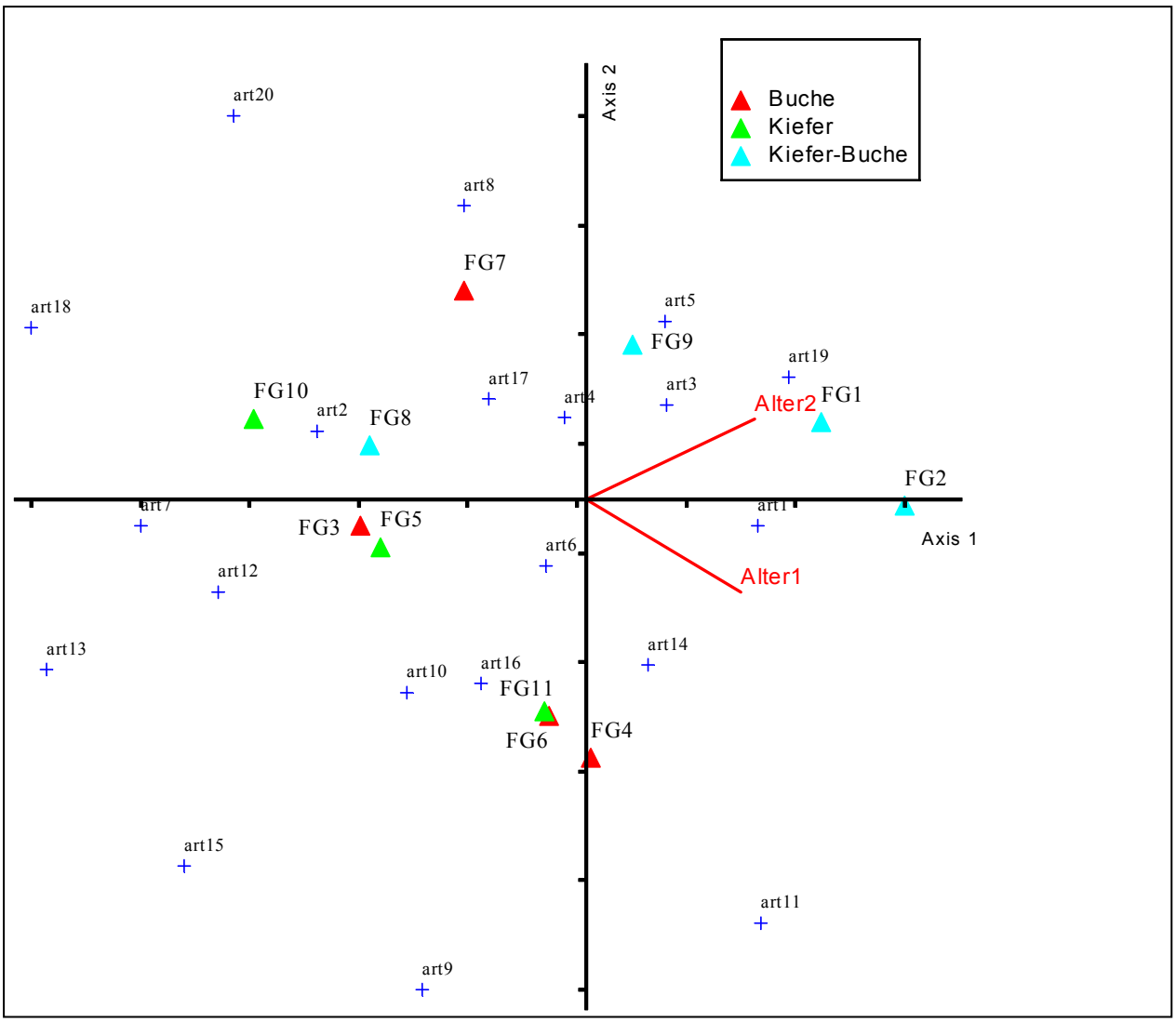


Abb. 42: Ergebnis einer Canonischen Korrespondenzanalyse (CCA) anhand der 20 im Gesamtgebiet häufigsten Spinnentierarten, Achse 1 und 2

Alter 1 = Bestandesalter der ersten Baumart; Alter 2 = Bestandesalter der zweiten Baumart in Mischbeständen, in Reinbeständen = 0 gesetzt; Arten: art1 Oligolophus tridens, art2 Trochosa terricola, art3 Lophopilio palpinalis, art4 Nemastoma lugubre, art5 Lepthyphantes flavipes, art6 Microneta viaria, art7 Walckenaeria atrotibialis, art8 Agroeca brunnea, art9 Tapinocyba insecta, art10 Zora nemoralis, art11 Diplocephalus latifrons, art12 Pardosa alacris, art13 Pachygnatha listeri, art14 Diplocephalus picinus, art15 Gongylidiellum latebricola, art16 Walckenaeria cucullata, art17 Centromerus sylvaticus, art18 Pelecopsis radicola, art19 Lepthyphantes tenebricola, art20 Coelotes terrestris; Gesamtvarianz der Arten 0,8921; Eigenwerte 1. Achse 0,117, 2. Achse 0,024, 3. Achse 0,360, Erklärungsanteil für alle 3 Achsen für die Varianz der Arten 56,1 (Achse 1:13,1 %; Achse 2 2,7 %, Achse 3 40,3 %)

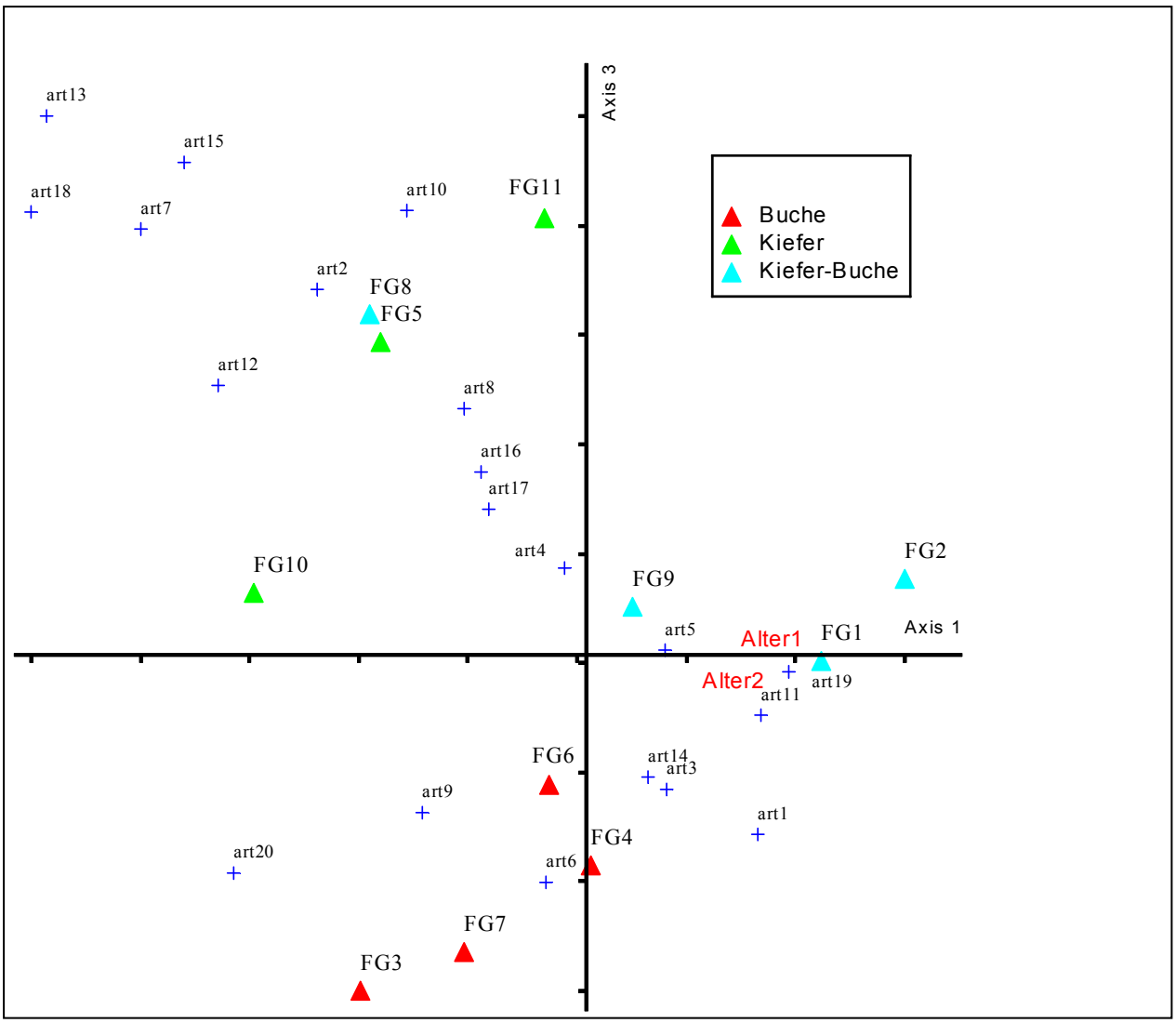


Abb. 43: Ergebnis einer Canonischen Korrespondenzanalyse (CCA) anhand der 20 im Gesamtgebiet häufigsten Spinnentierarten, Achse 1 und 3

Alter 1 = Bestandesalter der ersten Baumart; Alter 2 = Bestandesalter der zweiten Baumart in Mischbeständen, in Reinbeständen = 0 gesetzt; Arten: art1 Oligolophus tridens, art2 Trochosa terricola, art3 Lophopilio palpinalis, art4 Nemastoma lugubre, art5 Lepthyphantes flavipes, art6 Microneta viaria, art7 Walckenaeria atrotibialis, art8 Agroeca brunnea, art9 Tapinocyba insecta, art10 Zora nemoralis, art11 Diplocephalus latifrons, art12 Pardosa alacris, art13 Pachygnatha listeri, art14 Diplocephalus picinus, art15 Gongylidiellum latebricola, art16 Walckenaeria cucullata, art17 Centromerus sylvaticus, art18 Pelecopsis radicola, art19 Lepthyphantes tenebricola, art20 Coelotes terrestris; Gesamtvarianz der Arten 0,8921; Eigenwerte 1. Achse 0,117, 2. Achse 0,024, 3. Achse 0,360, Erklärungsanteil für alle 3 Achsen für die Varianz der Arten 56,1 (Achse 1:13,1 %; Achse 2 2,7 %, Achse 3 40,3 %)

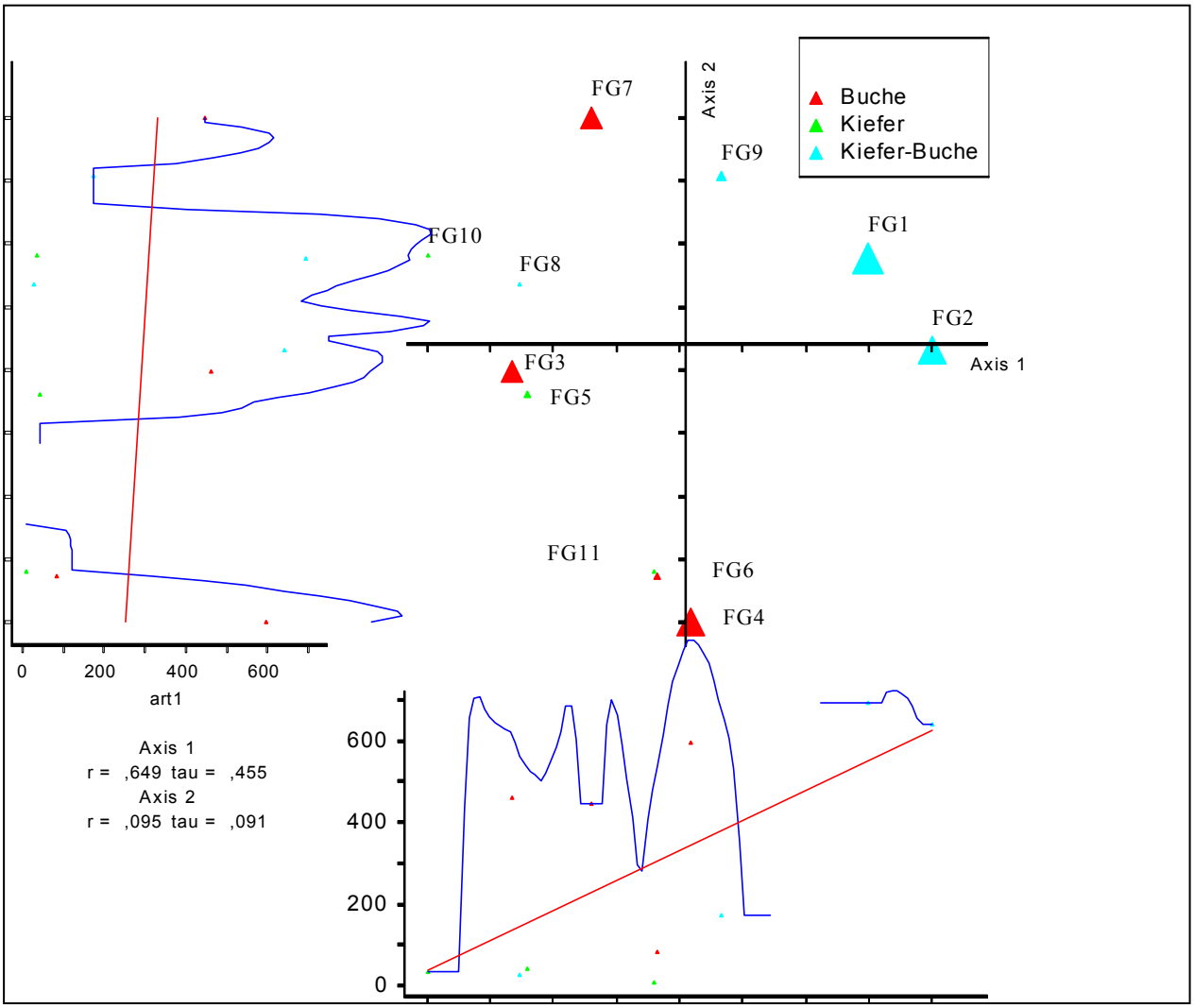


Abb. 44: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für den Weberknecht *Oligolophus tridens*

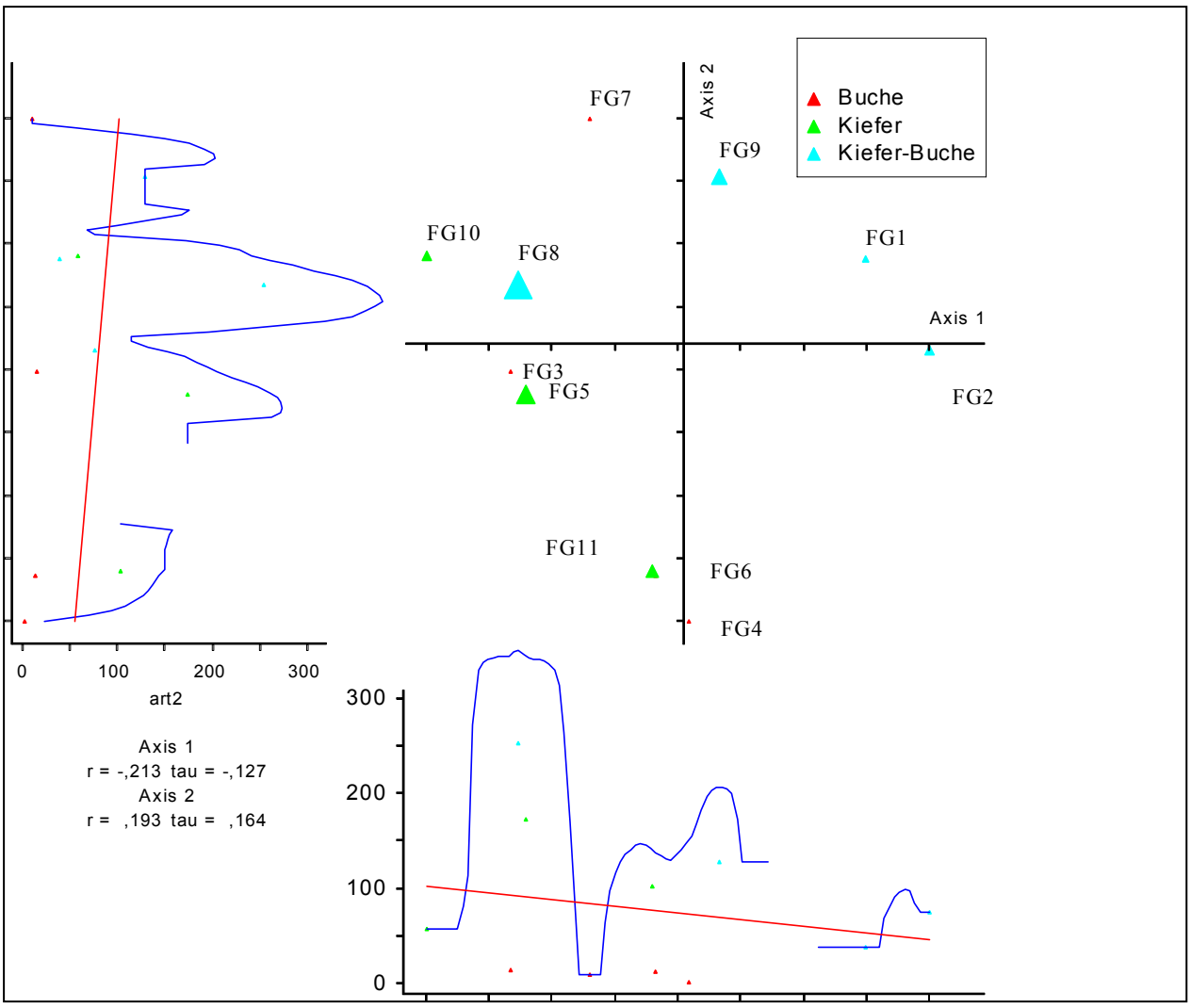


Abb. 45: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für *Trochosa terricola*

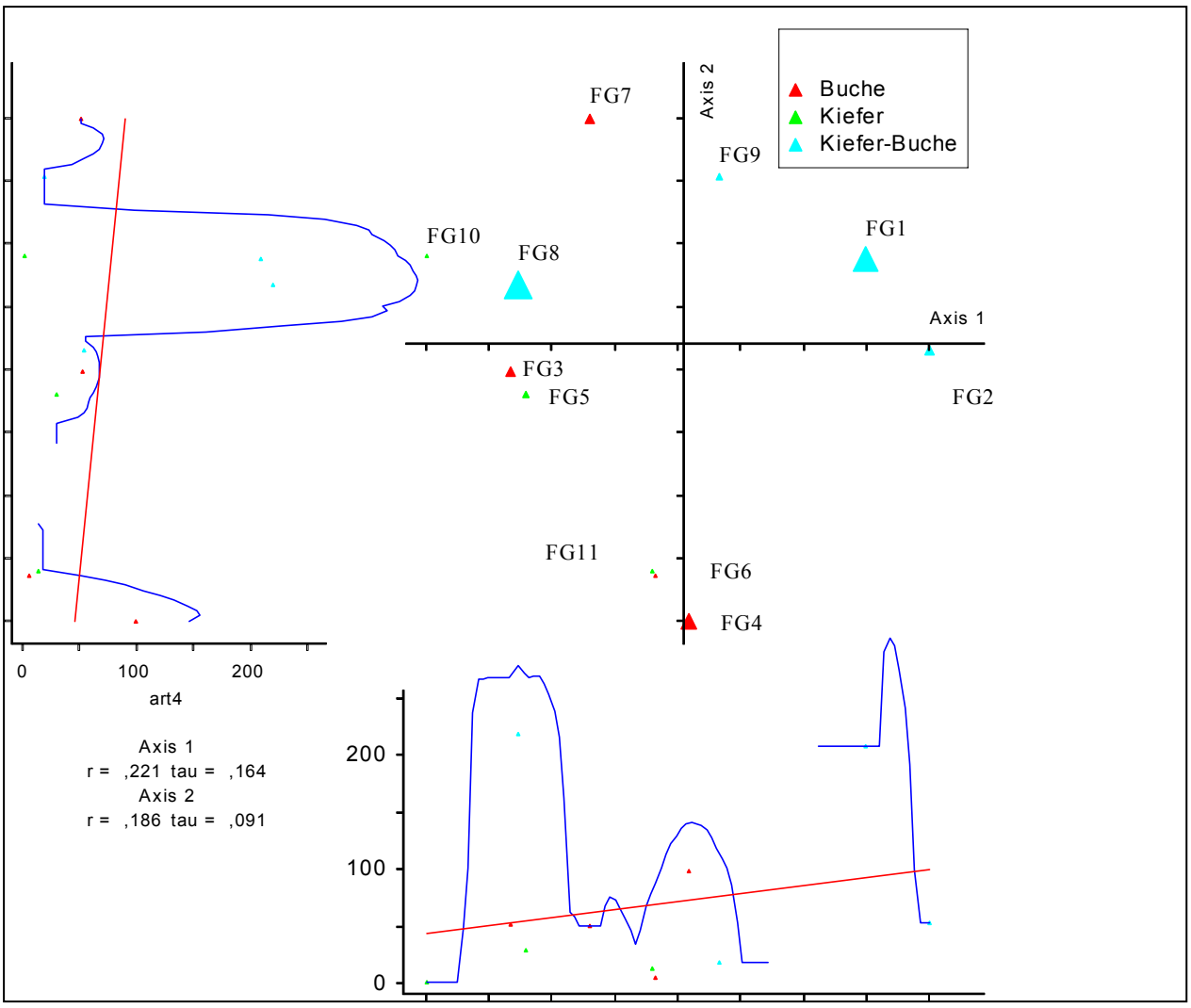


Abb. 46: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für den Weberknecht *Nemastoma lugubre*

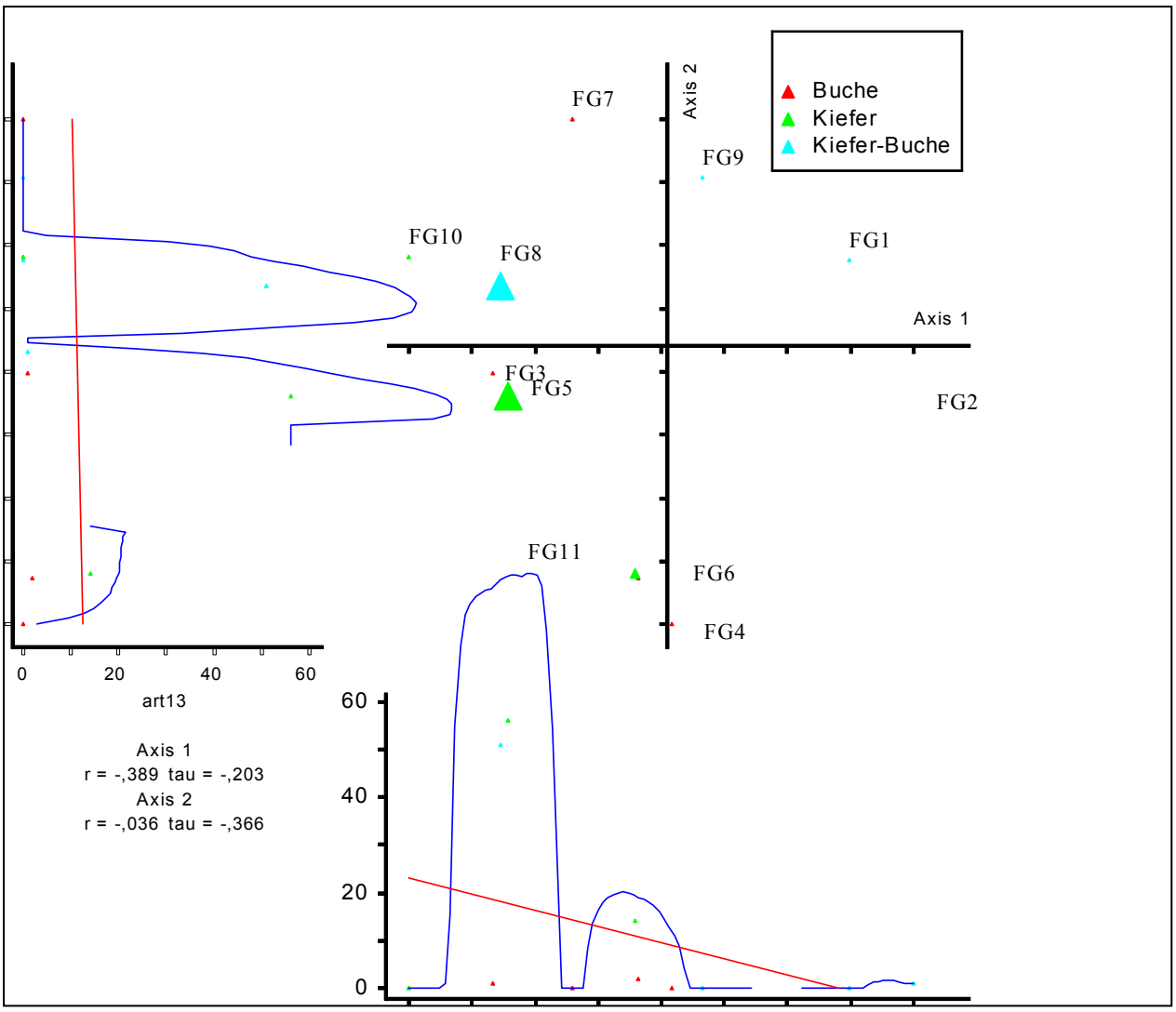


Abb. 47: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für *Pachygnatha listeri*

Der Weberknecht *Oligolophus tridens* (Abbildung 44) hat sein Hauptvorkommen in den Buchen- bzw. Buchen-Kieferbeständen, in Kiefernreinbeständen wird die Art bedeutend seltener registriert. Bei der Verteilung im Ordinationsdiagramm hat die Art eine starke Korrelation zur ersten dargestellten Achse (r = 0,65), eine geringe bis keine Korrelation mit der 2. Achse. Die Lycosidae *Trochosa terricola* (Abbildung 45) kommt vor allem in Kiefer-Buchen bzw. Kieferreinbeständen vor. Ihre Verteilung im Ordinationsdiagramm bestimmt sich in erster Linie nicht durch die beiden ersten Achse, weil die Korrelatione mit 0,21 bzw. 0,19 recht gering ausfallen. Der Weberknecht *Nemastoma lugubre* (Abbildung 46) hat sein Hauptvorkommen in den Kiefer-Buchenbeständen, lediglich am Buchenstandort 4 (Naturwaldreservat) wird die Art recht häfig gefunden. Die Korrelationen zu en ersten beiden dargestellten Achsen sind eher gering. Die Theridiidae *Pachygnatha listeri* (Abbildung 47) wird an zwei Standorten oft gefunden: Im Kiefer-Buchenbestand FG8 und im Kiefernbestand FG5. Die negative Korrelation zur ersten Achse ist mit

– 0,39 mittelmäßig hoch. Nach allgemeiner Einschätzung bevorzugt die Art feuchte Wälder und lebt dort zwischen Moss, unter Laub und Steinen (vgl. JONES 1990). Wie bei vielen Spinnenarten so gilt vermutlich auch für *Pachygnatha listeri*, dass bei weitem noch nicht genügend Ergebnisse zur passenden ökologischen Einschätzung der Art vorliegen.

4.1.5. Spinnentiere aus dem Macfadyen-Extraktions-Apparat

Mittels Extraktion nach Macfadyen wurden 112 Spinnen- und Weberknechtindividuen ermittelt (Tabelle 21). Ein Großteil der Tiere war juvenil und konnte nur der Familie zugeordnet werden. Insgesamt wurden 9 Spinnenarten ermittelt, von denen die Art *Maro minutus* mit Bodenfallen nicht nachgewiesen werden konnte. Der Anteil der Juvenilen an der Gesamtmenge liegt bei 73 %. Für epigäisch lebende Spinnentiere ist die Extraktion nicht die angemessene Methode, um einen Überblick über Artenspektrum oder Dichte zu bekommen. Die wenigen ermittelten Tiere waren vermutlich auf der Probe bzw. im obersten Horizont und wurden so eher zufällig in das Labor gebracht. Dennoch liefern die Ergebnisse interessante Informationen darüber, dass sich doch eine so große Zahl vor allem von Linyphiidae finden läßt.

Tab. 21: Spinnentiere aus dem Macfadyen-Extraktions-Apparat, Probezeitraum 2000 und 2001

Familie/ Gattung/ Art	1	2	3	Summe
Araneae	1			1
Linyphiidae	31	9	26	66
Lycosidae			1	1
Salticidae		1	1	2
Opilionidae	1			1
Hahnia spec.	1	2	1	4
Lepthyphantes spec.	1	1	1	3
Pirata spec.	1		3	4
Centomerus sylvaticus			1	1
Euophrys frontalis		1		1
Gonglydiellum latebricola	2	1	12	15
Hahnia pusilla	1		1	2
Maro minutus			1	1
Micrargus herbigradus	1			1
Robertus lividus			1	1
Tapinocyba insecta	2		3	5
Walckenaeria dysderoides	2			2
zerstört			1	1
Summe	**44**	**15**	**53**	**112**
Arten				**8**

4.1.6. Spinnentiere aus weiteren Fangautomaten

Spinnentiere aus weiteren Fangautomaten wurden leider nicht ausgelesen.

5. Diskussion der Ergebnisse

5.1. Methodendiskussion

Die Artenareal-Kurven, berechnet anhand der Artenzahl für die Einzelfallen, liefert noch keine asymptotische Annäherung (Abbildung 48): bei einer solchen großen Standortsvielfalt hätten – zumindest für einen vollständigeren Nachweis der Spinnentiere - weitere Fallengruppen noch einen deutlichen Artenzuwachs geliefert. Andere Bodenfallen-Typen liefern bedeutend mehr Individuen: Bodenfallenfänge liefern niemals wirkliche Dichten einzelner Arten, sondern jeweils nur Aktivitätsdichten. Da aber in verschiedenen Untersuchungen ganz unterschiedlichste Typen von Bodenfallen zum Einsatz kommen, sind die Ergebnisse über die Projekte hinaus nur schwer zu vergleichen. Gerade der Einsatz von Trichtern in Bodenfallen erhöht ganz deutlich die Fangeffektivität für Spinnen, die trotz Sicherheitsfaden nicht mehr aus der Falle entkommen können. Resümee: Die Aktivitätsdichten der erfaßten Arten wären bei Verwendung eines anderen Fallentyps deutlich höher gewesen, das Artenspektrum wäre weitgehend identisch.

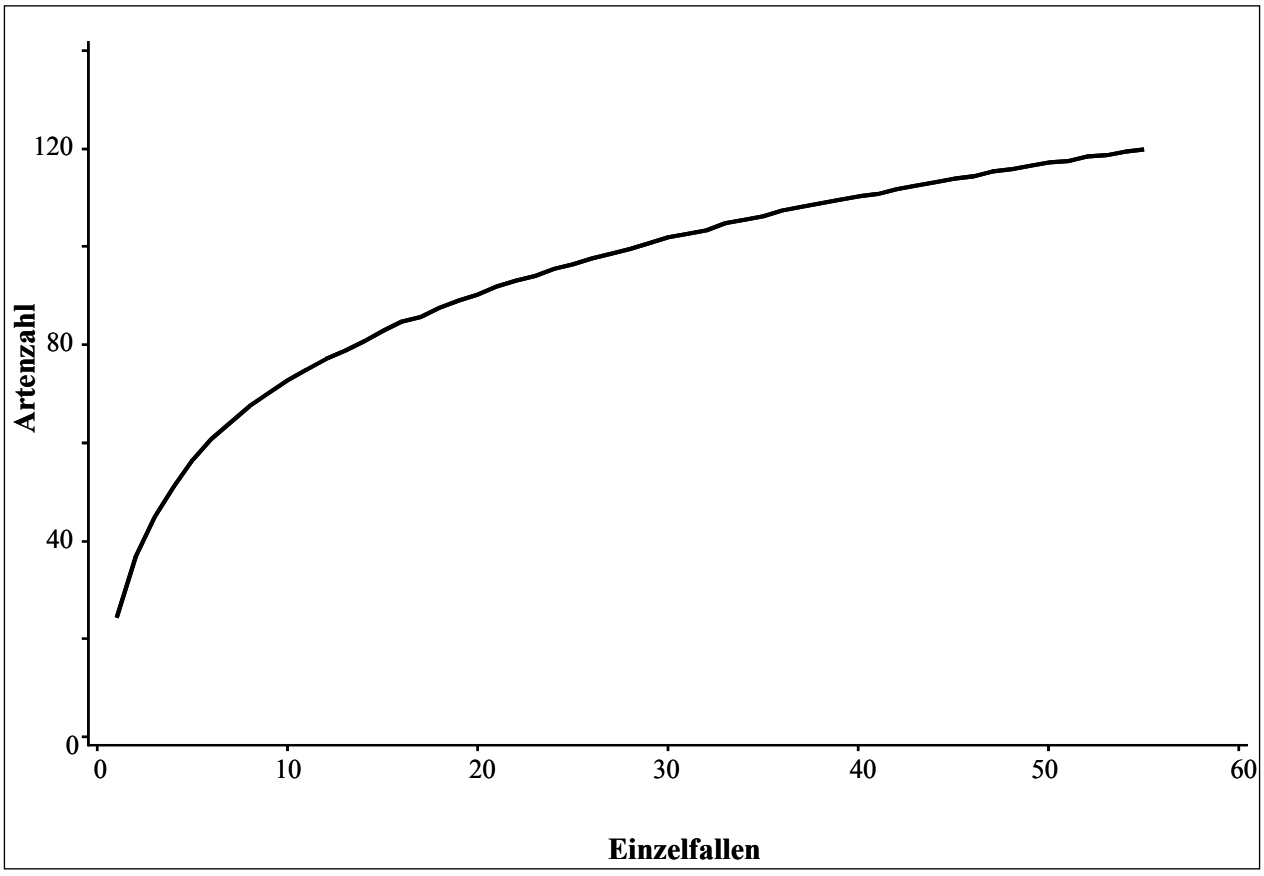


Abb. 48: Artenzahl pro Bodenfalle (beide Fangjahre). Arten-Areal-Kurve zur Absicherung der Probengesamtheit

5.2.1. Neue Arten, Erstfunde für Deutschland, Mecklenburg-Vorpormmern; Wiederfunde; Rote-Liste -Arten; Arten mit Raumbedeutsamkeit.

Für Deuschland und das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern liegt eine Rote Liste der Spinnentiere von PLATEN *et al.* aus dem Jahr 1996 vor. Darin ist die Rote Liste der Webspinnen von Mecklenburg-Vorpommern von MARTIN (1993) berücksichtigt. Die entsprechenden Arten sind in der Tabelle 22 aufgelistet. Unter allen gefundenen Arten sind insgesamt 21 auf der Roten Liste von Mecklenburg-Vorpommern (MV) aufgeführt, unter Berücksichtigung der deutschlandweiten Einschätzung gibt es keine Rote Liste Art. Unter den 21 Arten, die auf der Roten Liste MV aufgeführt werden, befinden sich 13 Arten mit der Einstufung „R“, 4 Arten der Kategorie „3“, 2 Arten der Kategorie „2“ uns 2 Arten dere Kategorie „0“. Arten mit der Einstufung „R“ sind einheimische oder eingebürgerte Arten, die in Deutschland nur wenige und kleine Vorkomen besitzen, und Arten, die in kleinen Populationen am rande ihres Areals leben, sofern sie nicht bereist wegen ihrer aktuellen gefährdung zu den Kategorien 1 bis 3 gezählt werden können. Auch wenn eine aktuelle Gefärdung heute nicht mehr besteht, können solche Arten wegen ihrer großen Seltenheit durch unvorhergesehene lokale Eingriffe schlagartig ausgerottet werden.

Tab. 22: Arten der Roten Liste in Deutschland bzw. Mecklenburg-Vorpommern

art	Rote Liste D	Rote Liste Mecklenburg-Vorp.
Agroeca pullata		R
Agyneta cauta		R
Agyneta conigera		R
Agyneta subtilis		R
Bolyphantes crucifer		R
Macrargus carpenteri		R
Monocephalus castaneipes		R
Panamomops mengei		R
Robertus neglectus		R
Syedra gracilis		R
Tapinocyba praecox		R
Walckenaera corniculans		R
Walckenaera furcillata		R
Agraecina striata		3
Ceratinella scabrosa		3
Pirata uliginosus		3
Thanatus sabulosus		3
Scotina celans		2
Xysticus ninnii		2
Monocephalus fuscipes		0
Scotina gracilipes		0

Die beiden Arten mit dem Vorkommen „0“ sind bundesweit nicht bedroht, vermutlich auch nicht in Mecklenburg-Vorpommern. *Monocephalus fuscipes* lebt im Moos und Streu der Wälder, ohne eine besondere Biotopbindung zu haben. Sie ist ganzjährig adult und besiedelt Westeuropa. *Scotina gracilipes* kommt auf Trockenrasen, Heiden, in Wäldern und Mooren, in der Streu und im Moos vor (adult IV-X) und besiedelt Europa. In Brandenburg wird sie auf der 1999 erschienenen Roten Liste der Webspinnen in die Kategorie „2“ als stark gefährdet eingestuft.

5.3. Zur Fauna von Wäldern im Nordostdeutschen Tiefland

5.3.1. Einfluß der Bestockung (Baumart) und des Bestandesalters

In der Tabelle 23 werden die Individuenzahlen der Spinnentiere unter Berücksichtigung der Bestockung aufgeführt. Die Mischbestände aus Kiefer und Buche zeigen durchschnittlich die höchsten Individuenzahlen, lediglich im 180-jährigen Buchenwald bzw. im 180-jährigen Kiefernwald werden so hohe Individuenzahlen erreicht. Das Bestandesalter hat einen sehr deutlichen Einfluß auf die Individuenzahlen: je älter die Bestände sind, desto mehr Spinnenindividuen werden gefunden.

Tab. 23: Individuenzahlen der Spinnentiere unter Berücksichtigung der Bestockung

Baumart und Alter	Buche ? Jahre	Buche 8 Jahre	Buche 40 Jahre	Buche 50 Jahre		Summe
Buche 30 Jahre					1365	1365
Buche 160 Jahre					891	891
Buche 180 Jahre					**1719**	1719
Eiche 70 Jahre	**1264**					1264
Kiefer 19 Jahre					534	534
Kiefer 51 Jahre		**1487**				1487
Kiefer 80 Jahre			**1434**		1122	2556
Kiefer 140 Jahre				**1988**		1988
Kiefer 158 Jahre					620	620
Kiefer 180 Jahre				**1854**		1854
Summe	1264	1487	1434	3842	6271	14298

Die Bestandestypen Kiefer, Kiefer-Buche und Buche haben eine sehr eigenständige Spinnenfauna. Dies wird besonders deutlich beim Vergleich der Abundanzen der Habitatpräferenten. Die Bestandestypen lassen sich bereits durch Berücksichtigung der 20 (im Gesamtgebiet) häufigsten Arten deutlich voneinander trennen. 48 Arten bilden die Grundgesamtheit aller drei Bestandestypen, 6 Arten sind exklusiv nur in Buchen-, 15 in Kiefer- und 23 in Kiefer-

Buchenmischbeständen zu finden () Der Umbau von Kieferreinbeständen in Rotbuchen-Kiefermischbestände führt zu einer vielfältigeren Spinnenfauna mit Rückgang einiger exklusiver (xerothermer) Spinnenarten. Reine Rotbuchenwälder sind zwar auf den ersten Blick artenärmer. Doch höhere Diversitäts- bzw. Evennesswerte der dortigen Spinnengemeinschaften gegenüber denen der Misch- bzw. Kieferbestände verdeutlichen ausgewogenere Artengemeinschaften und stabilere Umweltbedingungen.

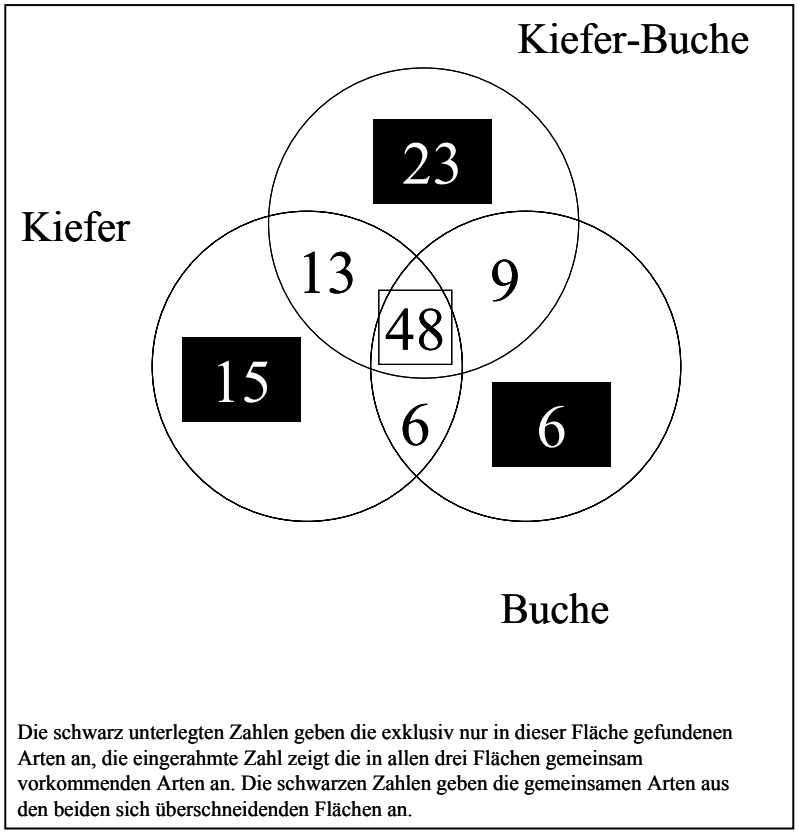


Abb. 49: Verteilung der Arten auf die drei Waldtypen Kiefer, Kiefer-Buchen und Buchenwald mit Angabe der Artüberschneidungen und der exklusiven Arten

5.3.2. Einfluß der Bewirtschaftung

Unter den beprobten Standorten befindet sich nur ein Naturwaldreservat. Es fällt daher schwer, anhand der Ergebnisse den Effekt ruhender Bewirtschaftung auf die Spinnentiere zu beurteilen. Daher sei auf eine Arbeit von LOCH (2001) verwiesen, in der Unterschiede von Waldschutzgebieten und bewirtschafteten Wäldern anhand der Spinnentierfauna ermittelt wurden. In der Arbeit wurde ausführlich und auf vielen Ebenen verdeutlicht, daß zwischen den Spinnen, Weberknechten und Pseudoskorpionen im Bannwald und ihrem zugehörigen Wirtschaftswald keine einheitlichen und

signifikanten Unterschiede in der Abundanz, der Artenvielfalt oder den Dominanzstrukturen auftreten. Doch die Verhältnisse stellen sich komplexer dar und müssen näher erläutert werden. Eine Reihe von Faktoren bestätigen den grundsätzlichen Wert von Wirtschaftswäldern für einen Grundbestand an Spinnentierarten. Doch spezielle Anforderungen von Habitatspezialisten können nur Sonderbiotope befriedigen, die in Bannwäldern ausreichend geschützt sind.

Für Spinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione bestehen keine direkten Korrelationen mit den für Bannwälder typischen Habitatcharakteristika. Daher lassen sich Unterschiede der Bewirtschaftungsform anhand der Spinnen, Weberknechte und Pseudoskorpione nicht zeigen. Die Gefahr einer falscher Beurteilung ist gegeben, wenn nur wenige taxonomische oder trophische Gruppen herangezogen werden.

Grundsätzlich aber lassen sich diese Ergebnisse durch weitere von anderen Autoren stützen. Dazu wird wie folgt differenziert: Zunächst liegen wenige Untersuchungen zum Vergleich der Spinnenfauna in Naturwaldreservaten und bewirtschafteten Wäldern vor, die hier natürlich von vorrangiger Bedeutung sind. Darüber hinaus existieren Arbeiten aus „historisch alten Wäldern“, die zum Teil durchaus ähnlichen Charakter haben können wie Naturwaldreservate. Und schließlich gibt es eine Reihe von Untersuchungen zur Spinnenfauna bewirtschafteter Wälder, deren Ergebnisse vorgestellt werden.

RAUH (1993) untersuchte u. a. die Weberknechtfauna von vier Naturwaldreservaten in Bayern und fand eine insgesamt artenreiche Fauna. Ein Vergleich dieser mit der in Wirtschaftswäldern unterblieb. Bei der Untersuchung handelte es sich um die erste grundlegende Erfassung der Fauna in einem Naturwaldreservat, die den Auftakt bildete für die später vergleichenden Untersuchungen von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern (vgl. auch ALBRECHT 1990, 1992; Bogenschütz 1994).

Nach DETSCH (1999) ist festzuhalten, daß ein Naturnähegradient (Baumartenzusammensetzung, Strukturdiversität, Totholzangebot) für die Weberknechte in Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern ganz offensichtlich keine Rolle spielt. Zwar bieten die von ihm beprobten Flächen mit ihrem mehr oder weniger geschlossenen Waldcharakter, ihrer Ausstattung an Bodenlücken und an Hohlräumen in der Streu sowie ihrem Angebot an Mesohabitatstrukturen wie Feinreisig und Kronenmaterial ein reichhaltiges Lebensraum-Mosaik, wobei schattig/ feuchte Verhältnisse wie in der Fichtenfläche sehr günstig zu sein scheinen und hohe Individuenzahlen hervorbringen. Doch solche Ansprüche befriedigen Bann- und naturnah bewirtschaftete Wälder in gleichem Maße. Während sich Naturwaldreservat und Wirtschaftswälder in ihrem strukturellem Aufbau noch sehr ähneln, treten in der Ausstattung an Kleinstrukturen z.T. große Unterschiede auf.

Für zwei Naturwaldreservate in Hessen erfolgte eine zoologische Bestandsaufnahme für mehr als 20 Tierordnungen (DOROW & FLECHTNER 1998, 1999). Die Fauna beider Gebiete wird

charakterisiert und hinsichtlich ihrer Bedeutung für Biodiversität und Naturschutz sowie ihrer ökologischen Ansprüche verglichen. Da in Hessen ein Naturwaldreservat aus einem Totalreservat und einer in üblicher Weise bewirtschafteten Vergleichsfläche besteht, können auch Aussagen zu bewirtschafteten und unbewirtschafteten Flächen gemacht werden. In einem strukturreichen Naturwaldreservat wurden 186, in einem strukturärmeren 201 Spinnenarten nachgewiesen. Neben dem Strukturreichtum wirken demnach weitere Faktoren auf die Biodiversität eines Gebietes und Beschränkung auf wenige Tiergruppen kann zu einseitigen Schlußfolgerungen bei der Gebietsbewertung führen.

SCHULZ & SCHMIDT (1998) verglichen die Spinnenfauna in bayrischen Naturwäldern und Wirtschaftswäldern anhand der Linyphiiden-Lebensgemeinschaften und kamen zum Ergebnis, daß alle vier Waldgebiete ähnlich hohe Artenzahlen aufweisen. Auch bei Betrachtung der Rote-Liste-Arten ergeben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Natur- und Wirtschaftswäldern. Daß die Baldachin- und Zwergspinnen bezüglich ihrer Artenzahlen zwischen den untersuchten Waldgebieten unterschiedlicher Naturnähe kaum differenzieren, ist über ihre Lebensweise am Baumstamm und Waldboden erklärbar. Im Lebensraum Baumstamm spielen die Rindenstrukturen eine maßgebliche Rolle. Baumarten mit stark skulptierter Rinde wie Eiche, Fichte und Lärche treten in allen vier Untersuchungsgebieten zu mindestens 30 % auf und würden auch keine signifikanten Unterschiede zwischen den stammbesiedelnden Spinnenzönosen erwarten lassen. Die Lebensgemeinschaften der boden- und baumstammbewohnenden Linyphiiden spiegeln die ursprüngliche Naturnäheeinteilung der vier Waldflächen nicht wider. Der Grund dafür ist, daß das Mikroklima durch heterogene Streuauflagen und Streu-Zwischenräume, Stellen unterschiedlicher Bodenfeuchte und Windexposition stark variiert. In Kombination mit den kleinräumigen Strukturen, hohem Nahrungsangebot und vergleichbarem Prädatorendruck können die Bodenspinnen diese Habitatbedingungen und die der Baumrinden offensichtlich nutzen, unabhängig davon, ob der Wald der Holzproduktion dient oder nicht.

SCHULZ (1996) findet bezüglich der Linyphiidae kaum Unterschiede hinsichtlich der Artenzahl und Diversität zwischen Wirtschafts- und Bannwald, so registriert er zwischen 40 bis 43 Arten pro Waldgebiet. Zugleich stellt er die Eigenschaften der Bodenoberfläche in Bezug mit dem Auftreten von Bodenspinnen. Es zeigt sich, daß die Menge bzw. Dichte an Habitatfeinstrukturen in jedem der vier Waldgebiete zwar deutlich schwankt, insgesamt jedoch die Wirtschaftswälder die gleiche Vielzahl an Kleinstlebensräumen aufweisen wie die Naturwälder. SCHULZ (1998) betont ferner die große Bedeutung der Baumstämme für die Diversität der Spinnen in Wäldern, denn 31 der insgesamt 64 Linyphiidenarten wurden an Baumstämmen erfaßt, acht Spinnenarten wurden ausschließlich an der Rinde von Eichen und Fichten festgestellt, unter ihnen befanden sich Arten mit dem größten Seltenheitswert.

Beim Vergleich von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern in Bayern wird generell deutlich, daß sich die bewirtschafteten Wälder hinsichtlich fast aller untersuchten Gruppen als arten- und individuenreiche Lebensräume erwiesen. Die untersuchen Straten unterscheiden sich deutlich in ihrer Faunenzusammensetzung. Besonders bei Spinnen und Käfern wurde eine große Vielfalt der Kronenfauna registriert. Aber gerade diesbezüglich existieren noch große Kenntnislücken. Bei den Spinnen sind die Dickungsstadien artenreicher als die Optimalphasebestände. Hier ist offenbar der Strukturreichtum in Bodennähe wichtig.

ALDERWEIRELDT et al. (1993) fanden 121 Spinnenarten in einem Naturwaldreservat, verglichen diese Ergebnisse aber nicht mit einem bewirtschafteten Wald gleicher Baumartenzusammensetzung bzw. gleicher Standortsverhältnisse.

Wälder auf Standorten, die nach Hinweisen auf historischen Karten, Bestandesbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren 100 Jahren kontinuierlich existieren, sind historisch alte Wälder (WULF & KELM 1994). Im Rahmen des Schwerpunktthema „Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald und Feldflur“ (vgl. BLUME 1990; BUSCHINGER 1990; KÖHLER 1990; NICOLAI 1990; PFARR 1990; RENNER 1990; RICHTER 1990) wurden zahlreiche Arthropodengruppen in historisch alten Wäldern analysiert. Unter den Spinnen gibt es 11 Arten obligater Rindenbesiedler an europäischen Bäumen (NIOCOLAI 1990). Für das norddeutsche Tiefland ist eine entsprechende Bewertung der Spinnenfauna alter Wälder in Vorbereitung (FINCH, pers. Mitt.).

Da anzunehmen ist, daß viele Naturwaldreservate zugleich historisch alte Wälder sind, sollten bereits bearbeitete Forschungsaspekte innerhalb solcher Naturwaldreservate genutzt werden, um daraus weitere Fragestellungen abzuleiten, die speziell für historisch alte Wälder von Belang sind. Einige Anforderungen an Naturwaldreservate sind für die Erforschung historisch alter Wälder dagegen von untergeordneter Rolle (WULF & KELM 1994).

KOPONEN (1995) fand in drei alten Wäldern insgesamt 72 Spinnenarten, die er zur typischen Fauna der alten finnischen Nadelwälder zählt. Die Arten mit höchster Abundanz und zugleich die häufigsten Arten waren *Lepthyphantes antroniemis*, *Lepthyphantes alacris*, *Agyneta ramosa*, *Agyneta subtilis*, *Centromerus arcanus*. *Robertus lividus* gehörte als einzige Nicht-Linyphiide zu den 15 Arten mit größter Abundanz. Als südliche Arten wurden *Walckenaeria atrotibialis* und *Asthenargus paganus* gefunden, die auch aus unseren Wäldern bekannt sind und auch in den untersuchten Bannwäldern registriert werden.

Untersuchungen über die Wirkung forstlicher Maßnahmen auf einzelne Taxa der Arthropoden haben erst in letzter Zeit an Bedeutung gewonnen (vgl. GREENBERG & MCGRANE 1996, ATLEGRIM & SJOBERG 1995). Wegen ihrer Schlüsselrolle im Nahrungsnetz im Ökosystem Wald wurden die terrestrischen Arthropoden zu einer wichtigen Indikatorgruppe in ihrer Reaktion auf forstliche

Maßnahmen. Zahlreiche Studien wurden durchgeführt, um die Effekte forstlicher Praxis auf einzelne, spezifische Arthropoden-Taxa (BROWN & HYMAN 1986; PEARSON & DERR 1986; MCIVER et al. 1992; BUTTERFIELD et al. 1995; GRENBERG & THOMAS 1995) oder auf einzelne Biozönosen zu erforschen (SOUTHWODD et al. 1979; SCHOWALTER 1995; THEENHAUS & SCHAEFER 1995). ATLEGRIM & SJOBERG (1995, 1996) untersuchten auch Spinnen in ihrer Reaktion auf forstliche Maßnahmen, liefern jedoch keine eindeutigen Aussagen (vgl. COYLE 1981).

Nach PLATNER et al. (1996), die die Veränderung der Zönose durch anthropogene Einflüsse, so z. B. durch die Nutzungsform untersuchten, traten im Altbestand deutlich mehr Spinnen (vor allem Linyphiiden) als im Jungbestand auf. Generell nahm die Dichte von den Buchen- über die Misch- zu den Fichtenflächen ab. Weberknechte (juvenile Phalangiidae) traten unregelmäßig in niederen Abundanzen unter tendenzieller Bevorzugung des Altbestandes und der Mischflächen auf. Pseudoskorpione konnten nur in wenigen Exemplaren unter Buche gefunden werden. Die höhere Dichte der Spinnen im Altbestand ist offenbar durch die größere strukturelle Vielfalt im Vergleich zum Jungbestand bedingt (Kraut- und Strauchschicht). Für Zoophage ist das Nahrungsangebot an Springschwänzen und Hornmilben in den beiden Beständen ähnlich.

PLATNER (1997) untersuchte weiter einen Zusammenhang von Baumbestand und Spinnenfauna. Danach ist die Fichte, locker in Buchenwälder eingestreut, eine Bereicherung des Waldökosystems, denn viele Arten v. a. der Baumschicht sind an Fichten gebunden. Auf den Mischflächen konnte eine höhere Diversität der Spinnenfauna, im Jungbestand auch der Käferfauna, nachgewiesen werden als auf den Reinflächen. Insgesamt gesehen hatte aber das Bestandesalter und damit auch die Bestandesstrukturierung einen größeren Effekt als die Baumart. Am vielfältigsten und biologisch am wertvollsten waren allerdings beide Bestände zusammen genommen, d.h., auf einer entsprechend großen Fläche wäre ein mosaikartig aufgelockerter, schonend genutzter Mischwald mit hohem Laubanteil und Reinbestandsinseln, Mischflächen, Lichtungen und Dickungen im Wechsel in vielfältigem Altersaufbau vom Keimling bis zum verrottenden Baumriesen, der weitaus beste Zustand.

Ein vielfältiges Ressourcenangebot ist die Grundlage für eine vielfältige Bodenfauna; die Qualität der organischen Substanz und des damit verbundenen Habitats war der einflußreichste Faktor für die Verteilung der untersuchten Tiergruppen. Die Mischflächen hatten die größten Spinnendichten, die einzelnen Arten aber haben sehr unterschiedliche Abundanzen auf den verschiedenen Waldflächen: *Diplocephalus latifrons* hatte ihre höchsten Dichten auf den Fichtenflächen, *Tapinocyba pallens* hingegen auf den Buchenflächen, *Micrargus herbigradus* auf den Mischflächen. Zusammengefaßt bedeuten die Ergebnisse von PLATNER et al. (1996), PLATNER (1997) und PLATNER et al. (1997), daß die zoophagen Spinnen (in Rein- und Mischbeständen von Fichte und Buche auf Buntsandstein) im Altbestand meistens unter Buche höhere Dichten hatten als

im Jungbestand auf den vergleichbaren Flächen. Auf den Mischflächen hatten die Spinnen aus dem Hypergäion ihr Maximum, und als verteilungsprägende Umweltfaktoren wird u.a. für die Zoophagen in erster Linie die Strukturvielfalt der Habitate deutlich. Daraus wird gefolgert, daß eine vielfältige Bestandesstruktur für die Makrofauna wesentlich bedeutender ist als nur die Mischung der Baumarten allein oder deren jeweilige Altersstufe.

ENGEL (1999) bewertete Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna und berücksichtigte dabei auch die Spinnen und Weberknechte. Die Artenzahlen epigäischer Raubarthropoden waren in den Fichtenaltbeständen zweier Gebiete am geringsten, in den naturnahen Beständen am höchsten und es ließ sich eine Entwicklungstendenz von artenarmen Fichtenforst über die Umbaugruppen zum artenreichen Laubholzbestand feststellen.

ALBERT (1982) fand im Hochsolling 32 Spinnenarten in Buche und Fichte gleichzeitig, fünf weitere Arten vornehmlich in Fichte. Insgesamt fanden sich 72 Spinnenarten im Jungbuchenbestand, 93 Arten im Altbuchenbestand, 63 im Fichtenjungbestand und 78 im Fichtenaltbestand. Damit ist zunächst eine Korrelation von Bestandesalter und Artenzahl bestätigt. Zugleich erwiesen sich die Buchenstandorte als deutlich artenreicher. ALBERT (1982) verneint die Zuordnung von Spinnenarten zu typischen Laub- bzw. Nadelwaldarten. Gleiche Spinnenarten werden innerhalb eines eng umgrenzten Gebietes in sehr unterschiedlichen Biotopen gefunden, so findet SCHAEFER (1976) *Centromerus silvaticus* im Buchenwald und im Hochmoor, *Aygneta conigera* in Trockenlandschaften und Hochmoor, *Macrargus rufus* in Uferformationen der Ostsee und im Buchenwald und LOCH (1999 a) beschreibt *Pachygnatha clercki*, die in der vorliegenden Arbeit für den Wald dokumentiert wurde, auch aus Salzwiesen der Ostsee.

Zusammengefaßt bedeuten die Ergebnisse aus Naturwaldreservaten, aus historisch alten Wäldern und aus bewirtschafteten Wäldern zweierlei: Einerseits konnten auf der Ebene der Spinnen und Weberknechte bislang keine Unterschiede zwischen Naturwaldreservaten und ähnlich strukturierten bewirtschafteten Wäldern gefunden werden. Andererseits gibt es eindeutige Belege für den deutlichen und positiven Einfluß der Bestandsmischung zum einen und der Strukturvielfalt des Habitats zum anderen auf die Bodenspinnen. Einigkeit besteht über den abnehmenden Gradienten des Artenreichtums von Buchen-, über Misch- zu Fichtenbeständen.

Einfluß des Unterwuchses (Kraut-, Strauchschicht)

Für die Habitatwahl von epigäischen Spinnen gelten vor allem Feuchtigkeit, Temperatur und Lichtverhältnisse als wichtige abiotische Faktoren (TRETZEL 1952, ENGELHARDT 1964, THIELE 1964, TIETZE 1973, POSPICHIL 1989, WISE 1993, HONEK 1997). Spielt die Feuchtigkeit insbesondere für die Transpiration und Osmoregulation eine große Rolle, so ist die Temperatur hingegen für Wachstums- und Entwicklungsprozesse sowie für den Aktivitätszustand

von herausragender Bedeutung. Ein Einfluß der Vegetation auf die Aktivitätsdichten der untersuchten Arthropoden ist ebenfalls in Erwägung zu ziehen.
Die in der vorliegenden Untersuchung erfaßten Arten sind zwar in erster Linie zoophage Prädatoren und deshalb bei der Nahrungssuche nicht direkt an Pflanzen gebunden, dennoch kann die Vegetation insbesondere durch ihre Struktur und Wuchsform die abiotischen Bedingungen an der Bodenoberfläche und dadurch auch die räumliche Verteilung der epigäischen Spinnen beeinflußt haben. Über die Kraut- und Strauchschicht wurden dem Bearbeiter nahezu keine Angaben gemacht, daher kann keine Auswertung in dieser Hinsicht erfolgen.

5.3.4. Einfluß der Jahreszeit

Spinnentiere lassen sich mittels Bodenfallen ganzjährig in hoher (Aktivitäts-) Dichte fangen. Eine ganze Reihe von Arten unter den Spinnen und auch Weberknechten sind stenochron winterreif und werden erst in den Wintermonaten in großer Zahl gefangen. Daher ist es umso bedauerlicher, dass die Bodenfallen im Projekt nicht über den Winter betrieben worden sind. In der Abbildung 50 und Abbildung 51 sind die Phänologien der Spinnen der beiden Fangjahre 2002 und 2002 differenziert dargestellt. Die beiden Diagramme unterscheiden sich sehr deutlich. Aktivitätsmaxima in 2001 sind demnach Ende Mai und gegen Mitte Oktober. Das Maximum im Oktober erklärt sich vor allem durch das Vorkommen der Weberknechte Oligolophus tridens und Lophopilio palpinalis, die im Herbst hohe Abundanzen erreichen. Im Jahr 2002 dagegen sind die maxima Anfang August und Ende Oktober, also deutlich im Jahresverlauf nach hinten verschoben. Im Jahr 2002 scheint der Aufwärtstrend im Oktober noch nicht gestoppt; gerade hier wären weitere Fänge über den Winter hinaus von großer Bedeutung gewesen. Deutlich wird vor allen Dinge auch die Notwendigkeit mehrjähriger Fänge: Die Witterung ist von entscheidener Bedeutung für die Reife der Arthropoden.

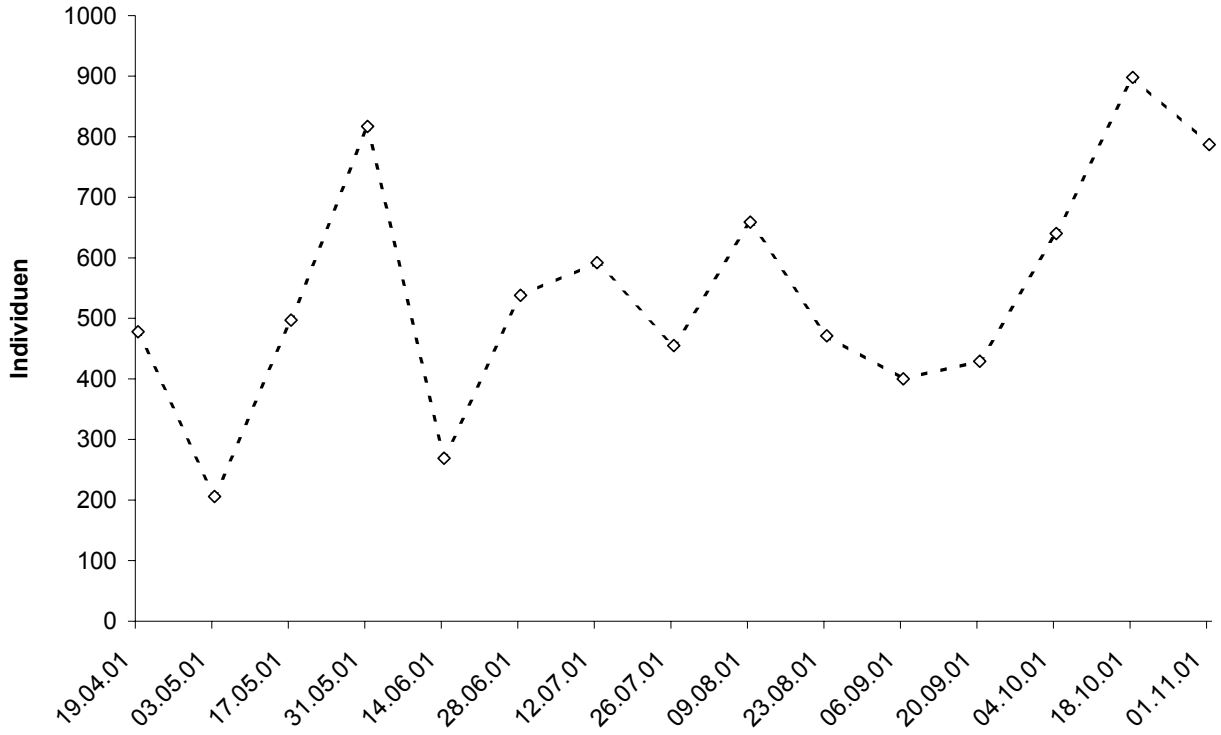


Abb. 50: Phänologie der Spinnentiere im Jahr 2001

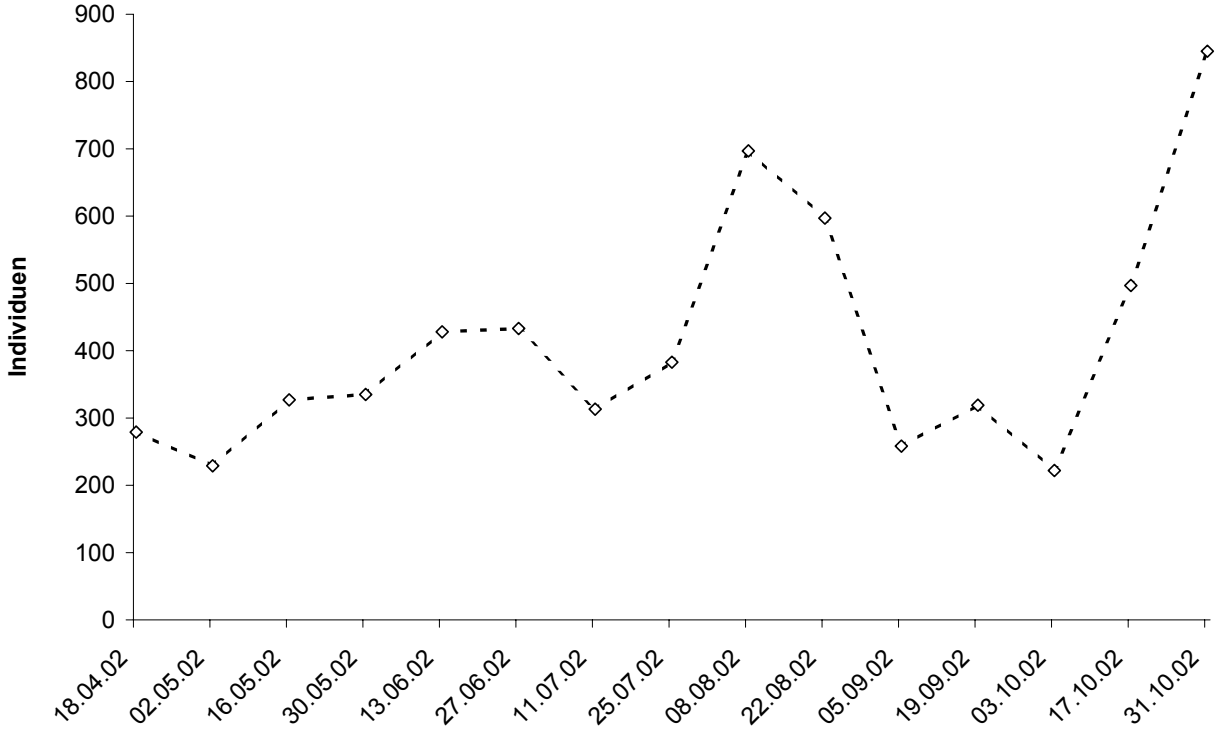


Abb. 51: Phänologie der Spinnentiere im Jahr 2002

5.4. Interpretationen der Ergebnisse im Hinblick auf das Gesamtprojekt

In der Diskussion wird auch die Frage der Vollständigkeit der Erfassung epigäischer Spinnen im Untersuchungsgebiet behandelt, daneben die der Bioindikatoreignung der Spinnen und die funktionale Bedeutung bestimmter Biotope als Refugialhabitat bzw. Vernetzungsstruktur vor allem für stenotope Arten.

Die Spinnengemeinschaften in verschiedenen Schichten des Waldes unterscheiden sich generell drastisch. Eine Untersuchung der bodenlebenden, stammbewohnenden und kronenbewohnenden Spinnen in Wäldern des Hienheimer Forstes zeigte, dass jedes Stratum eine eigene Zusammensetzung der Spinnen aufweist (SCHUBERT 1998). Besonders interessant im Hinblick auf die Funktion der Spinnen in Wäldern (VITÉ 1953) sind die gänzlich verschiedenen Strategien des Beuteerwerbs zwischen Boden und Baumkrone . Am Boden kommen überwiegend netzbauende Arten vor; dies sind meist kleinere Formen aus der Familie der Baldachinspinnen (Linyphiidae). Im Kronenraum ist die überwiegende Strategie der freijagende Beuteerwerb; dies sind im Schnitt größere Arten aus den Familien Laufspinnen (Philodromidae) und Krabbenspinnen (Thomisidae), aber auch Sackspinnen (Clubionidae) spielen eine nicht unerhebliche Rolle. Im Stammbereich sind beide funktionale Gruppen fast ausgeglichen vertreten.

Bei den Spinnen zeigt sich, daß im Wesentlichen abiotische Faktoren wie Licht und Temperatur die Zusammensetzung der Zönosen bestimmen. Diese werden auch von der Feinstruktur des Habitats beeinflußt. Dies konnte durch eine Korrelationen der Körpergrößen mit der fraktalen Geometrie der einzelnen Baumarten belegt werden. Präferenzen einzelner Spezies für bestimmte Baumarten sind wahrscheinlich ebenfalls hauptsächlich strukturbedingt. Eine Abhängigkeit von der Naturnähe der Bestände ist bei den Spinnen nicht zu beobachten.

<u>Beitrag der Spinnentiere zur Biodiversität in Wäldern</u>

Die Artenzahl von Arthropoden in relativ artenarmen Buchen- und Fichtenwäldern des Sollings werden auf mindestens 1000 Arten geschätzt (FUNKE 1977). Andere Schätzungen der Tierarten von mitteleuropäischen Waldlebensgemeinschaften reichen bis zu 7000 Arten (FREI-SULZER 1941). Die im Rahmen einer Untersuchung von Bann- und Wirtschaftswälder gefundenen epigäischen Spinnenarten machen demnach zwischen 3 bis 22 % der Arthropodenarten aus (LOCH 2001). MOULDER & REICHLE (1972) schätzen, daß der Anteil der Spinnen an der Gesamträubermenge am Boden zwischen 4 und 10 % beträgt. Ihre Siedlungsdichte kann 850 Individuen /m^2 und 550 mg Biomasse (150 mg Trockenmasse) betragen (MOULDER & REICHLE 1972).

Räuberische Arthropoden spielen in Waldökosystemen unter anderem als Regulatoren der Populationsdichte von Beutetieren, bei Interaktionen zwischen trophischen Ebenen, im Energiefluß

und Stoffkreislauf eine Rolle. Es ist jedoch noch weitgehend unbekannt, welchen Einfluß Räuber als Feinde von saprophagen und mikrophytophagen Tieren in der Streuschicht auf Zersetzungsvorgänge haben.

Den Spinnentieren kommt in einem Moderbuchenwald hinsichtlich ihrer Biomasse eine bedeutende Rolle zu, allerdings nach dem jährlichen Energieverbrauch rangieren sie mit großem Abstand nach den Enchyträen, Milben, Collembolen und Nematoden. Der Anteil der Spinnen an der Gesamträubermenge am Boden zeigt eine steigende Tendenz vom Buchenwald zum Fichtenwald (Loch 2001) Da mit diesem Anstieg ein Abfall der Nährstoffversorgung der Wälder parallel einhergeht, kann hier ein Zusammenhang vermutet werden (BECK 1993).

Spinnen, nach Biomassen angeordnet, leben zu 50 bis 60 % in der Laubstreu, zu 30 % an der Bodenoberfläche bzw. Bodenvegetation, maximal 23 % wurden im Ah–Horizont (eines Buchenwaldes) gefunden. Ageleniden und Amaurobiiden stellen im Buchenwald fast 90 % der Spinnenbiomasse (DUMPERT 1989, vgl. auch DUMPERT & PLATEN 1985). Die Spinnenarten *Histopona torpida*, *Coelotes terrestris*, *Coelotes inermis* und *Amaurobius fenestralis* konsumieren im Stadtwald von Ettlingen jährlich etwa 1,7 g an Beutetieren pro m^2.

Spinnen wie *Coelotes terrestris* und C. *inermis* als auch *Amaurobius fenestralis* ernähren sich von Carabiden, Curculionidae, Elateridae, und weiteren Käfer, Dermaptera, Heteroptera, Hymenoptera, Diptera, Diplopoda, Chilopoda, Acarina, Araneidae (DUMPERT 1989). NICOLAI et al. (1992) verweisen darauf, daß Spinnen auch Scolytiden verzehren, damit leisten sie einen Beitrag zum biologischen Kontrollen potentieller Schadinsekten. Die Spinnen als eine Gruppe der Streu-bewohnenden Arthropoden, verzehren über 43 % der Arthropoden-Biomasse in einem gemäßigten Wald (MOULDER & REICHLE 1972). Damit eignen sie sich bedingt, um bei Massenbefall durch Lepidopteren einen Beitrag zur Reduktion des Schadens beizutragen (MASON et al. 1997). Insgesamt kommt den Spinnen allerdings kaum eine Schlüsselrolle in der Insektenbekämpfung zu, weil sie als Generalisten ein sehr breites Beutespektrum haben und keine Sozialstaaten mit entsprechend hohen Populationen bilden können. Trotzdem billigt man ihnen einen gewissen Puffereffekt zu, wenn es zum Beispiel darum geht, ein frühes exponentielles Wachstum einer Insektenpopulationen zu unterdrücken (CLARK & GRANT 1968). Das gilt in besonderem Maße für die Insektenprädatoren des Waldbodens, wo Spinnen hohe Dichten erreichen (vgl. NYFFELER 1982: 50 bis 200 Ind. /m^2).

Spinnen sind aber auch selbst Beute für Artgenossen und andere Tiere des Waldes. ATLEGRIM & SJOBERG (1995) haben berechnet, daß im Schwedischen Nadelwald die Hälfte der Brutvogelarten sich zu großen Teil von Herbivorenlarven und Spinnen ernähren, und BRUENING (1991) hat festgestellt, daß Spinnen allein 4,6 % der Beute der Ameise *Formica polyctena* ausmachen.

Anders als bei holometabolen Insekten zum Beispiel ist die räuberische Aktivität der Spinnen nicht nur auf die Vegetationsperiode beschränkt.

Bodenbiologisch betrachtet spielen die Spinnentiere Weberknechte und Webspinnen als wesentlicher Teil des Zoophagen-Komplexes eine beachtliche Rolle. KAJAK (1995) quantifizierte den Einfluß der Zoophagen auf die Dekompositionsprozesse im Boden. Er ermittelte einen großen und bedeutenden Einfluß der Spinnen auf die auf- und abbauende Nahrungskette. Hohe Spinnenabundanzen führen ganz deutlich durch Verminderung der Destruenten zur einer Verzögerung der Dekomposition.

Aber Spinnen und Weberknechte nehmen keine exklusive Rolle im Ökosystem Wald ein. Aufgrund des jetzigen Wissenstandes dürfte es zulässig sein, die Carabiden, Staphyliniden, Araneaen und Opilioniden im Lebensraum Laubwald als ökologische Homologe zu sehen (DEBACH-SUNDBY 1963), denn sie stimmen im wesentlichen Komponenten ihrer Planstellen überein (SCHWERDTFEGER 1975). Das ist das Wirkungsfeld, ihr Nahrungserwerb, ein sehr ähnliches Beutespektrum, die Art der Beuteergreifung, Synchronisation von Hauptnahrungserwerb und Fortpflanzungszeit, die Ansprüche an abiotische Faktoren (Feuchtigkeit, Temperatur). Diese drei Räubergruppen nehmen also im gleichen System die gleiche Funktion wahr, und zwar zu verschiedenen Tageszeiten. Die Spinnen zeigen ein uneinheitliches Bild der Verteilung der Tagesaktivität. Die Arten *Robertus lividus* und *Microneta viaria* beispielsweise sind fast gleichmäßig über 24 Stunden aktiv. Bei den individuenreichsten Familien (Erigoniden, Linyphiiden) überwiegt die Tagaktivität (LÖSER 1980), während die Ageleniden nur nachtaktiv sind. KOPONEN (1972) gibt allerdings für Linyphiiden eine höhere Nachtaktivität auf Waldstandorten an.

Durch die tageszeitliche Trennung könnte bei diesen räuberischen Arthropodengruppen der Bodenstreu im Buchen-Eichen-Wald eine Territorialkonkurrenz weitgehend ausgeschaltet sein. Durch die alternierende tageszeitliche Aktivität ökologischer Homologa wird es möglich, daß die gleiche Funktion im gleichen System zu verschiedenen Tageszeiten wahrgenommen werden kann und für das System (Bodenstreu des Buchen-Eichen-Waldes) bedeutet es eine Erhöhung der Diversität. Diese Diversität gilt als allgemeines Texturmerkmal biologischer Systeme. Die quantitative Erfassung und Darstellung der Diversität ist die Grundlage für Bewertungen und Vergleiche verschiedener Ökosysteme. Über Diversitätsindizes werden die Artenzahl und Abundanz, mit der jede Art vertreten ist, miteinander verbunden. Die Diversität von Ökosystemen ist sowohl räumlichen als auch zeitlichen Schwankungen unterworfen. Biodiversität ist die Variabilität lebender Organismen, einschließlich der terrestrischen, marinen und anderen aquatischen Ökosystemen, denen sie zugeordnet sind. Biodiversität beinhaltet auch die Diversität innerhalb von Arten, zwischen Arten sowie von Ökosystemen. Biologische Diversität umfaßt nicht nur die Arten, sondern auch ökologische Strukturen, Funktionen und Prozesse (MAINI 1994).

Auch innerhalb der Forstwissenschaften erfährt die Biodiversität immer höhere Aufmerksamkeit. So bezieht die Montreal-Erklärung der IUFRO den Begriff der forstlichen Nachhaltigkeit ausdrücklich auch auf die Biodiversität der Wälder und berücksichtigt auch die Wälder der gemäßigten Breiten (SCHNEIDER 1995; PARVIAINEN et al. 1995).

Wenig bearbeitet wurde bislang die Frage, wie in unseren heimischen Wäldern Biodiversität bewahrt bzw. gefördert werden kann (vgl. SCHULZ 1998). Die Wirbellosen machen immerhin 97 % der heimischen Tiere aus (BFN 1995), gleichwohl ist ihre Bedeutung für die Stoffkreisläufe noch lange nicht ausreichend erforscht.

Welche möglichen Einflußgrößen in Wäldern bedingen die Diversität der unterschiedlichen Tiergruppen, speziell der hier im Mittelpunkt stehenden Spinnentiere? Die regionale Diversität (Artenpool in Mitteleuropa) hat Einfluß auf die lokale Diversität (Artenzahlen im Wald). Dies unterstützt die Modellvorstellung, daß der Wald wie ein Sieb Arten aus Vorrat in Mitteleuropa auskämmt. Die Analyse der Diversität der Spinnen zeigt außerdem eine familienspezifische Bevorzugung oder Meidung des Waldes (Linyphiiden sind in großer Artenzahl vorhanden, Lycosiden sind eher auf Lichtungen, am Waldrand oder streuen von außen ein).

Die Debatte um die Biodiversität und die Funktion der Wälder ist neu entfacht. Tragen Waldschutzgebiete zur Erhaltung oder gar Förderung der Biodiversität bei? JIANG & XUE (1996) bestätigen dies und betonen, daß Biodiversität durch Naturwaldreservate bewahrt werden kann. Viele der in Dänemark seltenen Arten sind an Habitate gebunden, die in natürlichen Waldökosystemen liegen bzw. die in Naturwaldreservaten häufiger sind als in bewirtschafteten Wäldern.

Beim Vergleich der Struktur von bewirtschafteten und natürlichem Wald wurden Schlüsselelemente bestimmt, die Biodiversität fördern. Es sind Holzhaufen, die „Waldheterogenität“, Feuchtigkeit und der Sukzessionszustand und -fortgang. Um diese Elemente ins moderne Fortmanagement einzubringen, muß man Gewohnheiten und Praxis des forstlichen Managements ändern. Das beginnt mit ausbilderischen Maßnahmen als erster Schritt einer Umerziehung (CHRISTENSEN & EMBORG 1996).

Empfehlungen

Spinnen sind aus der Nutzung genommenen und in naturnah bewirtschafteten Wäldern zahl- und artenreich vertreten. Spinnenschutz ist eher ein Schutz von Biotopen und Biochorien und bewahrt Vielfältigkeit. Die Untersuchungen haben gezeigt, daß nur wenige Spinnenarten an spezielle Ökosysteme gebunden sind. Der Leitgedanke für Schutzmaßnahmen der Spinnenfauna ist der Erhalt der Mannigfaltigkeit von Landschaften und Landschaftsstellen. Für den Wald ist es daher am

günstigsten, wenn viele Straten vorhanden sind; auch kleine Lichtungen mit ihren Randbereichen zum Wald ermöglichen eine höhere Arten- und Individuendichte der Spinnen. Für die forstliche Nutzung wären daher Plenterbewirtschaftung oder Kahlschlag auf kleinen Flächen zu empfehlen.
Die kleinflächige Wirtschaftsweise beinhaltet ein breites Spektrum an standortsgemäßen Baumarten in möglichst hoher Mischung. Sie führt zu einer Vielzahl verschiedener Strukturen auf der Makro-, Meso- und Mikrostrukturebene, vermittelt ein weites Spektrum unterschiedlicher Feuchtigkeits- und Belichtungssituationen und Sukzessionsphasen. Waldbaukonzepte mit Mut zum strukturellen Chaos sind ein Garant für den Waldnaturschutz im Wirtschaftswald.
Wenn auch Naturnähe schwerlich meßbar bleibt, so tragen die Wirbellosen unter anderen die Biodiversität der heimischen Wälder. Spinnentiere sind zum großen Teil abhängig von bestandesübergreifenden Parametern. Strukturreichtum verbessert insgesamt die Gesamtbiodiversität. Doch welche Strukturen sind im Wirtschaftswald nachahmbar? Auf dem makrostrukturellen Niveau - Bestandesmosaik, Alter, Bestockung, Stufigkeit, Gesamtstruktur ganzer Waldbestände- wurden mit der naturnahen Waldwirtschaft wesentliche verbessernde Änderungen eingebracht. Auf der Ebene der Meso- und Mikrostrukturen ist Förderung von Sonderstrukturen, wie den Biochorien Stubben, liegendem Totholz, Wurzelteller und dadurch sekundär entstehender Merotope (Laubanwehungen hinter Totholz, Reisig, Kronenmaterial, Rinde) zu bekräftigen.
Die wirklichen Habitatanforderungen (Mikrostruktur) lassen sich nur in Einzelfällen konkret beschreiben. Das ist auch nicht notwendig, solange grundsätzliche Anforderungen von Taxozönosen oder ökologischen Gilden an die Umwelt erkannt sind und berücksichtigt werden.
PAJUNEN et al. (1995) verglichen die Spinnenfauna von alten Wäldern und bewirtschafteten Wäldern in der Umgebung. Sie empfehlen, daß eine Puffer-Zone mit reifem Wald und geschlossenem Bestandsaufbau das Naturwaldreservat umgeben solle, um den edge-effect (die Verinselung) zu minimieren.

6. Schluß/Quintessenz

Die Bestandestypen Kiefer, Kiefer-Buche und Buche haben eine sehr eigenständige Spinnenfauna. Dies wird besonders deutlich beim Vergleich der Abundanzen der Habitatpräferenten. Die Bestandestypen lassen sich bereits durch Berücksichtigung der 20 (im Gesamtgebiet) häufigsten Arten deutlich voneinander trennen. 48 Arten bilden die Grundgesamtheit aller drei Bestandestypen, 6 Arten sind exklusiv nur in Buchen-, 15 in Kiefer- und 23 in Kiefer-Buchenmischbeständen zu finden. Der Umbau von Kieferreinbeständen in Rotbuchen-

Kiefermischbestände führt zu einer vielfältigeren Spinnenfauna mit Rück-gang einiger exklusiver (xerothermer) Spinnenarten. Reine Rotbuchenwälder sind zwar auf den ersten Blick artenärmer. Doch höhere Diversitäts- bzw. Evennesswerte der dortigen Spinnengemeinschaften gegenüber denen der Misch- bzw. Kieferbestände verdeutlichen ausgewogenere Artengemeinschaften und stabilere Umweltbedingungen.

Die Struktur der epigäischen Raubarthropodenzönose (Araneae, Opilionidae, Carabidae, u. a.) erlaubt durch die für zahlreiche Arten nachgewiesenen engen Korrelationen zur Ausprägung (a)biotischer Standortfaktoren Rückschlüsse auf die Lebensraumfunktion von Wäldern. Waldbauliche Massnahmen zur Umwandlung bzw. Überführung von naturfernen Kieferreinbeständen in Mischwälder beeinflussen über die Veränderung der Habitatstruktur die Artendiversität positiv. Der Umbau von reinen Kieferbeständen in naturnah bewirtschaftete Mischwälder aus Rotbuche und Kiefer ist zu begrüßen. Doch Buchenreinbestände, deren Spinnendiversität zunächst nicht herausragend ist, sind dennoch besonders schützenswert. Reine Rotbuchenwälder müssen aufgrund ihrer spezifischen und vor allem stabileren Artengemeinschaften in gleichem Maße gefördert und langfristig erhalten werden. Da Deutschland natürlicherweise auf zwei Dritteln der Landesfläche mit Buchenwaldgesellschaften bedeckt wäre (BOHN & WEBER 2000), besteht eine besondere Verantwortung für Erhalt und Förderung dieser Lebensgemeinschaft (vgl. auch WINTER et al. 2002). Dieser Tatsache trägt die europaweite Naturschutzkonzeption Natura-2000 Rechnung, indem sie derzeit große Flächen in Deutschland als FFH-Buchenwald-Lebensraumtypen ausgewiesen hat. Vor dem Hintergrund der ökologischen Zielsetzung jedes gemeldeten Buchenwaldes stellt sich die Frage, welche menschliche Nutzung noch zulässig, welche förderlich und welche zu unterlassen ist. Es fehlen Untersuchungen in bewirtschafteten Buchenwäldern, aus denen sich Erkenntnisse für die Behandlung der FFH - Buchenwaldlebensraumtypen ableiten lassen und die Hinweise geben, welchen Beitrag der integrative Ansatz der Waldbewirtschaftung erbringen kann bzw. welche Leistungen seitens der Waldbesitzer noch zusätzlich erbracht werden müssen.

7. Zusammenfassung

Insgesamt wurden 14269 Spinnen und Weberknechte in zwei Untersuchungsjahren mittels Bodenfallen gefangen, im Jahr 2001 waren dies 5393 adulte und 2734 juvenile Individuen, in 2002 wurden 3914 adulte und 2228 Jungtiere erfaßt. Damit liegt der Anteil an Jungtieren bei durchschnittlich 34 % der Gesamtindividuenmenge.

In den beiden Untersuchungsjahren wurden 106 bzw. 92 Arten der Spinnen bzw. Weberknechte nachgewiesen, insgesamt wurden in beiden Jahren mittels Bodenfallen 120 verschiedene Arten

ermittelt. Die Artenzahlen der Standorte liegen zwischen minimal 41 Arten (FG 10, Kiefer) und maximal 66 Arten (FG 5, Kiefer). In diese Berechnung gingen die Ergebnisse beider Jahre ein, bei einer Betrachtung der einzelnen Fangjahre liegen diese Standort-bezogenen Artenzahlen mit minimal 24 und maximal 53 deutlich darunter. Eine Erhöhung des Fallenumfangs (mehrere Standorte) und ein längerer Untersuchungszeitraum führen demnach zu deutlich besser abgesicherten Ergebnissen.

Bei den Spinnen liegen für mehr als die Hälfte der gefundenen Arten vergleichsweise geringe Individuenzahlen vor. Es ergibt sich eine Kurve, die annähernd einer logarithmischen Serie entspricht. Obgleich die mit Bodenfallen erfaßten Individuenzahlen keinen direkten Rückschluss auf die tatsächlichen Individuendichten der Arten zulassen, zeigt der Verlauf der Verbindungslinie der einzelnen Datenpunkte doch eine auffallende Ähnlichkeit mit dem Kurvenverlauf eines logarithmischen Rang-Abundanz-Diagrammes. Im rechten Abschnitt des Kurvenverlaufes sind mehrere Spinnenarten vertreten, die für das Epigaion nicht typisch sind. Vor allem erreichen die Weberknechte sehr hohe Individuenzahlen: *Oligolophus tridens* hat im Gesamtgebiet die höchste Abundanz.

Die Bestandestypen Kiefer, Kiefer-Buche und Buche haben eine sehr eigenständige Spinnenfauna. Dies wird besonders deutlich beim Vergleich der Abundanzen der Habitatpräferenten. Die Bestandestypen lassen sich bereits durch Berücksichtigung der 20 (im Gesamtgebiet) häufigsten Arten deutlich voneinander trennen. 48 Arten bilden die Grundgesamtheit aller drei Bestandestypen, 6 Arten sind exklusiv nur in Buchen-, 15 in Kiefer- und 23 in Kiefer-Buchenmischbeständen zu finden. Der Umbau von Kieferreinbeständen in Rotbuchen-Kiefermischbestände führt zu einer vielfältigeren Spinnenfauna mit Rückgang einiger exklusiver (xerothermer) Spinnenarten. Reine Rotbuchenwälder sind zwar auf den ersten Blick artenärmer. Doch höhere Diversitäts- bzw. Evennesswerte der dortigen Spinnengemeinschaften gegenüber denen der Misch- bzw. Kieferbestände verdeutlichen ausgewogenere Artengemeinschaften und stabilere Umweltbedingungen.

Die Struktur der epigäischen Raubarthropodenzönose (Araneae, Opilionidae, Carabidae, u. a.) erlaubt durch die für zahlreiche Arten nachgewiesenen engen Korrelationen zur Ausprägung (a)biotischer Standortfaktoren Rückschlüsse auf die Lebensraumfunktion von Wäldern. Waldbauliche Massnahmen zur Umwandlung bzw. Überführung von naturfernen Kieferreinbeständen in Mischwälder beeinflussen über die Veränderung der Habitatstruktur die Artendiversität positiv. Der Umbau von reinen Kieferbeständen in naturnah bewirtschaftete Mischwälder aus Rotbuche und Kiefer ist zu begrüßen. Doch Buchenreinbestände, deren Spinnendiversität zunächst nicht herausragend ist, sind dennoch besonders schützenswert. Reine Rotbuchenwälder müssen aufgrund ihrer spezifischen und vor allem stabileren

Artengemeinschaften in gleichem Maße gefördert und langfristig erhalten werden. Da Deutschland natürlicherweise auf zwei Dritteln der Landesfläche mit Buchenwaldgesellschaften bedeckt wäre (BOHN & WEBER 2000), besteht eine besondere Verantwortung für Erhalt und Förderung dieser Lebensgemeinschaft (vgl. auch WINTER et al. 2002). Dieser Tatsache trägt die europaweite Naturschutzkonzeption Natura-2000 Rechnung, indem sie derzeit große Flächen in Deutschland als FFH-Buchenwald-Lebensraumtypen ausgewiesen hat. Vor dem Hintergrund der ökologischen Zielsetzung jedes gemeldeten Buchenwaldes stellt sich die Frage, welche menschliche Nutzung noch zulässig, welche förderlich und welche zu unterlassen ist. Es fehlen Untersuchungen in bewirtschafteten Buchenwäldern, aus denen sich Erkenntnisse für die Behandlung der FFH - Buchenwaldlebensraumtypen ableiten lassen und die Hinweise geben, welchen Beitrag der integrative Ansatz der Waldbewirtschaftung erbringen kann bzw. welche Leistungen seitens der Waldbesitzer noch zusätzlich erbracht werden müssen.

8. Anhang

Tab. 24: Juvenile Spinnentiere aus dem Jahr 2001, Teil I

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Agelenidae spec.	1							1					1																	
Agroeca brunnea							1																							
Agroeca proxima																														
Agroeca spec.														1																
Amaurobius spec.												1													1					
Araneae spec.	7	5	5	3	3	6	2		1	2	2			1	2	1	5				3	4		2	10		4	2	1	2
Clubiona spec.	1					1			1	1							1													
Clubionidae spec.	1			1					1		1																			
Coelotes spec.																										1				
Ero spec.																														
Gnaphosidae spec.		1				1															2						1			
Haplodrassus spec.								1			1		1										1							
Lepthyphantes flavipes																														
Lepthyphantes spec.	7	8	1	9	2	1	1	8	5	9	7	2	1	1	3	2		1	1	4	1	1	1			5	12	4	5	9
Lepthyphantes zimmermanni												3																		
Linyphiidae spec.	6		1	4	4	1	1	5	4	3	5	5	4	2	2		2	2	1	1	3	1	4	2	5	2	2	3		3
Lophopilio palpinalis		1			4			2	1	13	5			2		1	2	1					1		6	2	7	1		5
Lycosidae spec.						2																4	31	58		53				
Nemastoma lugubre		1		1	1	1					7					1														
Neobisium spec.	3	4		9		1			1				1	1		1	3	1		2	1	1	2				2	1		2
Oligolophus tridens			18	3						12		7	2		8	13	22	11	12	3					1	4	3			2
Opilionidae spec.	23	19	25	17	38	28	36	30	37	13	52	27	23	29	19	71	43	27	44	38	4	5	9	11	1	4	30	2	1	4
Pachygnatha clercki																					1	1								
Pachygnatha listeri							1																		1					
Pachygnatha spec.							1																							
Pardosa alacris																														
Pardosa spec.						1	1															2	1	2	1					1

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
Phrurolithus spec.																														
Pirata spec.																														
Rilaena triangularis	5	7	4	2	10	4	2	12	7	5	17	26	5	11	11	13	6	4	2	3	5	9	16	6	2	9	8	7	1	28
Salticidae spec.																									2	1				
Tapinopa longidens																														
Tetragnathidae spec.																											1		1	
Thomisidae spec.																				1			1			1				
Trochosa terricola										1											6	1	2		1					
Walckenaeria spec.																														
Xysticus spec.																									2					
Zelotes spec.	1								1																1					
Zora nemoralis																														
Summe	55	46	54	49	62	47	46	59	59	59	97	71	38	48	45	103	84	47	60	52	26	29	69	81	34	82	70	20	9	56

Juvenile Spinnentiere aus dem Jahr 2001, Teil II

	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Agelenidae spec.				1									1													5
Agroeca brunnea																										1
Agroeca proxima														1												1
Agroeca spec.																							1			2
Amaurobius spec.																										2
Araneae spec.		1		5	1	3	12	4	1	4	8	6	6	8	5	2	3	1	2	2	3	4		5	8	167
Clubiona spec.																	1				1					7
Clubionidae spec.					1								1													6
Coelotes spec.			1	1											1											4
Ero spec.												1														1
Gnaphosidae spec.					1		1	2	1	1		1	1						1			1				15
Haplodrassus spec.							1			1																6
Lepthyphantes flavipes											1				1											2

	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	Summe
Lepthyphantes spec.	1	1	1	3	1	1	4		1	4	4	3	2	7	7		1		4	1	6	1		9	2	175
Lepthyphantes zimmermanni																										3
Linyphiidae spec.	1	1	1	1		4	5	2	3	2	1	4	1	2		3	2		4	2	2	6	2	4		131
Lophopilio palpinalis		10		7	2						1				9	2				2	1				1	89
Lycosidae spec.						27		2		1	3			4									1		111	297
Nemastoma lugubre				1																						13
Neobisium spec.	1	1			1	1		1	1		2	2			2										1	49
Oligolophus tridens	10	8		9	11		4			2		2			14			1				3	1		186
Opilionidae spec.	19	17	17	20	14		1		1	4	21	42	19	35	98	18	20	28	9	15	7	6	3	1	3	1128
Pachygnatha clercki						1																				3
Pachygnatha listeri							2																			4
Pachygnatha spec.							3																1		1	6
Pardosa alacris								2					3													5
Pardosa spec.						1		2		3	1		3						1					1		21
Phrurolithus spec.									1																	1
Pirata spec.						1																				1
Rilaena triangularis	7	13	8	5	5	2		1	2	7	3			1		2	1		4	1	7	14	3	5	4	342
Salticidae spec.							2	1	1															1		8
Tapinopa longidens										1																1
Tetragnathidae spec.																										2
Thomisidae spec.																										3
Trochosa terricola		1		2		5	4			6												2	1			32
Walckenaeria spec.								1																		1
Xysticus spec.																										2
Zelotes spec.							2	2	1	2																10
Zora nemoralis										1										1						2
Summe	39	53	28	55	37	46	41	20	13	39	45	61	37	58	137	27	28	30	25	24	27	37	13	26	131	2734

Tab. 25: Juvenile Spinnentiere aus dem Jahr 2002, Teil I

Art und Gattung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Agelenidae spec.																									
Agroeca brunnea						1																			1
Agroeca spec.										1					1										
Araneae spec.	3	2	1	2	4	7	3	1	3	3	1	2	2		3		2		1	5	4	8	7	12	4
Araneidae spec.																									
Clubiona spec.					1		1			1			1												
Clubionidae																									
Clubionidae spec.									1						1										
Coelotes spec.																									
Gnaphosidae spec.																1									
Haplodrassus spec.																									
Lepthyphantes spec.		3	3	7	2	4	5	4	4	1			6	1	1			3			5	2	1	4	1
Linyphiidae spec.		2	1	2	2	3	13	2	4	1			2	1			1			2	7	2	3	1	
Liocranidae spec.																									1
Lophopilio palpinalis	3	1					2	1					1	1	3		2	3	8						
Lycosidae spec.	1						25													1	17		1		
Nemastoma lugubre			2	1	1					1				1		1	1			1	1	1			
Neobisium spec.	1			1	1	1	1				2		1			1		3							
Oligolophus tridens	4	1	113	15				11	3	15		2	5	4	24	9	2	7	21	1		1			1
Opilionidae spec.	26	29	22	59	39	25	22	22	27	30	29	23	13	12	28	64	51	25	103	41	7	6	3	8	2
Pachygnatha clercki																									
Pachygnatha spec.																						1			1
Pardosa alacris																									
Pardosa lugubris																									
Pardosa spec.									1		1								1		1				3
Pirata spec.																									
Rilaena triangularis			2	1				2	1	1	1	2	1		3	3	1		2	2	6	1	1		1
Salticidae spec.																							2	2	
Thomisidae spec.						1																			
Trochosa terricola														1							6	2	5	5	

Art und Gattung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Zelotes spec.							4														1				
Zora nemoralis																									
Summe	38	38	144	88	50	42	76	43	44	54	34	29	32	21	64	79	60	41	136	53	55	24	23	32	15

Juvenile Spinnentiere aus dem Jahr 2002, Teil II

Art und Gattung	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	Summe
Agelenidae spec.													1	1				1								3
Agroeca brunnea																										2
Agroeca spec.												1														3
Araneae spec.	1	7		7						1	6	6	7	7	5	1	5	2	2	1	8		3	1	2	152
Araneidae spec.																				1			1			2
Clubiona spec.		1	1		1				1				1	1			1					1				12
Clubionidae					2																					2
Clubionidae spec.																										2
Coelotes spec.	1				1				1	1		1		1												6
Gnaphosidae spec.				1											1		1		1							5
Haplodrassus spec.					1																					1
Lepthyphantes spec.	3	2		1	4	1			2	4	3	7	7		3	3	5	4	4	8	2	5	1	3	3	132
Linyphiidae spec.	1	5	2		4	6	3	1	3	1	3	5	2	1	3	2	3	1		1	2	3	3	10	3	117
Liocranidae spec.															1											2
Lophopilio palpinalis		1	2			1			2							1		1							1	34
Lycosidae spec.					30	1					2	3	6	1	3			2					1			94
Nemastoma lugubre														1												12
Neobisium spec.	1		1	1				1									1		1	1	1	1	1			22
Oligolophus tridens	1	4		5	1	5	5	15	16	2				1		4		1	6	5					1	311
Opilionidae spec.	4	7	2	2	13	16	16	17	14	23	2	2	1	3	4	13	51	19	75	100	9	7	3	9	3	1131
Pachygnatha clercki														1												1
Pachygnatha spec.												1	1		2											6
Pardosa alacris				1																						1

Art und Gattung	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	Summe
Pardosa lugubris					1																					1
Pardosa spec.		1	1	4	5			1					1	2	4			1								27
Pirata spec.															1											1
Rilaena triangularis		3	1	1	7	3	2	1							2	2						5		2	3	59
Salticidae spec.												1	1		2											8
Thomisidae spec.	1																									2
Trochosa terricola			1				1				4	1	3	3	3	5	9	6		2	3					61
Zelotes spec.							1						3													9
Zora nemoralis															3											3
Summe	13	31	11	23	70	33	28	36	39	32	20	28	34	23	37	31	76	38	89	119	25	22	13	25	16	2228

Tab. 26: Frequenzen der Spinnen und Weberknechtarten pro Falle im Müritz-Nationalpark

	Falle1	Falle2	Falle3	Falle4	Falle5	Falle6	Falle7	Falle8	Falle9	Falle10	Falle11	Falle12	Falle13	Falle14	Falle15	Falle16	Falle17	Falle18	Falle19	Falle20	Falle21	Falle22	Falle23	Falle24	Falle25	Falle26	Falle27	Falle28	Falle29	Falle30
Abacoproeces saltuum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Achaearanea tepidariorum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agraecina striata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agroeca brunnea	2,07	4,66	2,59	1,55	6,74	1,04	1,55	2,07	5,70	1,04	0,52	1,55	0,00	0,00	0,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,59	0,52	1,55	1,04	3,63	0,00	1,55	0,00	0,52	0,52
Agroeca proxima	3,33	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	10,00	6,67	6,67	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agroeca pullata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agyneta cauta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agyneta conigera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agyneta subtilis	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alopecosa pulverulenta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amaurobius fenestralis	5,00	0,00	15,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	10,00	10,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	5,00	0,00	0,00
Amilenus aurantiacus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Antistea elegans	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00
Apostenus fuscus	0,00	0,00	0,00	0,00	4,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,26	2,13	4,26	10,64	12,77

	Falle1	Falle2	Falle3	Falle4	Falle5	Falle6	Falle7	Falle8	Falle9	Falle10	Falle11	Falle12	Falle13	Falle14	Falle15	Falle16	Falle17	Falle18	Falle19	Falle20	Falle21	Falle22	Falle23	Falle24	Falle25	Falle26	Falle27	Falle28	Falle29	Falle30
Bathyphantes gracilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bathyphantes nigrinus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bathyphantes similis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bolyphantes crucifer	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Centromerita bicolor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Centromerus sylvaticus	2,44	1,22	4,88	2,44	1,22	2,44	4,88	0,00	3,66	8,54	0,00	0,00	2,44	0,00	1,22	1,22	1,22	0,00	0,00	0,00	3,66	4,88	8,54	2,44	4,88	1,22	1,22	0,00	0,00	0,00
Ceratinella scabrosa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,45	0,00	0,00	0,00	0,00	4,35	2,90	0,00	0,00	0,00	2,90	1,45	1,45	1,45
Cicurina cicur	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona coerulescens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona compta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona phragmitis	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona terrestris	0,00	10,00	0,00	10,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coelotes terrestris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,86	11,27	1,41	7,04	2,82	8,45	2,82
Diaceae dorsata	0,00	33,33	0,00	0,00	33,33	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dictyna major	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dicymbium nigrum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67	13,33	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diplocephalus latifrons	0,66	0,00	1,32	1,32	0,00	0,66	5,30	7,95	7,28	12,58	0,66	0,66	0,66	0,66	0,00	1,32	1,32	0,00	1,99	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,66	11,26	9,93	2,65	0,00	11,26
Diplocephalus picinus	6,93	4,95	1,98	4,95	5,94	0,00	0,00	1,98	1,98	0,99	0,00	2,97	0,00	0,99	1,98	0,99	0,00	0,00	1,98	0,00	1,98	0,00	4,95	0,00	0,99	4,95	1,98	2,97	10,89	11,88
Diplostyla concolor	0,00	5,13	0,00	7,69	7,69	2,56	0,00	0,00	2,56	2,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,13	7,69	0,00	5,13	0,00	2,56	5,13	2,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,56
Erigone atra	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00
Ero furcata	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Euophrys frontalis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,98	0,00	4,65	2,33	20,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Euophrys herbigrada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Euryopis flamomaculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67	0,00	13,33	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Evarcha falcata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Falle1	Falle2	Falle3	Falle4	Falle5	Falle6	Falle7	Falle8	Falle9	Falle10	Falle11	Falle12	Falle13	Falle14	Falle15	Falle16	Falle17	Falle18	Falle19	Falle20	Falle21	Falle22	Falle23	Falle24	Falle25	Falle26	Falle27	Falle28	Falle29	Falle30
Gibbaranea biturbeculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gonatium rubellum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gonatium rubens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gongylidiellum latebricola	1,12	1,12	0,00	1,12	0,00	3,37	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	11,24	14,61	11,24	6,74	10,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hahnia pusilla	3,13	3,13	9,38	6,25	6,25	6,25	3,13	9,38	6,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13	0,00	0,00	0,00	12,50	6,25	12,50	3,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Haplodrassus signifer	3,03	0,00	0,00	0,00	0,00	9,09	3,03	3,03	3,03	3,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,21	0,00	0,00	9,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Haplodrassus silvestris	0,00	1,43	0,00	0,00	1,43	1,43	4,29	0,00	2,86	4,29	5,71	1,43	0,00	2,86	1,43	0,00	2,86	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	2,86	0,00	1,43	1,43	8,57	0,00	4,29	8,57
Lepthyphantes angulipalpis	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lepthyphantes cristatus	0,00	0,00	2,44	2,44	2,44	4,88	0,00	0,00	7,32	7,32	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,44	0,00	2,44	4,88	7,32	0,00	2,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lepthyphantes flavipes	4,21	2,34	0,70	8,88	2,80	3,04	4,44	2,10	1,40	1,64	1,64	0,93	2,34	1,40	1,87	0,70	1,64	0,47	1,40	0,70	0,47	0,70	0,00	0,23	0,00	0,93	1,87	1,40	1,17	1,64
Lepthyphantes pallidus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00
Lepthyphantes tenebricola	2,56	1,28	3,85	6,41	1,28	5,13	3,85	3,85	7,69	1,28	0,00	1,28	2,56	0,00	0,00	1,28	3,85	2,56	0,00	1,28	0,00	0,00	1,28	2,56	0,00	0,00	0,00	2,56	0,00	2,56
Lepthyphantes tenuis	6,00	2,00	0,00	2,00	0,00	0,00	6,00	6,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	2,00	4,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	2,00	0,00	2,00	2,00	0,00	6,00	0,00	2,00	0,00
Lepthyphantes zimmermanni	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	8,33	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	8,33	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Linyphia triangularis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lophopilio palpinalis	2,65	1,93	3,26	1,21	3,50	5,55	2,90	1,69	5,19	4,70	1,57	4,83	0,72	0,24	1,33	2,17	3,38	1,45	4,70	3,50	1,21	0,12	1,33	0,36	0,97	0,12	1,21	0,36	0,12	0,60
Macrargus rufus	5,77	9,62	1,92	7,69	5,77	5,77	11,54	3,85	3,85	5,77	1,92	3,85	1,92	1,92	0,00	0,00	1,92	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Meioneta rurestris	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	4,35	4,35	0,00	4,35	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,74	0,00	4,35	4,35	4,35	0,00	0,00	4,35	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Micrargus herbigradus	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Microneta viaria	2,06	1,37	1,37	1,37	4,81	0,34	1,37	1,03	1,03	1,03	3,09	2,75	1,72	2,06	2,75	4,47	5,84	2,06	2,06	1,72	0,00	0,00	0,34	0,69	0,00	2,41	3,09	3,78	2,06	6,19
Minyriolus pusillus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mitopus morio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mitostoma chrysomelas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Monocephalus castaneipies	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Falle1	Falle2	Falle3	Falle4	Falle5	Falle6	Falle7	Falle8	Falle9	Falle10	Falle11	Falle12	Falle13	Falle14	Falle15	Falle16	Falle17	Falle18	Falle19	Falle20	Falle21	Falle22	Falle23	Falle24	Falle25	Falle26	Falle27	Falle28	Falle29	Falle30
Monocephalus fuscipes	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nemastoma lugubre	1,06	3,86	2,53	4,26	15,96	1,20	0,93	0,80	2,39	1,86	1,46	2,26	0,66	0,53	1,99	2,13	3,99	2,53	3,72	0,80	1,20	0,53	0,80	1,06	0,40	0,27	0,13	0,00	0,27	0,00
Neon robustus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neriene emphana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	40,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neriene montana	0,00	0,00	8,33	0,00	0,00	8,33	0,00	8,33	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Oligolophus tridens	4,51	2,44	5,23	3,29	6,17	4,38	4,57	2,94	3,79	4,32	3,07	3,60	3,51	1,31	2,94	2,72	2,75	2,32	4,54	6,32	0,19	0,13	0,25	0,03	0,69	0,00	0,69	0,34	0,47	1,13
Oxyptila praticola	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,22	0,00	0,00	0,00	0,00
Oxyptila trux	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pachygnatha clercki	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	10,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pachygnatha listeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,40	3,20	5,60	16,80	8,80	0,00	0,00	0,00	1,60	0,00
Panamomops mengei	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,38	7,69	7,69	23,08	15,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pardosa alacris	0,00	0,00	0,00	0,74	0,00	2,21	0,00	0,74	0,00	1,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,47	0,00	0,00	2,21	0,74	2,21	2,94	2,21	13,24	5,15
Pardosa lugubris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	83,33
Pelecopsis radicola	3,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25	2,50	1,25	2,50	3,75	0,00	0,00	1,25	0,00	2,50
Phalangium opilio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Philodromus dispar	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Philodromus rufus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pholcomma gibbum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phrurolithus festivus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phrurolithus minimus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pirata hygrophilus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pirata uligonosus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	4,76	2,38	0,00	2,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,76	2,38	0,00	0,00	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pisaura mirabilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pocadicemis juncea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00
Pocadicemis pumila	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,57	14,29	7,14	0,00	28,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Falle1	Falle2	Falle3	Falle4	Falle5	Falle6	Falle7	Falle8	Falle9	Falle10	Falle11	Falle12	Falle13	Falle14	Falle15	Falle16	Falle17	Falle18	Falle19	Falle20	Falle21	Falle22	Falle23	Falle24	Falle25	Falle26	Falle27	Falle28	Falle29	Falle30
Porrhomma convexum	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00
Rilaena triangularis	0,00	0,00	0,00	5,00	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	2,50	2,50	7,50	0,00	15,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50
Robertus lividus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	5,56	0,00	5,56	0,00	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	5,56	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Robertus neglectus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	40,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Saaristoa abnormis	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	4,17	4,17	0,00	0,00	4,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,17	12,50	0,00	4,17	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Scotina celans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Segestria senoculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Syedra gracilis	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tapinoba longidens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tapinocyba insecta	1,14	1,14	1,70	1,70	3,98	0,00	0,57	0,57	0,57	0,57	4,55	2,27	2,27	2,84	2,27	1,14	2,27	2,27	0,57	0,57	1,70	0,00	0,57	0,57	1,70	6,82	5,68	9,66	11,93	6,25
Tapinocyba praecox	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tapinopa longidens	0,00	5,26	10,53	0,00	10,53	0,00	10,53	10,53	0,00	15,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,26	5,26	0,00	0,00	5,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tiso vagans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Trochosa terricola	0,69	0,46	0,69	0,69	1,84	1,15	1,50	1,73	2,42	1,96	0,35	0,23	0,23	0,35	0,58	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	3,92	3,23	4,15	3,34	5,41	0,23	0,12	0,00	0,92	0,23
Walckenaeria acuminata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,00	10,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00
Walckenaeria antica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria atrotibialis	0,41	0,00	0,00	0,00	0,00	3,27	0,82	1,22	1,63	1,63	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,41	0,00	0,00	0,00	0,82	2,04	2,04	3,27	2,45	3,27	0,00	1,22	0,00	0,82	0,00
Walckenaeria corniculans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00
Walckenaeria cucullata	2,27	1,14	1,14	3,41	0,00	1,14	0,00	3,41	4,55	2,27	1,14	1,14	0,00	1,14	3,41	0,00	5,68	0,00	4,55	1,14	4,55	3,41	12,50	7,95	4,55	0,00	0,00	1,14	0,00	0,00
Walckenaeria cuspidata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria dysderoides	0,00	0,00	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	3,23	0,00	6,45	6,45	0,00	3,23	0,00	0,00	3,23	0,00	6,45	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00	3,23	6,45
Walckenaeria furcillata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria mitrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Falle1	Falle2	Falle3	Falle4	Falle5	Falle6	Falle7	Falle8	Falle9	Falle10	Falle11	Falle12	Falle13	Falle14	Falle15	Falle16	Falle17	Falle18	Falle19	Falle20	Falle21	Falle22	Falle23	Falle24	Falle25	Falle26	Falle27	Falle28	Falle29	Falle30
Walckenaeria nudipalpis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria obtusa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	7,14	0,00	7,14	0,00	14,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	7,14
Walckenaeria unicornis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	16,67	0,00	0,00	16,67	16,67	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria vigilax	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Xysticus cristatus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Xysticus ninnii	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zelotes pusillus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zelotes subterraneus	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,50	5,00	2,50	5,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zora nemoralis	0,58	0,00	0,00	0,00	0,58	6,40	1,74	2,91	3,49	4,65	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	1,74	5,23	4,07	4,65	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00

Fortsetzung

	Falle31	Falle32	Falle33	Falle34	Falle35	Falle36	Falle37	Falle38	Falle39	Falle40	Falle41	Falle42	Falle43	Falle44	Falle45	Falle46	Falle47	Falle48	Falle49	Falle50	Falle51	Falle52	Falle53	Falle54	Falle55
Abacoproeces saltuum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Achaearanea tepidariorum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agraecina striata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agroeca brunnea	0,52	0,52	0,52	0,00	0,52	3,11	9,33	3,11	9,33	7,25	2,59	3,11	2,07	2,07	2,59	0,52	3,11	0,52	0,52	3,11	0,52	0,00	1,04	0,00	0,52
Agroeca proxima	3,33	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	3,33	0,00	6,67	0,00	0,00	0,00	0,00	3,33	3,33	0,00	3,33	0,00	0,00	0,00
Agroeca pullata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agyneta cauta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agyneta conigera	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Agyneta subtilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Alopecosa pulverulenta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amaurobius fenestralis	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Amilenus aurantiacus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Antistea elegans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Apostenus fuscus	14,89	2,13	6,38	6,38	10,64	0,00	0,00	6,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,13	2,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,26	4,26	0,00	2,13	0,00
Bathyphantes gracilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bathyphantes nigrinus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bathyphantes similis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bolyphantes crucifer	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Centromerita bicolor	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	Falle31	Falle32	Falle33	Falle34	Falle35	Falle36	Falle37	Falle38	Falle39	Falle40	Falle41	Falle42	Falle43	Falle44	Falle45	Falle46	Falle47	Falle48	Falle49	Falle50	Falle51	Falle52	Falle53	Falle54	Falle55
Centromerus sylvaticus	1,22	6,10	0,00	0,00	1,22	0,00	0,00	1,22	1,22	2,44	1,22	1,22	1,22	0,00	1,22	1,22	2,44	2,44	3,66	3,66	0,00	0,00	0,00	1,22	2,44
Ceratinella scabrosa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,70	4,35	15,94	13,04	13,04	1,45	8,70	4,35	5,80	2,90	1,45	0,00	1,45	1,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cicurina cicur	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona coerulescens	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona compta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona phragmitis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Clubiona terrestris	10,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00
Coelotes terrestris	2,82	5,63	12,68	12,68	22,54	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diaceae dorsata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dictyna major	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dicymbium nigrum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	0,00	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diplocephalus latifrons	1,32	1,99	0,00	1,32	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	3,31	0,66	3,97	1,99	1,99	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,66
Diplocephalus picinus	2,97	1,98	3,96	0,99	1,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,99	0,00	1,98	3,96	1,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diplostyla concolor	7,69	12,82	2,56	2,56	2,56	0,00	5,13	0,00	0,00	2,56	0,00	0,00	0,00	0,00	5,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Erigone atra	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ero furcata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Euophrys frontalis	0,00	2,33	0,00	0,00	0,00	4,65	2,33	23,26	11,63	9,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,33	0,00	0,00	6,98	2,33
Euophrys herbigrada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,22	0,00	22,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00
Euryopis flamomaculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	13,33	6,67	0,00	13,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,67	0,00	0,00	6,67	13,33
Evarcha falcata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00	11,11	11,11	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00
Gibbaranea biturbeculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gonatium rubellum	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	14,29	14,29	14,29	14,29	28,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Gonatium rubens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00
Gongylidiellum latebricola	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	3,37	3,37	0,00	0,00	4,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	2,25	1,12	1,12	4,49	6,74	4,49	3,37
Hahnia pusilla	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13	3,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,13	0,00	0,00
Haplodrassus signifer	0,00	3,03	0,00	0,00	0,00	0,00	3,03	6,06	9,09	0,00	0,00	3,03	3,03	9,09	6,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,03	0,00	0,00	0,00	0,00
Haplodrassus silvestris	4,29	1,43	1,43	0,00	4,29	4,29	1,43	2,86	1,43	0,00	0,00	5,71	4,29	1,43	2,86	0,00	0,00	1,43	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,43	2,86
Lepthyphantes angulipalpis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lepthyphantes cristatus	0,00	2,44	2,44	0,00	0,00	0,00	4,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,88	2,44	2,44	2,44	2,44	0,00	2,44	2,44	0,00	9,76	2,44	12,20	0,00
Lepthyphantes flavipes	1,17	1,17	0,00	1,87	0,93	0,93	0,70	0,23	0,23	0,47	9,35	4,21	2,34	5,37	2,80	2,10	1,40	0,93	3,74	0,93	1,40	0,70	0,00	2,34	1,64
Lepthyphantes pallidus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lepthyphantes tenebricola	0,00	1,28	3,85	2,56	5,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,28	1,28	0,00	11,54	5,13	0,00	1,28	0,00	0,00	1,28	0,00	2,56	0,00	0,00	3,85
Lepthyphantes tenuis	2,00	12,00	0,00	2,00	2,00	4,00	2,00	0,00	0,00	0,00	6,00	0,00	2,00	2,00	2,00	2,00	2,00	0,00	0,00	0,00	2,00	4,00	0,00	2,00	0,00
Lepthyphantes zimmermanni	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33
Linyphia triangularis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lophopilio palpinalis	4,70	3,38	7,00	3,14	4,83	0,48	0,12	0,60	0,36	0,48	0,00	0,84	0,60	3,26	2,05	0,24	0,12	0,84	0,36	0,48	0,72	0,97	0,48	0,60	0,48
Macrargus rufus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,77	1,92	5,77	9,62	0,00	0,00	0,00	0,00	1,92	0,00	0,00	0,00	1,92	0,00

	Falle31	Falle32	Falle33	Falle34	Falle35	Falle36	Falle37	Falle38	Falle39	Falle40	Falle41	Falle42	Falle43	Falle44	Falle45	Falle46	Falle47	Falle48	Falle49	Falle50	Falle51	Falle52	Falle53	Falle54	Falle55
Meioneta rurestris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,35	0,00	4,35	4,35	8,70	0,00	4,35	0,00	0,00	4,35	0,00	0,00	0,00	4,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Micrargus herbigradus	0,00	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,50	12,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Microneta viaria	6,19	1,03	3,09	5,15	3,78	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	1,03	2,41	1,72	5,15	5,84	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	0,00
Minyriolus pusillus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mitopus morio	0,00	3,57	0,00	0,00	3,57	0,00	0,00	0,00	3,57	0,00	0,00	0,00	0,00	78,57	3,57	0,00	0,00	0,00	3,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mitostoma chrysomelas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Monocephalus castaneipies	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Monocephalus fuscipes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nemastoma lugubre	1,73	0,66	1,20	1,60	1,60	3,32	7,18	4,12	1,86	12,63	0,13	0,13	0,00	0,66	1,60	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27	0,27	0,93	0,27	0,00	0,27
Neon robustus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
Neriene emphana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Neriene montana	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00	0,00	0,00	0,00	8,33	0,00
Oligolophus tridens	2,32	3,22	3,51	3,44	1,44	0,19	0,06	0,09	0,22	0,28	0,03	0,44	0,66	2,16	2,07	0,13	0,38	0,22	0,19	0,09	0,00	0,06	0,06	0,00	0,13
Oxyptila praticola	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	0,00
Oxyptila trux	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pachygnatha clercki	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	30,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	10,00	0,00	0,00	0,00
Pachygnatha listeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,40	9,60	7,20	2,40	11,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	3,20	3,20	3,20	0,80
Panamomops mengei	0,00	0,00	7,69	7,69	15,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pardosa alacris	0,74	2,94	0,74	0,00	0,74	6,62	5,15	31,62	4,41	6,62	0,74	0,74	1,47	0,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,74	0,74	0,00	0,00	0,00
Pardosa lugubris	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pelecopsis radicola	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	13,75	21,25	21,25	10,00	1,25	0,00	0,00	0,00	0,00	1,25	0,00	0,00	1,25	2,50	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00
Phalangium opilio	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Philodromus dispar	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Philodromus rufus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pholcomma gibbum	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phrurolithus festivus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phrurolithus minimus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	66,67	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pirata hygrophilus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pirata uligonosus	0,00	2,38	0,00	0,00	0,00	16,67	14,29	9,52	19,05	4,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38	0,00	0,00	0,00	2,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pisaura mirabilis	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
Pocadicemis juncea	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pocadicemis pumila	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	7,14	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Porrhomma convexum	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rilaena triangularis	0,00	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,50	2,50	0,00	30,00
Robertus lividus	0,00	0,00	0,00	5,56	5,56	16,67	5,56	0,00	0,00	0,00	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	11,11	5,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Robertus neglectus	0,00	20,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Saaristoa abnormis	12,50	4,17	4,17	0,00	12,50	0,00	4,17	0,00	4,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,17	0,00	0,00	0,00

	Falle31	Falle32	Falle33	Falle34	Falle35	Falle36	Falle37	Falle38	Falle39	Falle40	Falle41	Falle42	Falle43	Falle44	Falle45	Falle46	Falle47	Falle48	Falle49	Falle50	Falle51	Falle52	Falle53	Falle54	Falle55
Scotina celans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Segestria senoculata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Syedra gracilis	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tapinoba longidens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tapinocyba insecta	1,14	2,27	0,00	2,27	0,57	0,57	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	1,70	2,27	1,70	1,70	0,00	0,00	1,70	2,84	2,27	0,00	0,57	0,00	1,14	0,57
Tapinocyba praecox	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tapinopa longidens	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,26	0,00	0,00	0,00	0,00	5,26	5,26	0,00	0,00	0,00	5,26	0,00	0,00
Tiso vagans	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
Trochosa terricola	0,23	0,46	0,12	0,00	0,23	6,57	3,23	7,83	7,37	4,15	1,96	3,92	4,15	1,84	3,00	1,73	1,96	0,58	1,15	1,15	3,34	1,73	1,84	1,27	3,57
Walckenaeria acuminata	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,00
Walckenaeria antica	0,00	0,00	0,00	33,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria atrotibialis	0,00	1,22	0,00	0,41	0,00	12,65	8,16	4,49	11,02	7,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,63	2,86	1,63	3,27	5,31	1,22	3,27	2,04	4,49	2,86
Walckenaeria corniculans	0,00	0,00	0,00	0,00	25,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria cucullata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,14	1,14	0,00	5,68	3,41	3,41	4,55	0,00	0,00	0,00	1,14	1,14	2,27	0,00	1,14	2,27	1,14
Walckenaeria cuspidata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria dysderoides	0,00	3,23	6,45	12,90	9,68	0,00	0,00	3,23	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	3,23	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,45	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria furcillata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria mitrata	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria nudipalpis	0,00	11,11	0,00	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria obtusa	0,00	0,00	0,00	7,14	14,29	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,14	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria unicornis	0,00	0,00	0,00	16,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Walckenaeria vigilax	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Xysticus cristatus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	50,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Xysticus ninnii	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zelotes pusillus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zelotes subterraneus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	2,50	47,50	7,50	7,50	2,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zora nemoralis	0,00	1,16	0,00	0,00	0,00	5,81	6,40	5,81	9,30	1,74	2,33	0,00	0,00	1,16	0,00	1,74	0,58	1,16	0,58	1,74	2,33	3,49	3,49	5,81	8,14

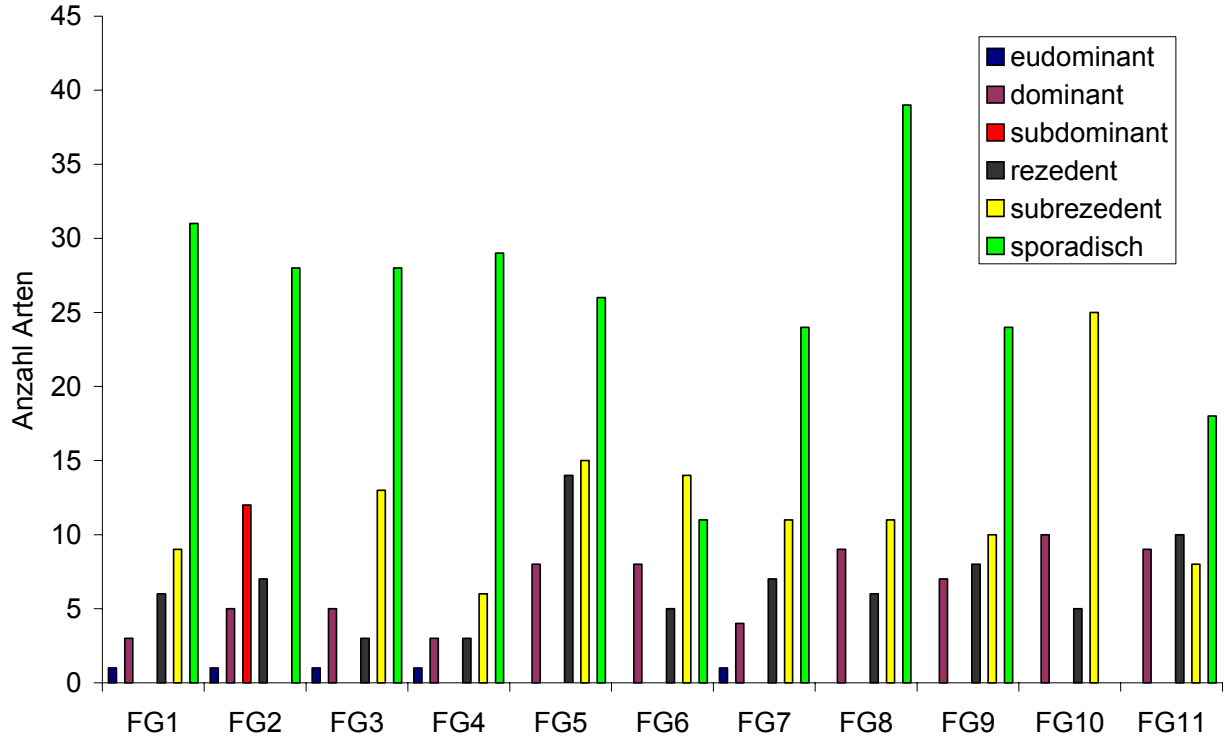


Abb. 52: Artenanteil an Dominanzklassen nach Engelmann der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark

Tab. 27: Artenzahl (S), Evenness (E), Diversität und Simpson Index für die adulten Spinnen/ Weberknechte aus 2001 nach Einzelfallen

Minimum bzw. Maximum: minimale bzw. mximale Individuenzahl einer Art für den jeweiligen Standort; S = Artenzahl; E = Evenness, H = Diversität nach Shannon-Weaver; D = Simpson`s Diversität-Index

	Minimum	Maximum	S	E	H	D`
Falle1	0,000	71,000	21	0,628	1,911	0,6960
Falle2	0,000	39,000	19	0,662	1,949	0,7625
Falle3	0,000	114,000	17	0,478	1,355	0,5274
Falle4	0,000	80,000	21	0,580	1,767	0,7122
Falle5	0,000	152,000	21	0,508	1,546	0,6639
Falle6	0,000	101,000	24	0,582	1,850	0,6896
Falle7	0,000	86,000	18	0,563	1,628	0,6292
Falle8	0,000	51,000	26	0,693	2,257	0,7707
Falle9	0,000	69,000	20	0,637	1,909	0,7281
Falle10	0,000	70,000	28	0,647	2,155	0,7583
Falle11	0,000	36,000	15	0,660	1,788	0,6978
Falle12	0,000	32,000	15	0,719	1,947	0,7652
Falle13	0,000	40,000	12	0,631	1,568	0,6360
Falle14	0,000	25,000	11	0,733	1,758	0,7220
Falle15	0,000	24,000	11	0,758	1,817	0,7524

	Minimum	Maximum	S	E	H	D`
Falle16	0,000	51,000	12	0,613	1,522	0,6475
Falle17	0,000	18,000	18	0,815	2,356	0,8651
Falle18	0,000	29,000	12	0,635	1,578	0,6368
Falle19	0,000	82,000	11	0,593	1,422	0,6516
Falle20	0,000	58,000	9	0,456	1,002	0,4390
Falle21	0,000	22,000	25	0,819	2,636	0,8761
Falle22	0,000	10,000	22	0,905	2,798	0,9158
Falle23	0,000	26,000	26	0,809	2,636	0,8676
Falle24	0,000	22,000	24	0,829	2,635	0,8847
Falle25	0,000	32,000	25	0,785	2,528	0,8645
Falle26	0,000	11,000	12	0,854	2,123	0,8376
Falle27	0,000	9,000	16	0,917	2,542	0,9078
Falle28	0,000	10,000	15	0,859	2,325	0,8696
Falle29	0,000	13,000	14	0,836	2,207	0,8536
Falle30	0,000	33,000	15	0,786	2,128	0,8299
Falle31	0,000	44,000	15	0,613	1,659	0,7136
Falle32	0,000	56,000	16	0,580	1,608	0,6167
Falle33	0,000	75,000	13	0,557	1,428	0,6565
Falle34	0,000	60,000	11	0,655	1,570	0,6576
Falle35	0,000	37,000	19	0,727	2,140	0,8165
Falle36	0,000	48,000	24	0,776	2,466	0,8526
Falle37	0,000	43,000	25	0,750	2,415	0,8488
Falle38	0,000	44,000	26	0,759	2,473	0,8708
Falle39	0,000	48,000	22	0,741	2,290	0,8109
Falle40	0,000	77,000	27	0,683	2,251	0,7845
Falle41	0,000	25,000	10	0,716	1,650	0,6854
Falle42	0,000	20,000	18	0,812	2,347	0,8555
Falle43	0,000	15,000	17	0,814	2,306	0,8492
Falle44	0,000	24,000	22	0,822	2,540	0,8953
Falle45	0,000	28,000	19	0,780	2,297	0,8384
Falle46	0,000	5,000	13	0,926	2,375	0,8905
Falle47	0,000	11,000	10	0,760	1,751	0,7555
Falle48	0,000	4,000	14	0,937	2,472	0,9031
Falle49	0,000	8,000	15	0,883	2,392	0,8816
Falle50	0,000	9,000	13	0,882	2,261	0,8634
Falle51	0,000	29,000	18	0,724	2,094	0,7656
Falle52	0,000	15,000	27	0,882	2,908	0,9243
Falle53	0,000	16,000	15	0,845	2,288	0,8565
Falle54	0,000	11,000	21	0,863	2,629	0,9071
Falle55	0,000	31,000	21	0,788	2,400	0,8556

Tab. 28:Artenzahl (S), Evenness (E), Diversität und Simpson Index für die adulten Spinnen/ Weberknechte aus 2002 nach Einzelfallen

Minimum bzw. Maximum: minimale bzw. mximale Individuenzahl einer Art für den jeweiligen Standort; S = Artenzahl; E = Evenness, H = Diversität nach Shannon-Weaver; D = Simpson`s Diversität-Index

Name	Minimum	Maximum	S	E	H	D`
Falle1	0,000	73,000	15	0,492	1,332	0,5347
Falle2	0,000	39,000	15	0,703	1,903	0,7325
Falle3	0,000	53,000	15	0,622	1,684	0,6557
Falle4	0,000	25,000	17	0,778	2,205	0,8213
Falle5	0,000	45,000	17	0,721	2,043	0,8053
Falle6	0,000	39,000	17	0,707	2,003	0,7554
Falle7	0,000	60,000	21	0,654	1,991	0,7152
Falle8	0,000	43,000	14	0,694	1,833	0,7249
Falle9	0,000	52,000	25	0,714	2,298	0,8148
Falle10	0,000	68,000	19	0,658	1,938	0,7379
Falle11	0,000	62,000	12	0,564	1,402	0,5705
Falle12	0,000	83,000	13	0,511	1,311	0,5852
Falle13	0,000	72,000	13	0,368	0,945	0,3419
Falle14	0,000	17,000	12	0,713	1,771	0,6934
Falle15	0,000	70,000	15	0,497	1,347	0,5528
Falle16	0,000	36,000	15	0,654	1,772	0,7087
Falle17	0,000	70,000	15	0,583	1,578	0,6693
Falle18	0,000	45,000	12	0,597	1,485	0,6441
Falle19	0,000	63,000	13	0,422	1,082	0,4518
Falle20	0,000	144,000	12	0,351	0,872	0,3557
Falle21	0,000	12,000	25	0,884	2,846	0,9207
Falle22	0,000	18,000	23	0,820	2,572	0,8656
Falle23	0,000	10,000	25	0,902	2,903	0,9317
Falle24	0,000	14,000	19	0,866	2,550	0,8884
Falle25	0,000	15,000	25	0,846	2,724	0,9009
Falle26	0,000	8,000	11	0,883	2,118	0,8466
Falle27	0,000	13,000	14	0,869	2,292	0,8646
Falle28	0,000	9,000	12	0,871	2,164	0,8470
Falle29	0,000	14,000	18	0,857	2,478	0,8829
Falle30	0,000	6,000	17	0,940	2,663	0,9205
Falle31	0,000	30,000	16	0,775	2,149	0,8183
Falle32	0,000	47,000	26	0,695	2,264	0,7815
Falle33	0,000	37,000	12	0,614	1,526	0,6017
Falle34	0,000	50,000	21	0,618	1,881	0,7107
Falle35	0,000	20,000	17	0,780	2,209	0,8273
Falle36	0,000	18,000	18	0,846	2,446	0,8697
Falle37	0,000	11,000	24	0,877	2,787	0,9190
Falle38	0,000	24,000	21	0,829	2,522	0,8730
Falle39	0,000	25,000	21	0,799	2,433	0,8732
Falle40	0,000	18,000	23	0,831	2,606	0,8928
Falle41	0,000	15,000	17	0,754	2,137	0,8049
Falle42	0,000	14,000	15	0,845	2,287	0,8617

Name	Minimum	Maximum	S	E	H	D`
Falle43	0,000	21,000	16	0,777	2,153	0,8003
Falle44	0,000	45,000	15	0,638	1,727	0,6673
Falle45	0,000	38,000	20	0,725	2,171	0,8158
Falle46	0,000	11,000	12	0,841	2,089	0,8178
Falle47	0,000	6,000	13	0,897	2,301	0,8789
Falle48	0,000	3,000	11	0,962	2,306	0,8920
Falle49	0,000	11,000	11	0,831	1,994	0,8117
Falle50	0,000	5,000	17	0,928	2,630	0,9107

Tab. 29: Aktivitätsabundanzen der einzelnen Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für das Jahr 2001 Im Raum Müritz-Nationalpark

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Abacoproeces saltuum					0,2							0,2
Achaearanea tepidariorum								0,2				0,2
Agraecina striata								0,2	0,2			0,4
Agroeca brunnea	2	1,4	0,6		2,6	0,2		8	1,6	1,4	0,8	18,6
Agroeca proxima	0,8	0,2			1,4		0,2	1	0,8		0,2	4,6
Agyneta conigera					0,2			0,2				0,4
Agyneta subtilis	0,2	0,2			0,2							0,6
Amaurobius fenestralis	0,4		0,8			0,6		0,2	0,4			2,4
Amilenus aurantiacus								0,2				0,2
Antistea elegans	0,2					0,2						0,4
Apostenus fuscus	0,4					2,4	1,8		0,4		1	6
Araniella cucurbitina					0,2							0,2
Bathyphantes nigrinus		0,2										0,2
Bathyphantes similis								0,2				0,2
Centromerus sylvaticus	0,4	0,8			0,8	0,2	1,4	0,4	0,4	0,8	0,6	5,8
Ceratinella scabrosa				0,2	0,6	0,6		5,8	1,6	0,6		9,4
Cicurina cicur					0,2							0,2
Clubiona coerulescens									0,2			0,2
Clubiona compta				0,4								0,4
Clubiona phragmitis	0,2								0,2			0,4
Clubiona terrestris	0,2		0,2	0,2			0,4				0,2	1,2
Coelotes terrestris					1,4	2	3,4					6,8
Diaceae dorsata	0,4	0,2										0,6
Dicymbium nigrum		0,4			0,2			1				1,6
Diplocephalus latifrons	0,6	6,2	0,4	1,2	0,4	6,6	0,2		1,2	0,8	0,2	17,8
Diplocephalus picinus	3,4	0,6	1	0,2	0,6	3,6	0,8		1,2			11,4
Diplostyla concolor	0,4	0,4		0,8	0,2	0,2	1		0,2			3,2
Erigone atra	0,2	0,2				0,2						0,6
Ero furcata			0,2	0,2								0,4
Euophrys frontalis					2,2			3,4			1	6,6
Euophrys herbigrada					0,6			0,8			0,4	1,8
Euryopis flamomaculata					0,4			0,4			0,8	1,6
Evarcha falcata					0,2				0,4		0,2	0,8

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Gonatium rubellum					0,2		0,2	2				2,4
Gonatium rubens								0,2			0,2	0,4
Gongylidiellum latebricola	0,4				3,2			0,6		0,2	3,6	8
Hahnia pusilla	1	0,2			1,4			0,2			0,2	3
Haplodrassus signifer	0,2	1,4			0,2			0,6	0,4		0,2	3
Haplodrassus silvestris	0,2	0,4				1,2	0,2		0,6	0,2	0,6	3,4
Lepthyphantes angulipalpis	0,2	0,2										0,4
Lepthyphantes cristatus	0,4	1,6			0,6		0,2	0,4	0,6	0,2	2	6
Lepthyphantes flavipes	12	7,8	5,6	2,8	0,2	3,8	1,8	1,6	12,8	3,4	5,2	57
Lepthyphantes pallidus						0,2			0,2			0,4
Lepthyphantes tenebricola	2	3	0,6	0,8	0,4	0,4	1,6		2,4	0,2	1	12,4
Lepthyphantes tenuis	0,8	0,8	0,8			0,6	0,6		1	0,4	0,8	5,8
Lepthyphantes zimmermanni		0,6	1	0,2				0,2	0,6		0,2	2,8
Linyphia triangularis		0,2							0,2	0,2		0,6
Lophopilio palpinalis	10,4	24,2	7,2	13	6	6,2	27	3	8,8	3,4	5,8	115
Macrargus carpenteri											0,2	0,2
Macrargus rufus	2,4	1,4	0,8	0,2					1,8		0,2	6,8
Meioneta rurestris	0,2	0,4						0,6		0,2		1,4
Micrargus herbigradus	0,2	0,2			0,2		0,2					0,8
Microneta viaria	3,6	1,2	6,4	7,4	0,4	8	9,2		7,6		0,4	44,2
Minyriolus pusillus										0,2		0,2
Mitopus morio					0,2		0,4	0,2	4,4	0,2		5,4
Mitostoma chrysomelas		0,2										0,2
Monocephalus castaneipies								0,2				0,2
Monocephalus fuscipes	0,2							0,2				0,4
Nemastoma lugubre	33,2	5	3,2	9	3,4	0,2	7,2	35,6	1,6	0,4	2,6	101,4
Neon robustus											0,2	0,2
Neriene emphana		0,2		0,2								0,4
Neriene montana		0,6						0,2	0,4	0,2	0,2	1,6
Oligolophus tridens	95,4	77,8	34,8	59,8	7,2	13,8	62	5,6	17,6	4	2,4	380,4
Oxyptila praticola	0,2		0,6			0,2	0,2				0,2	1,4
Pachygnatha clercki					0,6			0,6			0,4	1,6
Pachygnatha listeri		0,4			3,2			5,6			2,8	12
Panamomops mengei			0,8									0,8
Pardosa alacris	0,2	1,2			0,6	1,8	0,6	11,8	0,8		0,4	17,4
Pelecopsis radicola	0,4		0,4		1,4			7		0,2	0,4	9,8
Phalangium opilio								0,2				0,2
Philodromus dispar		0,2										0,2
Philodromus rufus					0,2							0,2
Pholcomma gibbum							0,6		0,2			0,8
Phrurolithus festivus								0,2				0,2
Phrurolithus minimus								0,6				0,6
Pirata uligonosus		0,8			0,4			2				3,2
Pisaura mirabilis											0,2	0,2
Pocadicemis pumila					1,6			0,6				2,2
Porrhomma convexum					0,2	0,2			0,2			0,6
Rilaena triangularis	6	6,2	14	5,6	9,4	10,8	8	2,6	0,8	1,6	9,4	74,4
Robertus lividus		0,4						0,4		0,4		1,2

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	FG11	Summe
Robertus neglectus				0,2	0,2							0,4
Saaristoa abnormis	0,2			0,6			0,8				0,2	1,8
Scotina celans		0,2			0,2							0,4
Segestria senoculata			0,2		0,2							0,4
Tapinocyba insecta	2,2	0,8	3,2	0,6	1	8	1,4	0,2	1	2	0,8	21,2
Tapinopa longidens	1	1,2		0,4	0,2			0,2		0,4	0,2	3,6
Tiso vagans											0,2	0,2
Trochosa terricola	2,6	4,6	0,8	0,4	24,4	0,2	1	39,8	11,2	7,2	21	113,2
Walckenaeria acuminata		0,4			0,2	0,2					0,2	1
Walckenaeria antica				0,2								0,2
Walckenaeria atrotibialis		1,4		0,6	3	0,4		8		3,2	6,8	23,4
Walckenaeria corniculans		0,2				0,4	0,2					0,8
Walckenaeria cucullata	1,2	0,2	0,6	1,8	4,4			0,2	2,8	0,4	1,2	12,8
Walckenaeria cuspidata											0,2	0,2
Walckenaeria dysderoides	0,2	0,6	0,2	0,4		0,4	0,4	0,2			0,4	2,8
Walckenaeria furcillata				0,2	0,2							0,4
Walckenaeria mitrata								0,2				0,2
Walckenaeria nudipalpis				0,4		0,2	0,2					0,8
Walckenaeria obtusa				0,2		0,2	0,2	0,2				0,8
Walckenaeria unicornis				0,4								0,4
Walckenaeria vigilax					0,2							0,2
Xysticus ninnii								0,2				0,2
Zelotes pusillus										0,2		0,2
Zelotes subterraneus					0,4			2,8				3,2
Zora nemoralis	0,2	5,8			3			6	1,2	1,6	8	25,8
Abundanz	187	162,8	84,4	108,6	91,4	74,2	133,4	163	88	34,2	84,4	1211,4
Artenzahl	42	47	24	30	53	32	31	52	37	28	46	106

Tab. 30: Aktivitätsabundanzen der einzelne Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für das Jahr 2002 Im Raum Müritz-Nationalpark

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	Summe
Agroeca brunnea	4,8	3,4	0,4		1,2	0,8	0,8	4,4	3,2	1,6	20,6
Agroeca proxima					0,8			0,4		0,4	1,6
Agroeca pullata		0,4									0,4
Agyneta cauta				0,6							0,6
Agyneta conigera					0,2						0,2
Agyneta subtilis		0,2									0,2
Alopecosa pulverulenta					0,2						0,2
Amaurobius fenestralis	0,6		0,4			0,4	0,2				1,6
Apostenus fuscus						0,8	2	0,6			3,4
Bathyphantes gracilis					0,2						0,2
Bathyphantes nigrinus								0,2			0,2
Bolyphantes crucifer										0,2	0,2
Centromerita bicolor										0,2	0,2
Centromerus sylvaticus	1,6	2,4	0,6	0,4	3,2	0,2		0,4	0,4	1,4	10,6
Ceratinella scabrosa		0,2			0,4	0,4		1,8	1,6		4,4
Cicurina cicur	0,2			0,2					0,2		0,6

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	Summe
Clubiona coerulescens							0,2				0,2
Clubiona terrestris	0,2	0,2		0,2					0,2		0,8
Coelotes terrestris					1,6	1,2	4,6				7,4
Dictyna major										0,2	0,2
Dicymbium nigrum		0,6			0,8						1,4
Diplocephalus latifrons	0,4	4	0,4	0,2		4	1,2	0,2	0,2	1,8	12,4
Diplocephalus picinus	1,6	0,4	0,2	0,4	1	3	1,6		0,6		8,8
Diplostyla concolor	1,2	0,2		0,6	0,6		1,2	0,6	0,2		4,6
Ero furcata	0,2										0,2
Euophrys frontalis					0,8		0,2	1			2
Euryopis flamomaculata			0,2		0,4			0,6			1,2
Evarcha falcata					0,4			0,4		0,2	1
Gibbaranea biturbeculata										0,2	0,2
Gonatium rubellum								0,4			0,4
Gongylidiellum latebricola	0,2	0,8		0,2	6,4		0,2	1,4		0,6	9,8
Hahnia pusilla	0,8	1,4		0,2	0,8				0,2		3,4
Haplodrassus signifer					1,8		0,2	0,6	1		3,6
Haplodrassus silvestris	0,2	1,4	1,6	0,4	0,8	2	1,4	1,4	1,4		10,6
Lepthyphantes cristatus	0,2			0,2	0,8		0,2		0,2	0,6	2,2
Lepthyphantes flavipes	4,2	3	1,4	1,4	1	2,2	2,6	0,6	8,2	4,4	29
Lepthyphantes pallidus								0,2			0,2
Lepthyphantes tenebricola	0,4	0,4		0,6	0,2	0,4	0,4		0,6	0,2	3,2
Lepthyphantes tenuis	0,2	0,8	0,2		0,8	0,2	1,2	0,6	0,2		4,2
Lepthyphantes zimmermanni									0,2		0,2
Linyphia triangularis		0,2									0,2
Lophopilio palpinalis	12,2	12,8	9,6	15,6	2	1,4	15,6	0,4	4,8	1	75,4
Macrargus carpenteri					0,2						0,2
Macrargus rufus	0,8	1,8	0,2						0,6	0,2	3,6
Meioneta rurestris		0,4		1,6	0,4				0,6	0,2	3,2
Micrargus herbigradus			0,2	0,2				0,4			0,8
Microneta viaria	2,8	1,6	0,8	2	0,2	2,2	2	0,4	1,8	0,2	14
Minyriolus pusillus										0,2	0,2
Mitopus morio									0,2		0,2
Nemastoma lugubre	9,8	6,2	8,8	11,6	3	0,8	3,2	8,4	2,2		54
Neriene emphana		0,4		0,2							0,6
Neriene montana	0,2	0,2			0,4						0,8
Oligolophus tridens	73,6	58,2	67,8	79,6	1,6	7	43,2	1,2	23	2,8	358
Oxyptila praticola				0,2		0,2					0,4
Oxyptila trux	0,2										0,2
Pachygnatha clercki					0,4			0,8			1,2
Pachygnatha listeri			0,2		8,2	0,4		5			13,8
Panamomops mengei			1				0,8				1,8
Pardosa alacris					0,6	5,4	0,8	3,4	0,8		11
Pardosa lugubris						1,4					1,4
Pelecopsis radicola	0,2		0,2		0,4	0,6		4	0,2	0,6	6,2
Pholcomma gibbum									0,2		0,2
Phrurolithus festivus									0,2		0,2
Pirata hygrophilus								0,4			0,4

	FG1	FG2	FG3	FG4	FG5	FG6	FG7	FG8	FG9	FG10	Summe
Pirata uligonosus		0,6			0,6		0,2	3,4		0,4	5,2
Pocadicemis juncea					0,2	0,2					0,4
Pocadicemis pumila					0,6						0,6
Porrhomma convexum	0,2			0,2			0,2				0,6
Rilaena triangularis	0,6	0,8	2	2,0	2,2	2,4	1,2	0,4	0,6	2,4	14,6
Robertus lividus		0,4	0,2	0,2	0,4		0,4	0,4	0,2	0,2	2,4
Robertus neglectus				0,4			0,2				0,6
Saaristoa abnormis	0,2	0,6		1			0,8	0,4			3
Scotina celans								0,2			0,2
Syedra gracilis	0,2						0,2				0,4
Tapinocyba insecta	1,2		1,8	1,8	0,6	6,2	0,8	0,2	1,6	0,4	14,6
Tapinocyba praecox		0,2									0,2
Tapinopa longidens		0,2						0,4	0,2		0,8
Thanatus sabulosus								0,2			0,2
Trochosa terricola	5	10,8	2,4		16	2,6	1,6	16,6	19	4,8	78,8
Walckenaeria acuminata		0,6					0,2		0,2		1
Walckenaeria antica				0,2			0,2				0,4
Walckenaeria atrotibialis	0,2	2,8	0,2		3,4	0,6	0,8	13,6		4	25,6
Walckenaeria cucullata	0,2	1,8	0,6	0,2	1,4	0,2		0,2	0,2		4,8
Walckenaeria dysderoides			0,4	0,4	0,2	0,2	1,6	0,2	0,4		3,4
Walckenaeria nudipalpis			0,2		0,2		0,2			0,4	1
Walckenaeria obtusa		0,2		0,4	0,4	0,2	0,4			0,4	2
Walckenaeria unicornis			0,4	0,2			0,2				0,8
Xysticus cristatus									0,2	0,2	0,4
Zelotes subterraneus	0,2				1,6			2,8	0,2		4,8
Zora nemoralis	0,2	0,8			2,6	0,2	0,4	4,8		0,6	9,6
Abundanz	125	121,4	102,4	123,6	72,2	47,8	93,4	84	76	31	876,8
Artenzahl	34	37	27	33	48	30	39	42	38	31	92

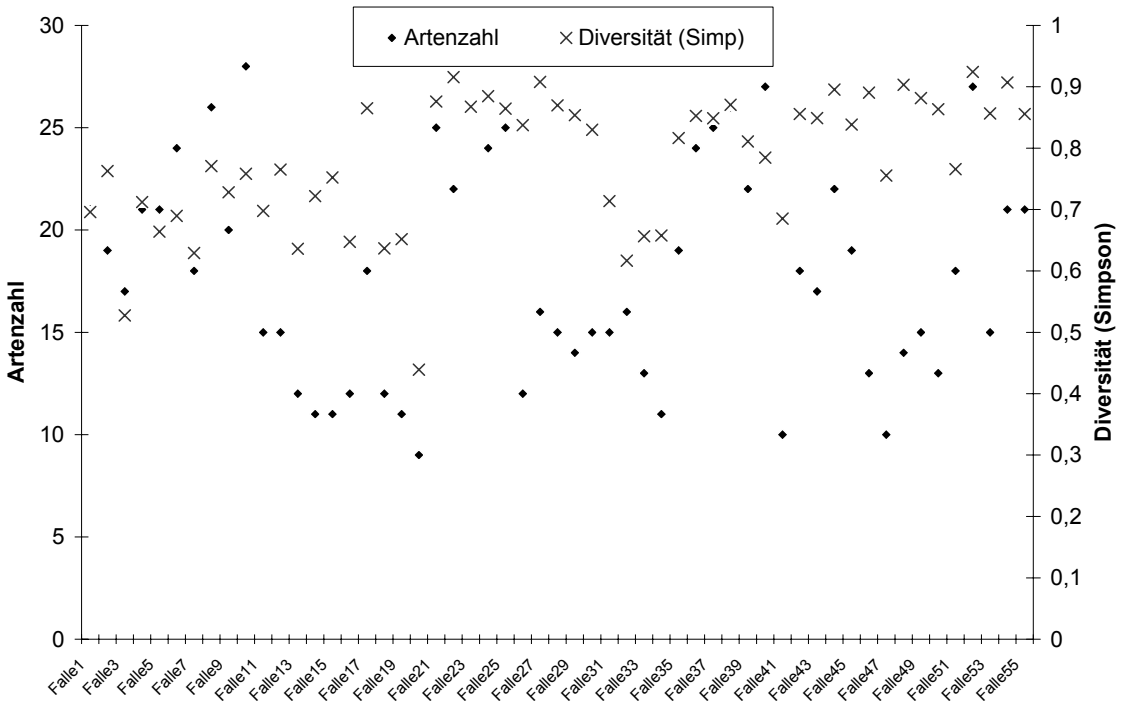


Abb. 53: Artenzahl und Diversität (Simpson) der Spinnentiere aus 2001 für Einzelfallen

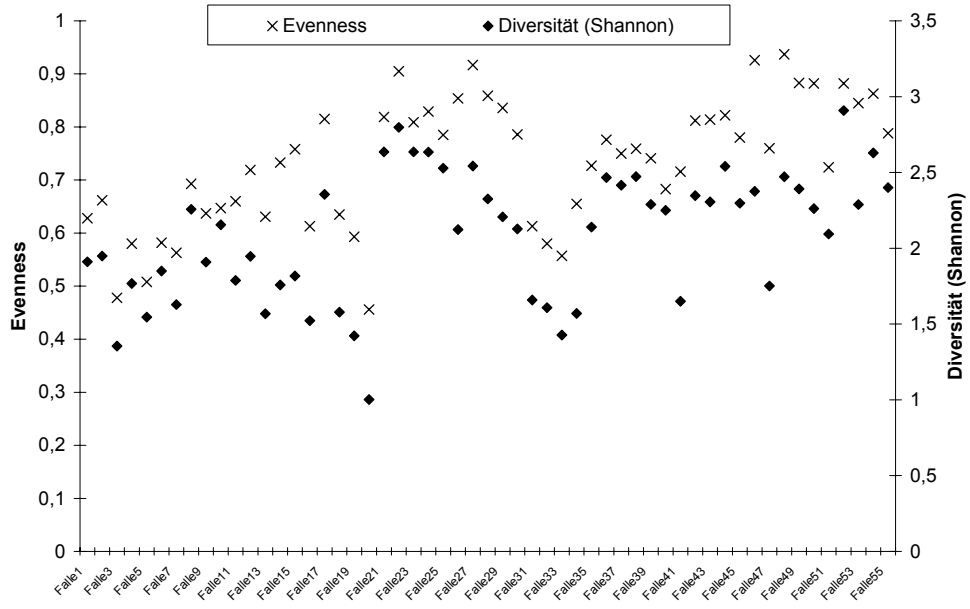
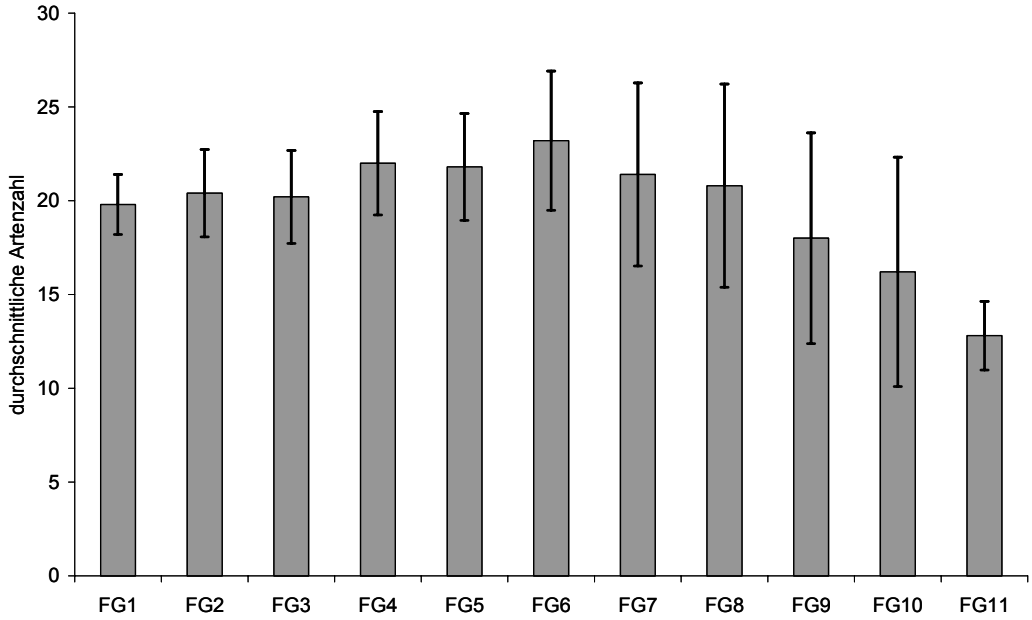


Abb. 54: Evenness und Diversität (Shannon) der Spinnentiere aus 2001 für Einzelfallen



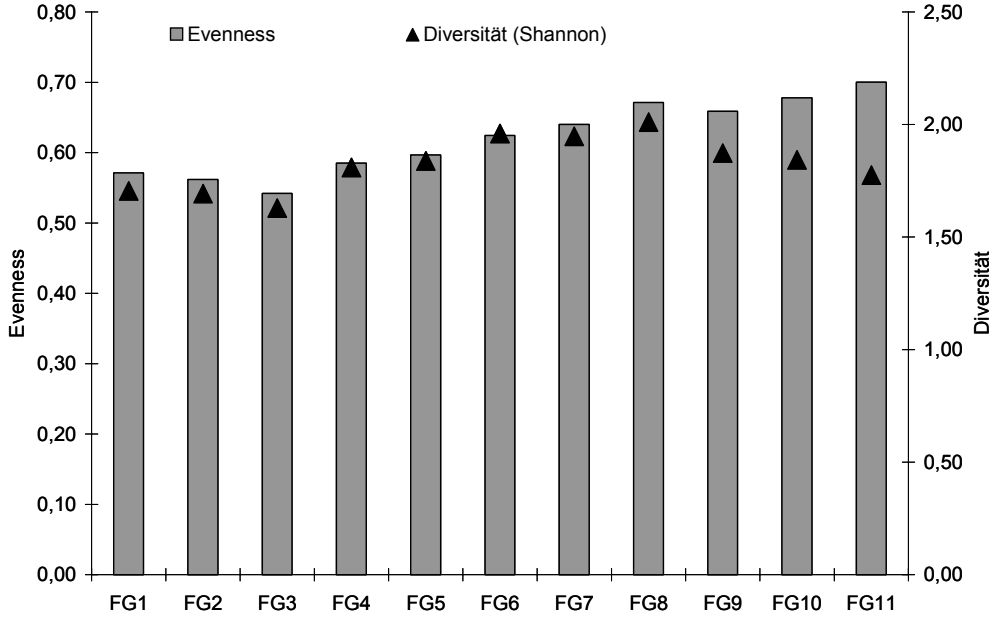
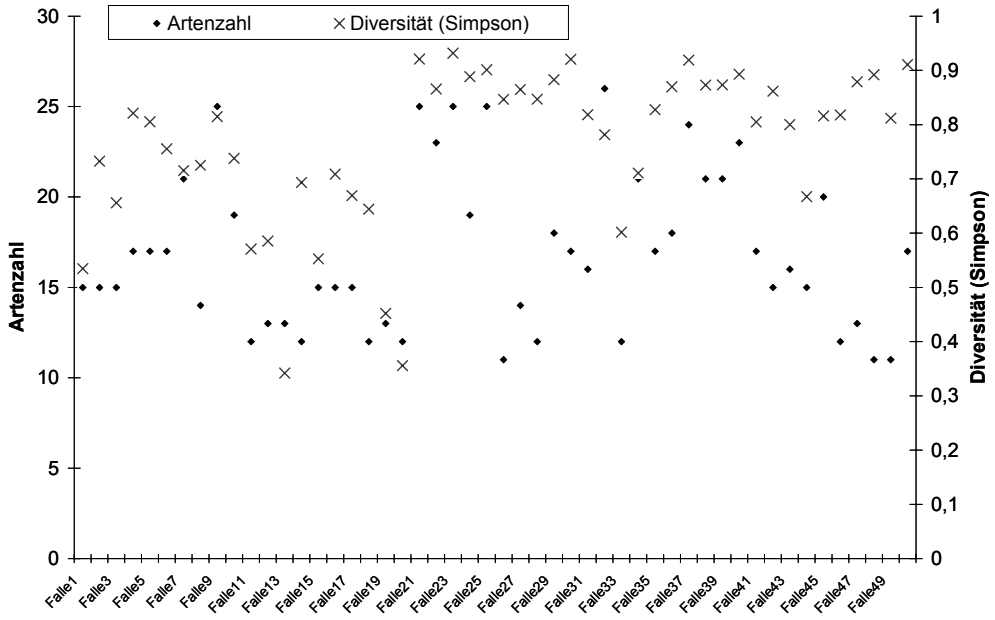


Abb. 55: Durchschnittliche Artenzahlen der Standorte mit Angabe der Standardabweichung für adulte Spinnentiere aus 2001 (OBEN)

Abb. 56: Durchschnittliche Evenness und Diversität der Standorte für adulte Spinnentiere aus 2001 (UNTEN)



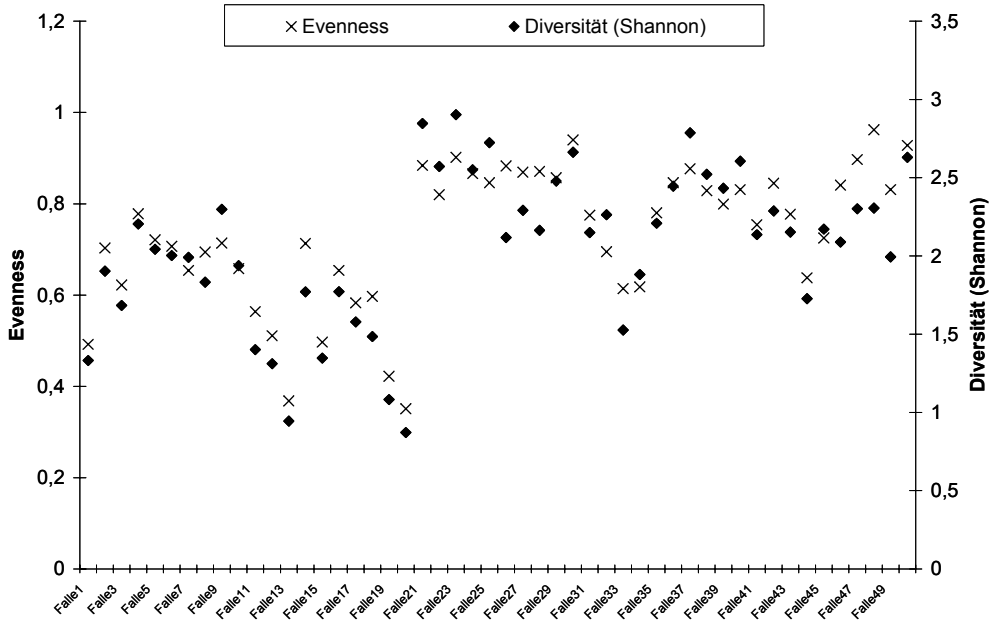
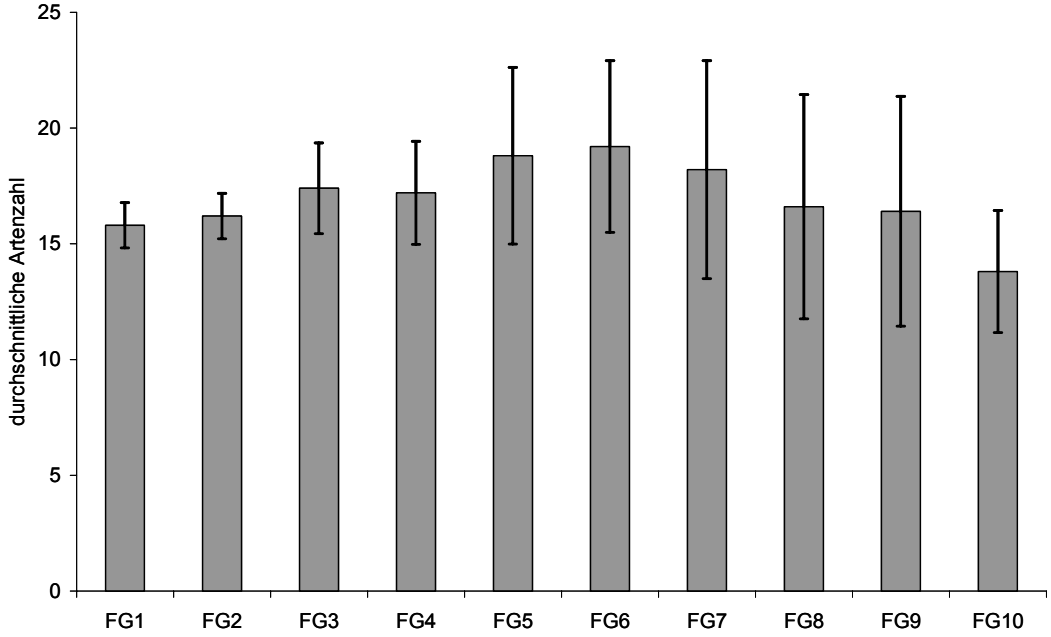


Abb. 57: Artenzahl und Diversität (Simpson) der Spinnentiere aus 2002 für Einzelfallen (OBEN)

Abb. 58: Evenness und Diversität (Shannon) der Spinnentiere aus 2002 für Einzelfallen (UNTEN)



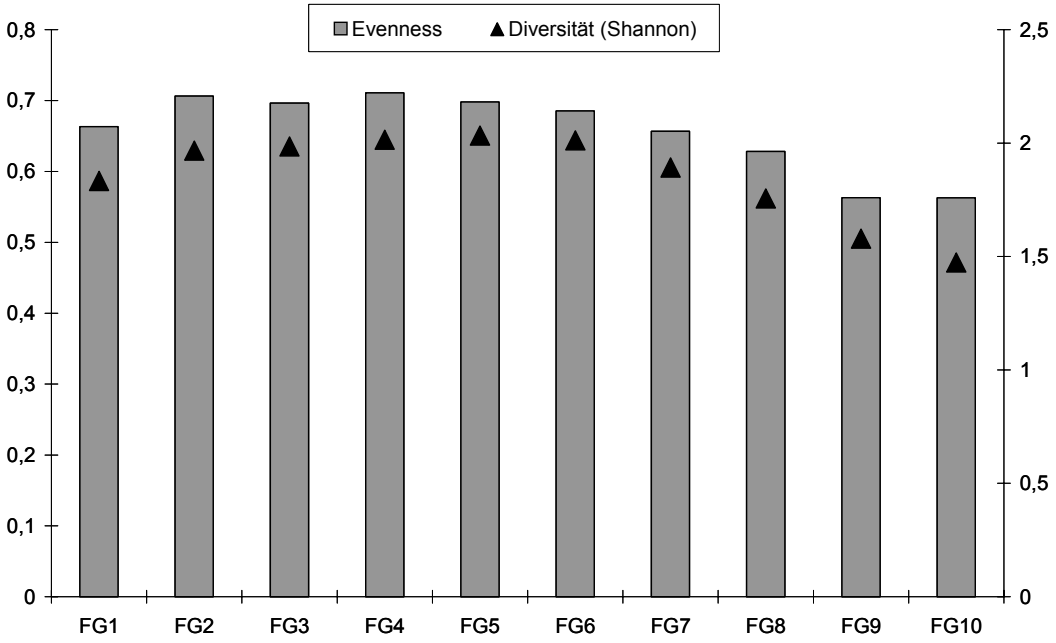


Abb. 59: Durchschnittliche Artenzahlen der Standorte mit Angabe der Standardabweichung für adulte Spinnentiere aus 2002 (OBEN)

Abb. 60: Durchschnittliche Evenness und Diversität der Standorte für adulte Spinnentiere aus 2002 (UNTEN)

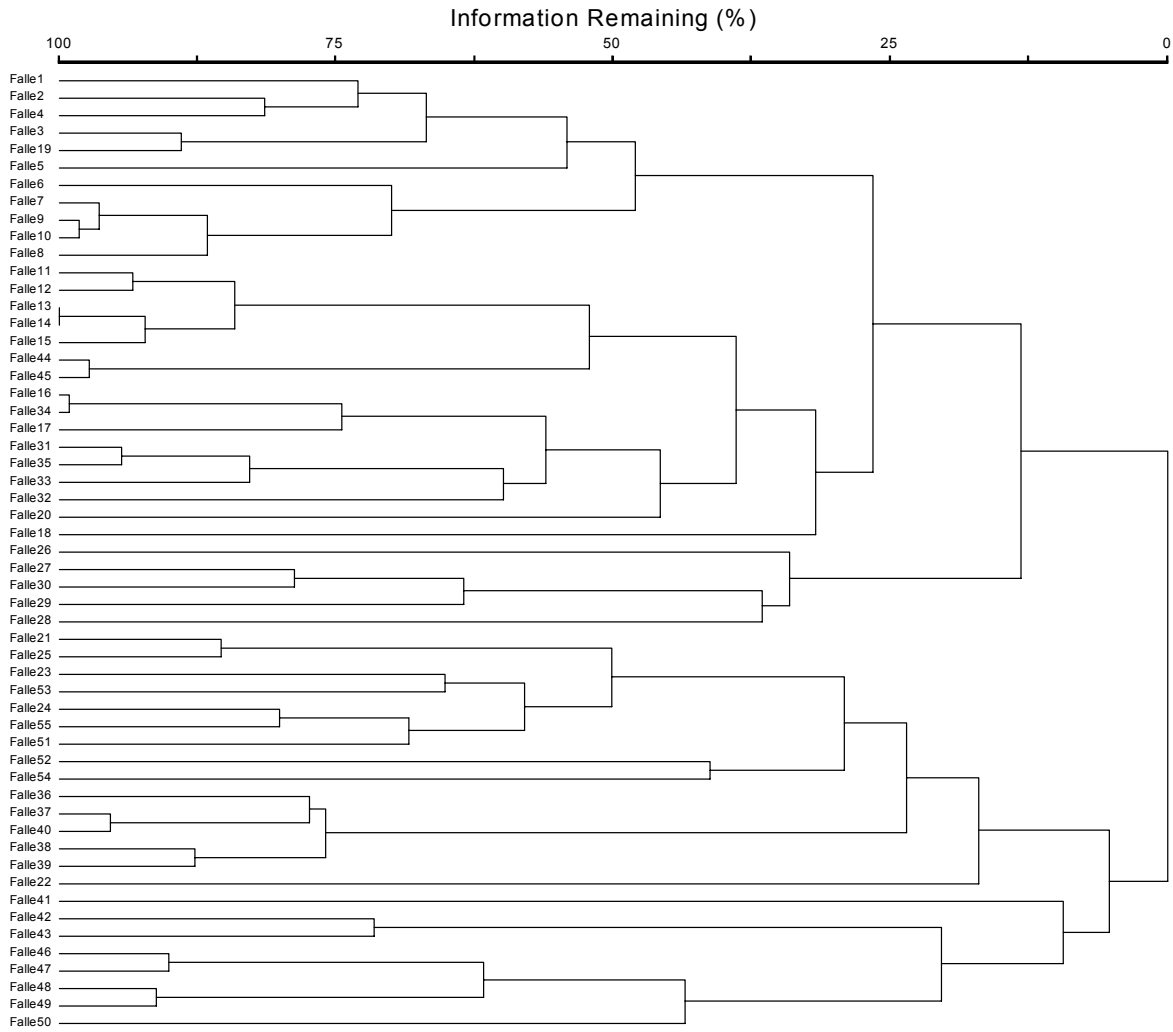


Abb. 61: Clusteranalyse nach Sörensen, Einzelfallen, Jahr 2001, Spinnentiere

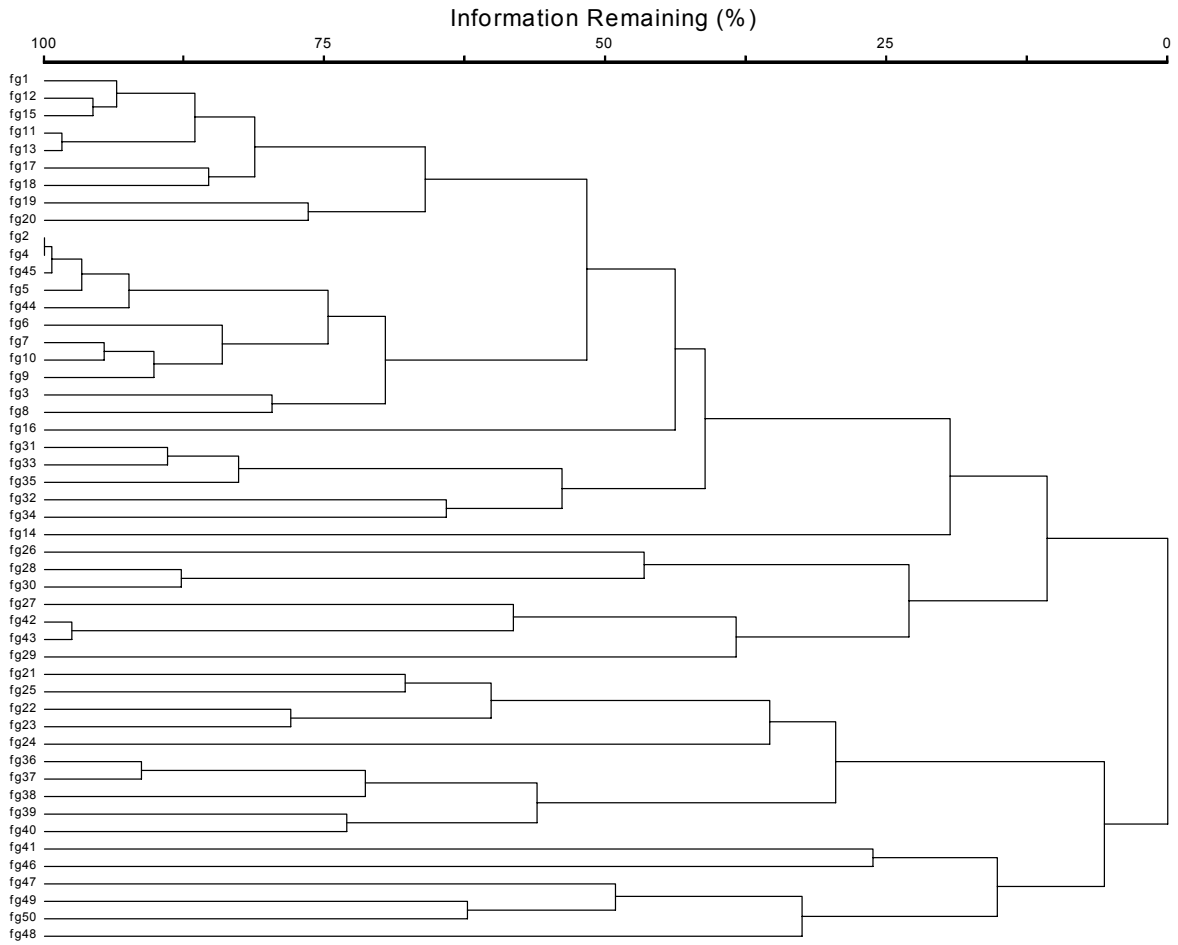


Abb. 62:Clusteranalyse nach Sörensen, Einzelfallen, Jahr 2002, Spinnentiere

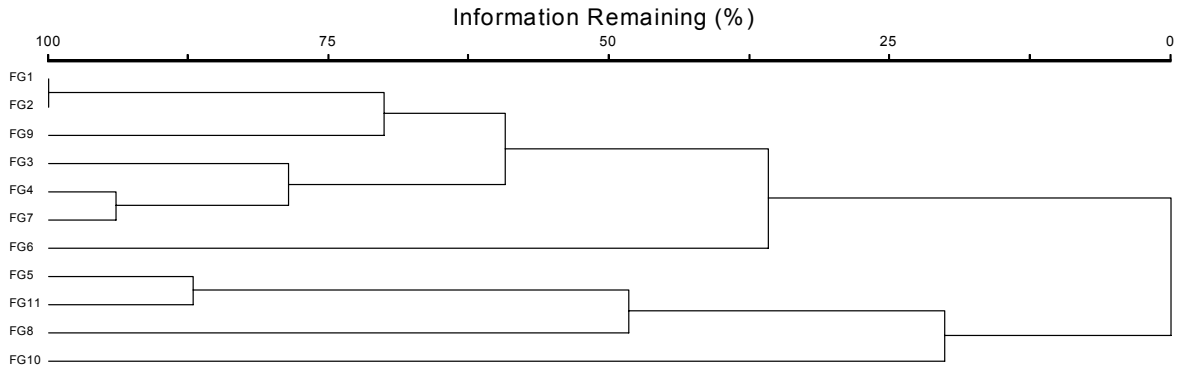


Abb. 63:Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, 2001, Spinnentiere

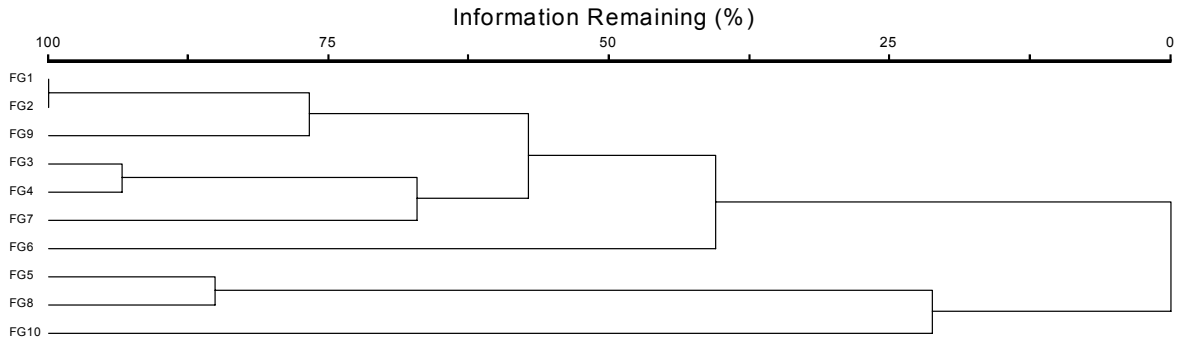


Abb. 64: Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, 2002, Spinnentiere

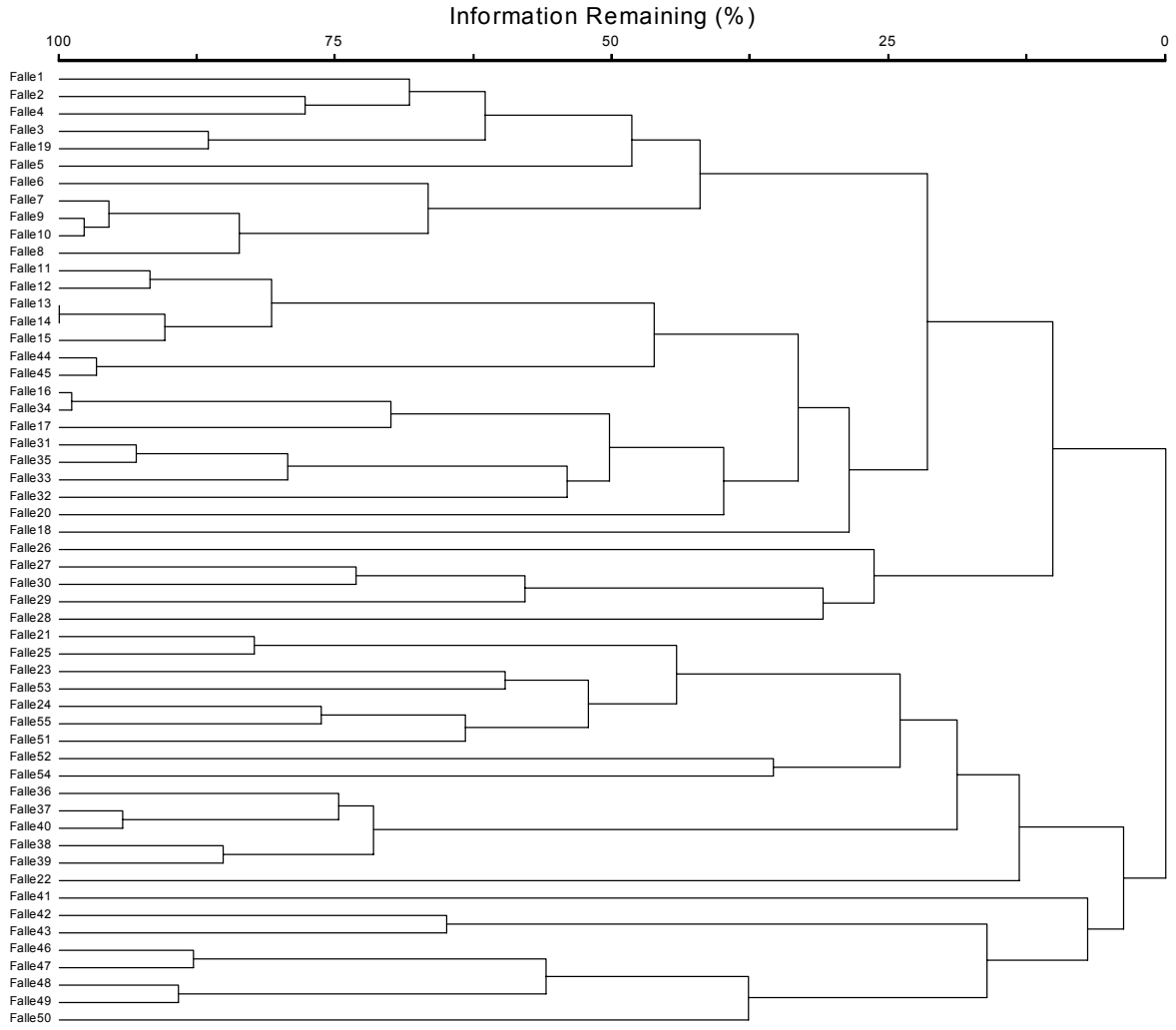


Abb. 65: Clusteranalyse nach Jaccard, Einzelfallen, Jahr 2001, Spinnentiere

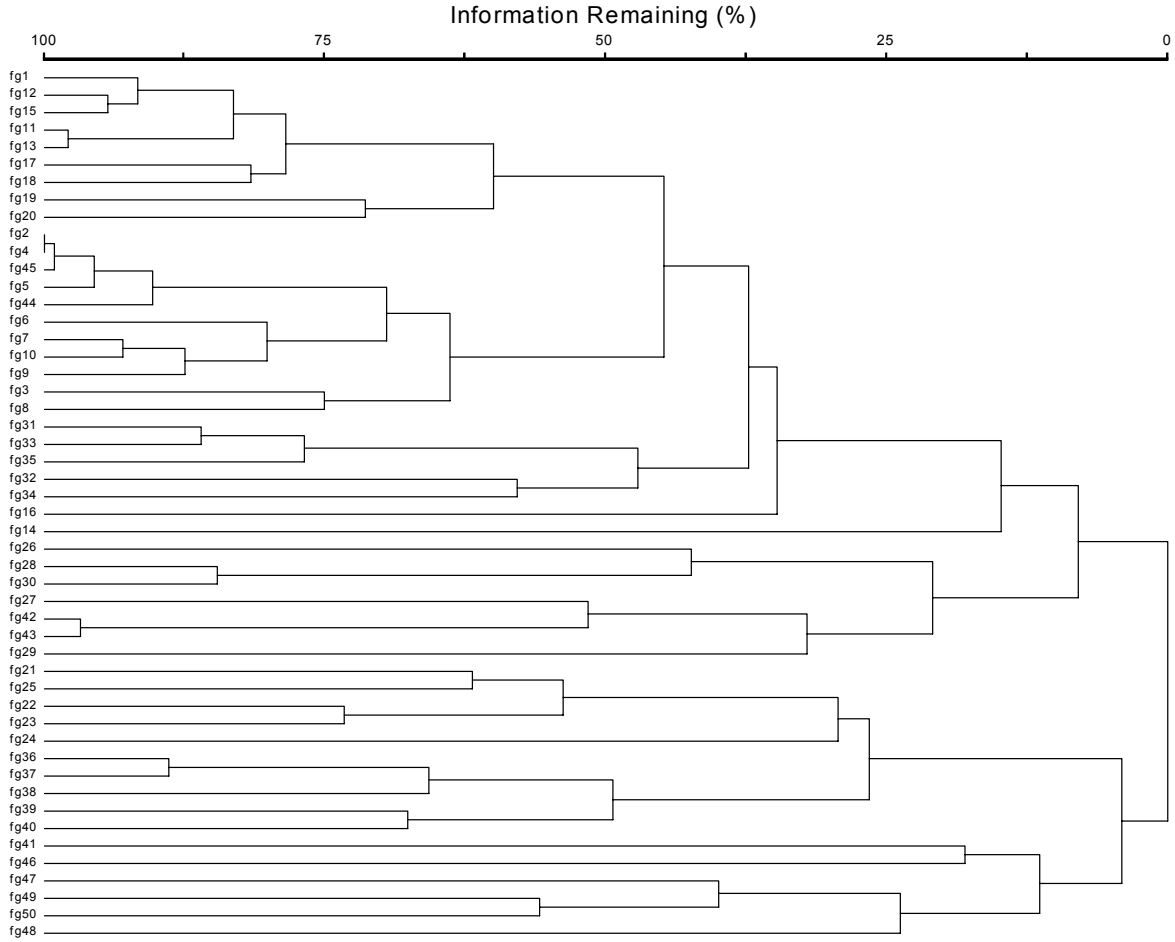


Abb. 66: Clusteranalyse nach Jaccard, Einzelfallen, Jahr 2002, Spinnentiere

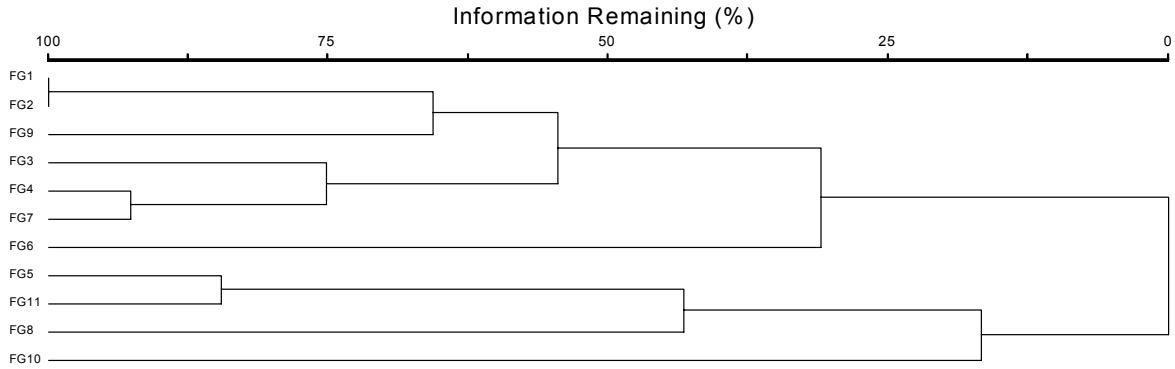


Abb. 67: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, 2001, Spinnentiere

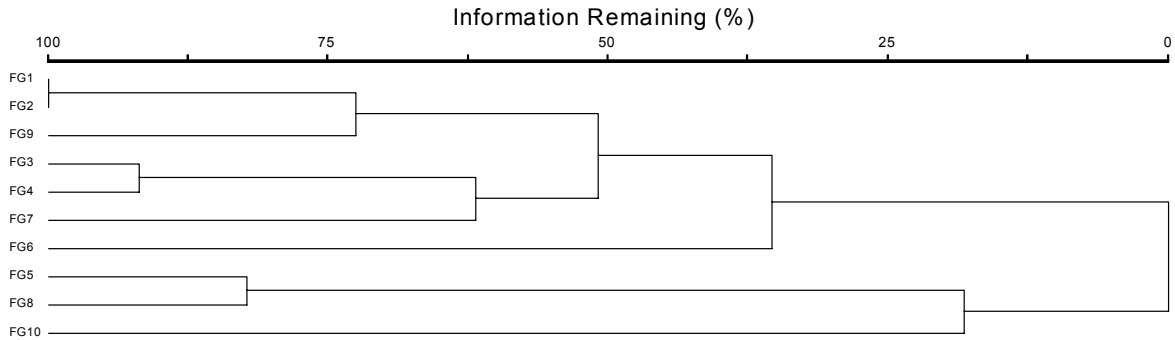


Abb. 68: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, 2002, Spinnentiere

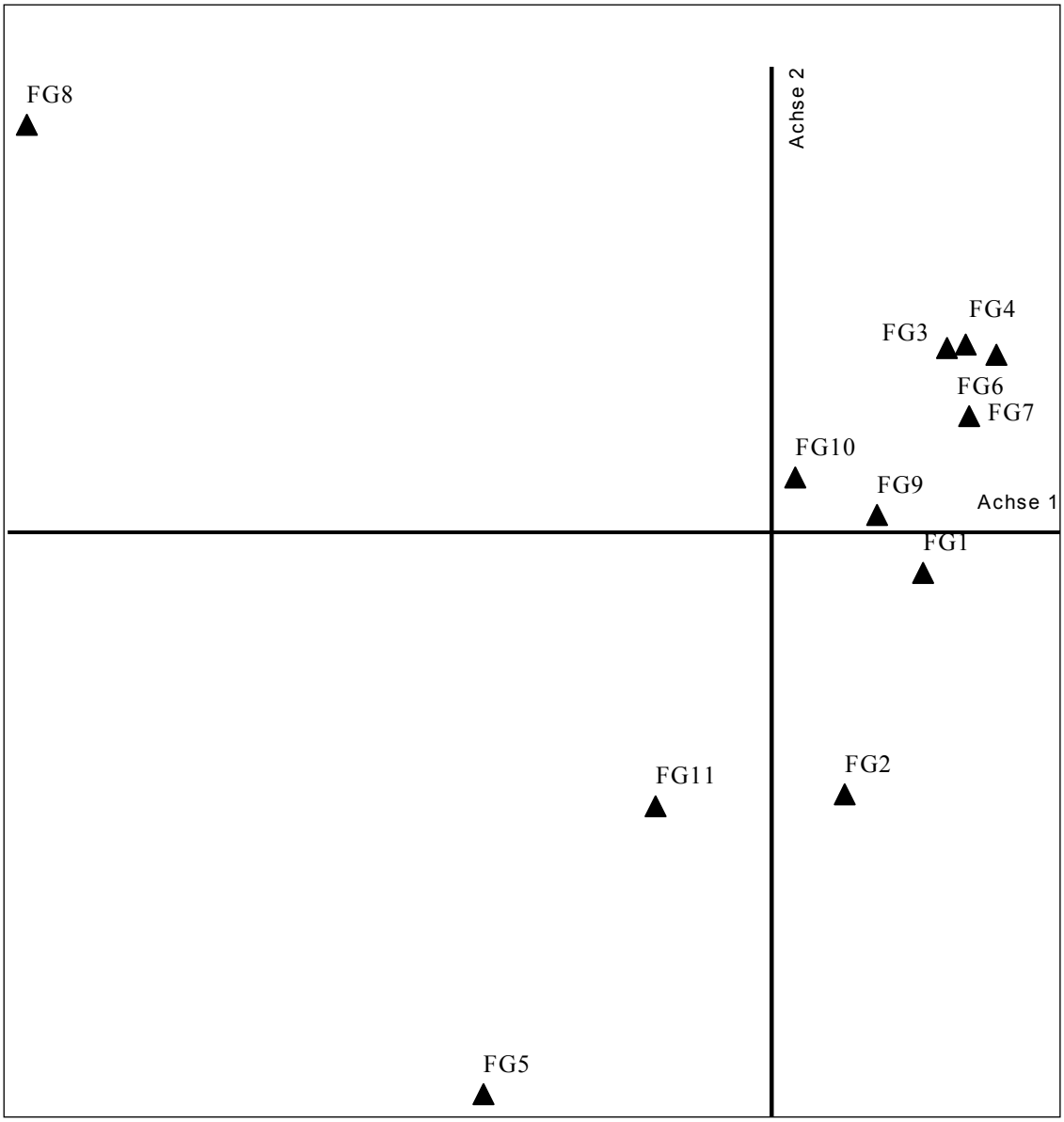


Abb. 69: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2001 für die 11 Fallengruppen

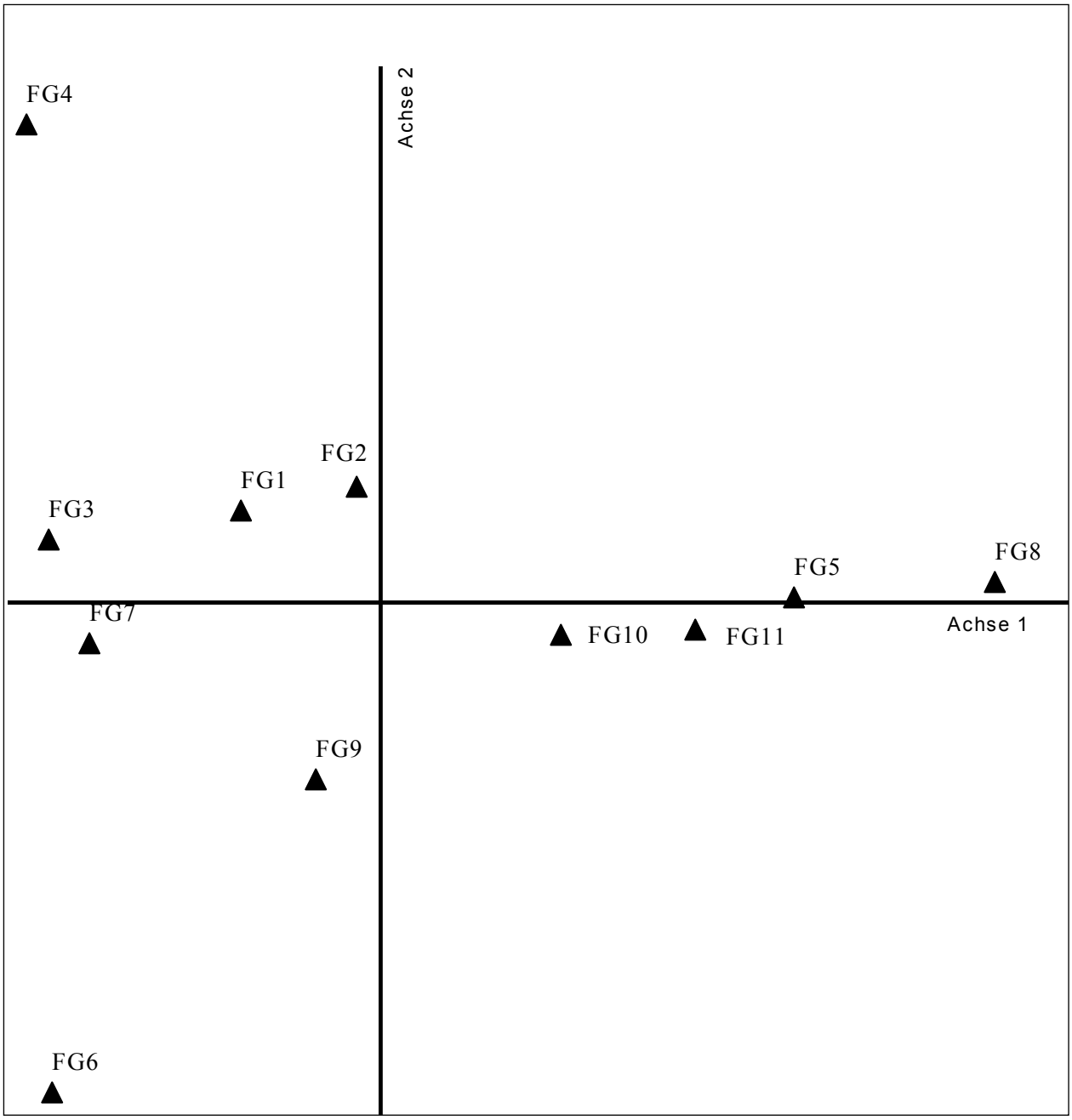


Abb. 70: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2001 für die 11 Fallengruppen

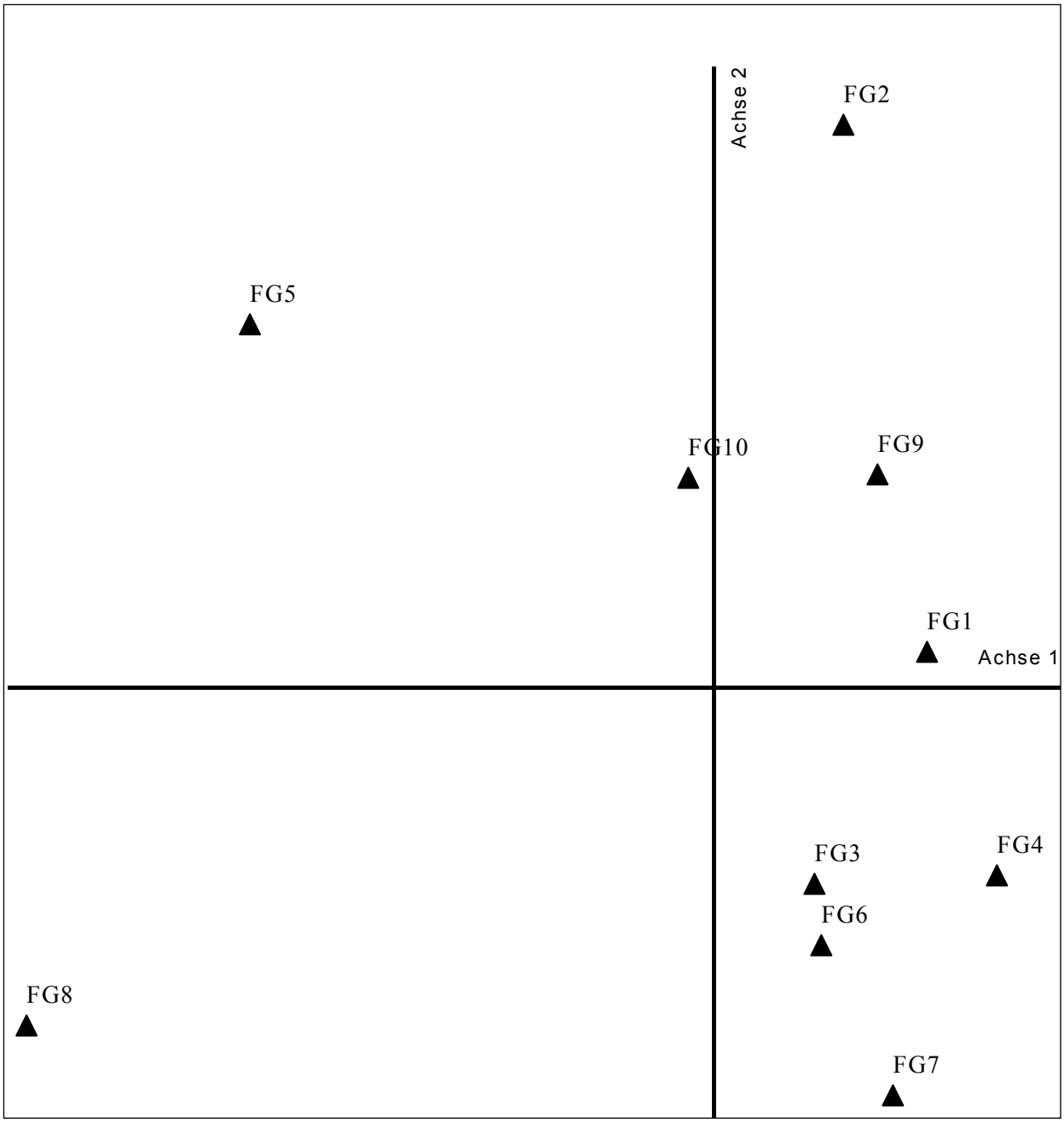


Abb. 71: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2002 Jahre für die 10 Fallengruppen

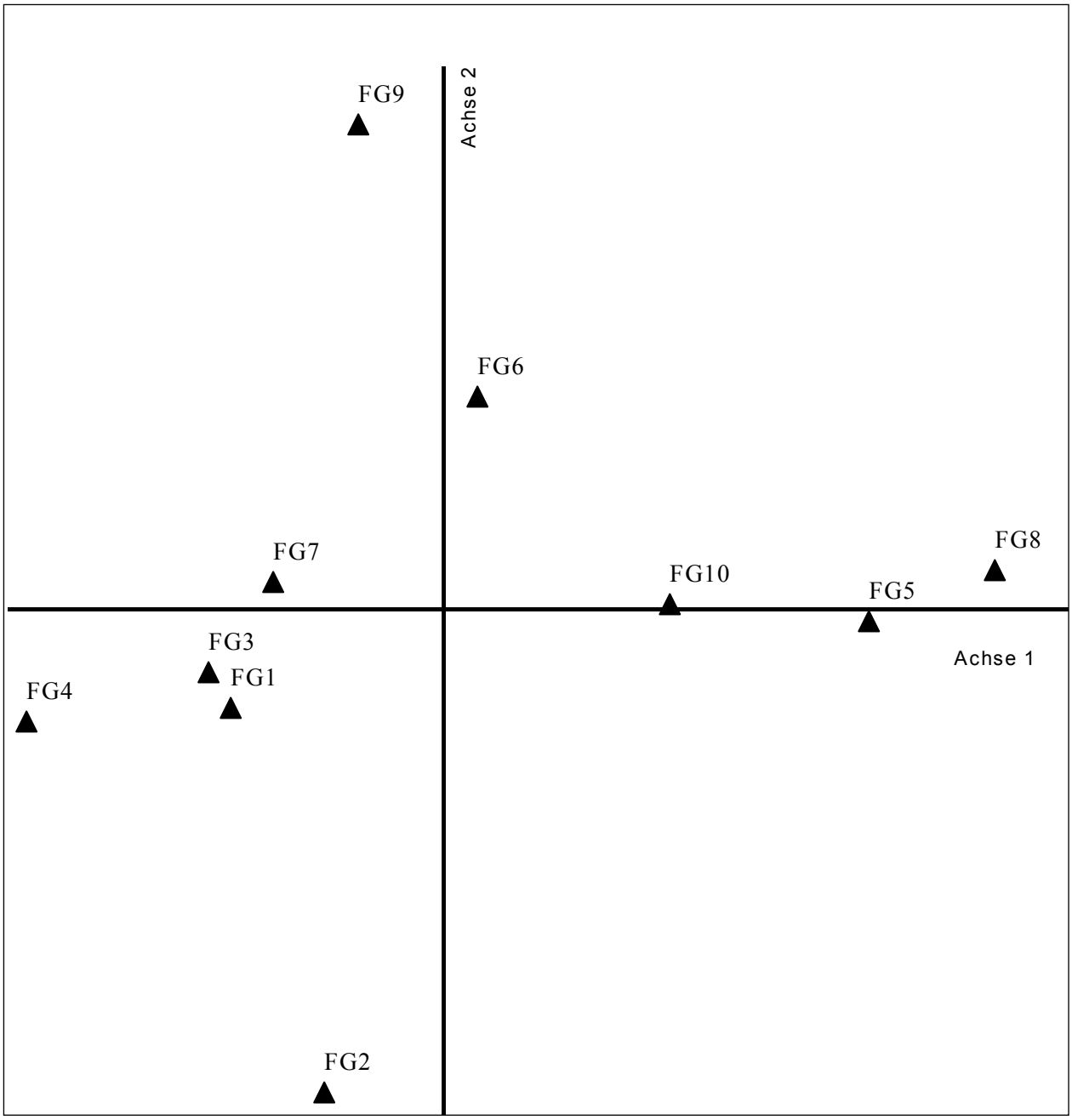


Abb. 72: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2002 Jahre für die 10 Fallengruppen

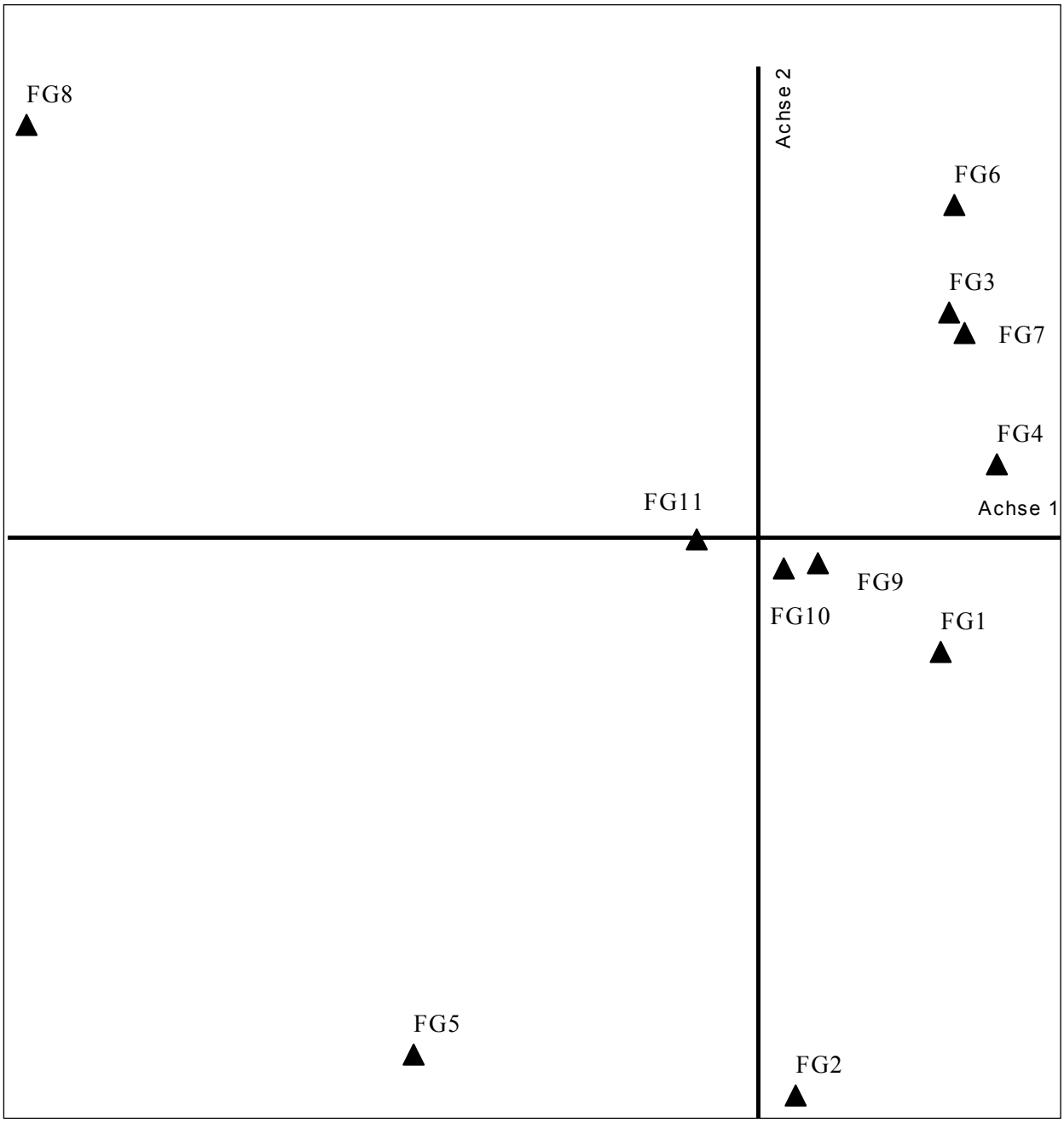


Abb. 73: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen

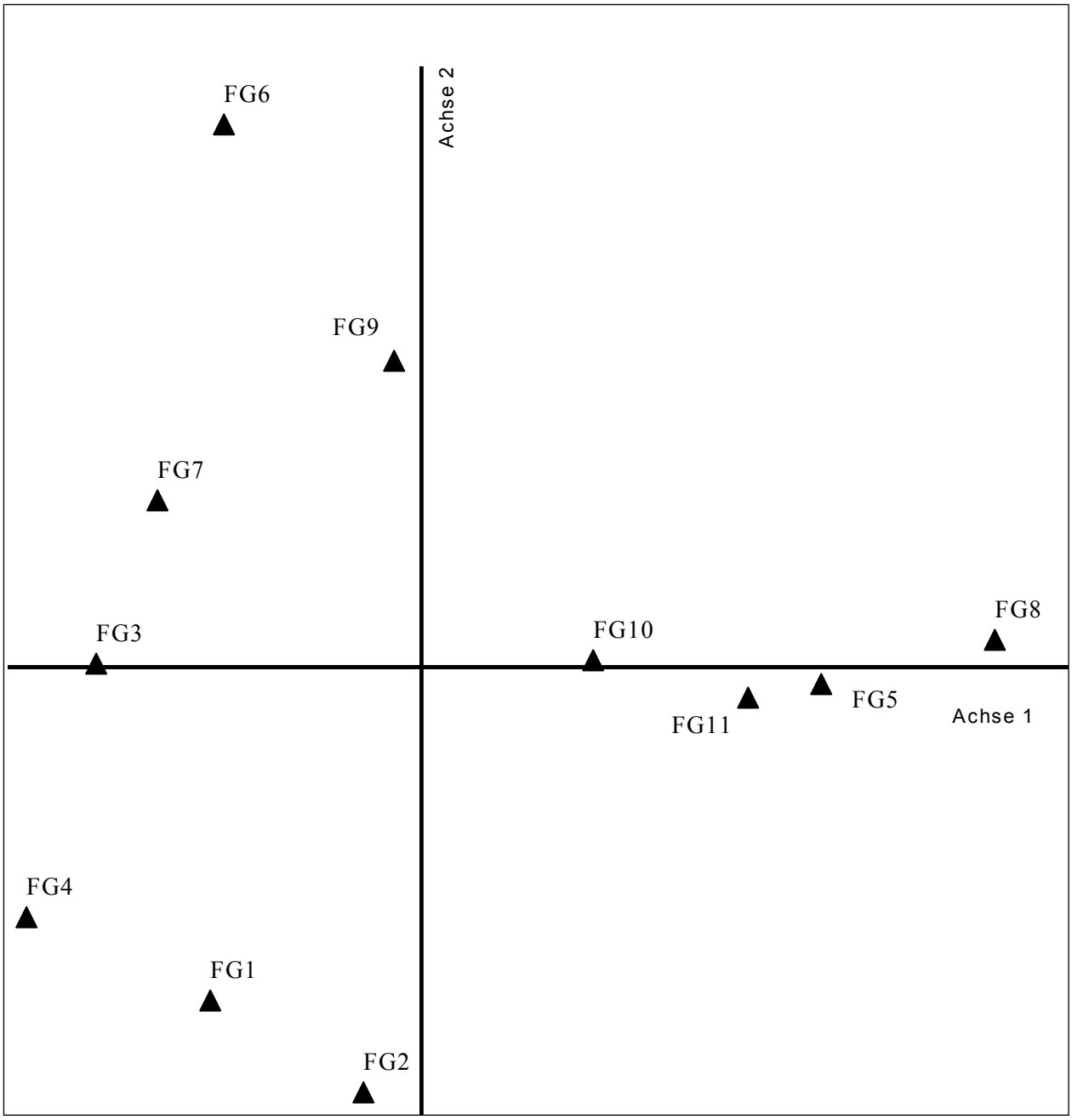


Abb. 74: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen

9. Verzeichnis der Tabellen

Tabelle 1: Zuordnung der im Text verwendeten Standortskürzel zu den Beschriftungen im Flächenschema.....6

Tabelle 2: Neue Zuordnung der im Text verwendeten Standortskürzel zu den Beschriftungen im Flächenschema.....6

Tabelle 3: Übersicht der Familiensummen einiger Arachniden-Ordnungen.....10

Tabelle 4: Übersicht der Artensummen einiger –Ordnungen.....10

Tabelle 5: Artenzahlen der Spinnen und Weberknechte in den einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark.....19

Tabelle 6: Berechnung des tatsächlichen Artenreichtums der Flächen anhand von „Abundance-based Coverage Estimator of species richness“ (ACE) und „Incidence-based Coverage Estimator of species richness“ (ICE) anhand der Spinnentierarten der einzelnen Standorte.....21

Tabelle 7: Berechnung des tatsächlichen Artenreichtums der Flächen anhand von „Abundance-based Coverage Estimator of species richness“ (ACE) und „Incidence-based Coverage Estimator of species richness“ (ICE) anhand der Spinnentierarten der einzelnen Standorte: 250 -fache Randomisierung.....21

Tabelle 8: Adulte Spinnen aus dem Jahr 2001, Teil I, Fangzahlen.....23

Tabelle 9: Adulte Spinnen aus dem Jahr 2002, Teil I.....30

Tabelle 10: Artendichte, bezogen auf die kleinste Probeneinheit (als Durchschnitt pro Falle und 2 Wochen Standzeit.)..... 37

Tabelle 11: Aktivitätsabundanzen der einzelnen Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für den Zeitraum 2001 und 2002 im Raum Müritz-Nationalpark.....39

Tabelle 12: Aktivitätsabundanzen der verschiedenen Habitatpräferenzgruppen auf den Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark (Fänge aus 2001 und 2002) 42

Tabelle 13: Konstanz der Arten für die einzelnen Standorte im Müritz-Nationalpark (sortiert nach Konstanz der Arten des Standortes Nr. 4 (FG4)).....55

Tabelle 14: Frequenz der Spinnentiere beider Jahre.....59

Tabelle 15: Dominanzen der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark.....61

Tabelle 16: Artenzahl (S), Evenness (E), Diversität und Simpson Index für die adulten Spinnen/ Weberknechte (Gesamtfänge) nach Einzelfallen.....65

Tabelle 17: Gemeinsame Arten auf der Grundlage der an 11 Untersuchungsstandorten dokumentierten Spinnentiergesellschaften.....71

Tabelle 18: Renkonenberechnungen auf der Grundlage der an 11 Untersuchungsstandorten dokumentierten Spinnentiergesellschaften 73

Tabelle 19: Berechnungen des Jaccard-Index auf der Grundlage der an 11 Untersuchungsstandorten dokumentierten Spinnentiergesellschaften 75

Tabelle 20: Ähnlichkeitsindex nach Wainstein, Datengrundlage alle adulten Spinnen aus 2001 und 2002 der 11 Standorte..... 77

Tabelle 21: Spinnentiere aus dem Macfadyen-Extraktions-Apparat, Probezeitraum 2000 und 2001 89

Tabelle 22: Arten der Roten Liste in Deutschland bzw. Mecklenburg-Vorpommern.....91

Tabelle 23: Individuenzahlen der Spinnentiere unter Berücksichtigung der Bestockung 92

Tabelle 24: Juvenile Spinnen aus dem Jahr 2001, Teil I.....109

Tabelle 25: Juvenile Spinnen aus dem Jahr 2002, Teil I.....112

Tabelle 26: Frequenzen der Spinnen und Weberknechtarten pro Falle im Müritz-Nationalpark.....114

Tabelle 27: Artenzahl (S), Evenness (E), Diversität und Simpson Index für die adulten Spinnen/ Weberknechte aus 2001 nach Einzelfallen 123

Tabelle 28:Artenzahl (S), Evenness (E), Diversität und Simpson Index für die adulten Spinnen/ Weberknechte aus 2002 nach Einzelfallen.....125

Tabelle 29: Aktivitätsabundanzen der einzelnen Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für das Jahr 2001 Im Raum Müritz-Nationalpark.....126

Tabelle 30: Aktivitätsabundanzen der einzelne Spinnentierarten und die Aktivitätsartenzahlen der Bodenfallengruppen für das Jahr 2002 Im Raum Müritz-Nationalpark.....128

10. Verzeichnis der Abbildungen

Abbildung 1: Altes Flächenschema zur Untersuchung der Standorte 7

Abbildung 2: Neues Flächenschema zur Untersuchung der Standorte 8

Abbildung 3: Einfach-log Darstellung der pro Spinnenart erfaßten Individuenzahl. Den Arten wurden Rangpositionen von 1 bis 120 so zugeteilt, daß die Individuenzahlen der Arten entlang der Abszisse von links nach rechts abnehmen. 18

Abbildung 4: Artenzahl und Individuensummen in Abhängigkeit von der Anzahl der Untersuchungsflächen (beide Jahre, nur Adulte) 20

Abbildung 5: Anzahl von Arten, die pro Standort nur einmal (Einzelvorkommen) bzw. nur zweimal (Doppelvorkommen) registriert wurden 22

Abbildung 6: Jahresdurchschnitt der Artendichte, bezogen auf die kleinste Probeneinheit (als Durchschnitt pro Falle und 2 Wochen Standzeit 38

Abbildung 7: Aktivitätsabundanzen der verschiedenen Habitatpräferenzgruppen im Müritz-Nationalpark (alle Flächen, beide Jahre 2001 und 2002) 43

Abbildung 8: Aktivitätsabundanzen der verschiedenen Habitatpräferenzgruppen auf den Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark (Fänge aus 2001 und 2002) 43

Abbildung 9: Aktivitätsdominanz der Habitatpräferenzgruppen der einzelnen 11 Standorte 44

Abbildung 10: Dominanzstruktur der Spinnentiere aus 2001 (nur Arten mit D > 0,5 %) (OBEN) 46

Abbildung 11: Dominanzstruktur der Spinnentiere aus 2002 (nur Arten mit D > 0,5 %) (UNTEN) 46

Abbildung 12: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) (OBEN) 47

Abbildung 13: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG1 (UNTEN) 47

Abbildung 14: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG2 (OBEN) 48

Abbildung 15: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG3 (UNTEN) 48

Abbildung 16: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG4 (OBEN) 49

Abbildung 17: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG5 (UNTEN) 49

Abbildung 18: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG6 (OBEN) 50

Abbildung 19: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG7 (UNTEN) 50

Abbildung 20: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG8 (OBEN) 51

Abbildung 21: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG9 (UNTEN) 51

Abbildung 22: Dominanzstruktur der Spinnentiere (beide Jahre; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG10 (OBEN) 52

Abbildung 23: Dominanzstruktur der Spinnentiere (nur 2001; nur Arten mit D > 0,5 %) für den Standort FG11 (UNTEN) 52

Abbildung 24: Dominanzstruktur für die 5 häufigen Spinnentierarten *Oligolophus tridens*, *Nemastoma lugubre*, *Lophopilio palpinalis*, *Lepthyphantes flavipes*, *Trochosa terricola* und *Agroeca brunnea* (Daten aus 2001 und 2002) differenziert nach den 11 Standorten 53

Abbildung 25: Frequenz der Spinnentiere beider Jahre für Arten mit einer Frequenz > 40 % 58

Abbildung 26: Frequenz der Spinnentiere beider Jahre für Arten mit einer Frequenz > 20 und < 40 % 58

Abbildung 27: Artenanteil an Dominanzklassen nach Engelmann der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark 64

Abbildung 28: Artenzahl und Diversität (Simpson) der Spinnentiere (Gesamtfänge) für Einzelfallen (OBEN) 67

Abbildung 29: Evenness und Diversität (Shannon) der Spinnentiere (Gesamtfänge) für Einzelfallen (UNTEN) 67

Abbildung 30: Durchschnittliche Artenzahlen der Standorte mit Angabe der Standardabweichung für adulte Spinnentiere (Gesamtfänge) (OBEN) 68

Abbildung 31: Durchschnittliche Evenness und Diversität der Standorte für adulte Spinnentiere (Gesamtfänge) (UNTEN) 68

Abbildung 32: Clusteranalyse nach Sörensen, Einzelfallen, beide Jahre, Spinnentiere 69

Abbildung 33: Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere 70

Abbildung 34: Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere, nach Jahr 2001 und 2002 differenziert 70

Abbildung 35: Clusteranalyse nach dem Renkonen-Index für die Gemeinschaft der Spinnentiere der einzelnen Fallengruppen („Standorte“) 74

Abbildung 36: Clusteranalyse nach Jaccard, Einzelfallen, beide Jahre, Spinnentiere 76

Abbildung 37: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere 76

Abbildung 38: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, beide Jahre, Spinnentiere, nach Jahr 2001 und 2002 differenziert 77

Abbildung 39: Clusterdiagramm auf der Grundlage des Ähnlichkeitsindex nach Wainstein 78

Abbildung 40: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen, FG nach Jahren 2001 (01) und 2002 (02) differenziert 81

Abbildung 41: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen, FG nach Jahren 2001 (01) und 2002 (02) differenziert 82

Abbildung 42: Ergebnis einer Canonischen Korrespondenzanalyse (CCA) anhand der 20 im Gesamtgebiet häufigsten Spinnenarten, Achse 1 und 2 83

Abbildung 43: Ergebnis einer Canonischen Korrespondenzanalyse (CCA) anhand der 20 im Gesamtgebiet häufigsten Spinnenarten, Achse 1 und 3 84

Abbildung 44: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für den Weberknecht *Oligolophus tridens* 85

Abbildung 45: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für *Trochosa terricola* 86

Abbildung 46: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für den Weberknecht *Nemastoma lugubre* 87

Abbildung 47: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse für *Pachygnatha listeri*.....88

Abbildung 48: Artenzahl pro Bodenfalle (beide Fangjahre). Arten-Areal-Kurve zur Absicherung der Probengesamtheit 90

Abbildung 49: Verteilung der Arten auf die drei Waldtypen Kiefer, Kiefer-Buchen und Buchenwald mit Angabe der Artüberschneidungen und der exklusiven Arten 93

Abbildung 50: Phänologie der Spinnentiere im Jahr 2001 100

Abbildung 51: Phänologie der Spinnentiere im Jahr 2002 100

Abbildung 52: Artenanteil an Dominanzklassen nach Engelmann der Spinnen und Weberknechtarten (beide Jahre 2001 und 2002) der einzelnen Untersuchungsflächen im Müritz-Nationalpark 123

Abbildung 53: Artenzahl und Diversität (Simpson) der Spinnentiere aus 2001 für Einzelfallen ...131

Abbildung 54: Evenness und Diversität (Shannon) der Spinnentiere aus 2001 für Einzelfallen ...131

Abbildung 55: Durchschnittliche Artenzahlen der Standorte mit Angabe der Standardabweichung für adulte Spinnentiere aus 2001 (OBEN) 132

Abbildung 56: Durchschnittliche Evenness und Diversität der Standorte für adulte Spinnentiere aus 2001 (UNTEN) 132

Abbildung 57: Artenzahl und Diversität (Simpson) der Spinnentiere aus 2002 für Einzelfallen (OBEN) 133

Abbildung 58: Evenness und Diversität (Shannon) der Spinnentiere aus 2002 für Einzelfallen (UNTEN).....133

Abbildung 59: Durchschnittliche Artenzahlen der Standorte mit Angabe der Standardabweichung für adulte Spinnentiere aus 2002 (OBEN).....134

Abbildung 60: Durchschnittliche Evenness und Diversität der Standorte für adulte Spinnentiere aus 2002 (UNTEN) 134

Abbildung 61: Clusteranalyse nach Sörensen, Einzelfallen, Jahr 2001, Spinnentiere 135

Abbildung 62:Clusteranalyse nach Sörensen, Einzelfallen, Jahr 2002, Spinnentiere 136

Abbildung 63:Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, 2001, Spinnentiere 136

Abbildung 64: Clusteranalyse nach Sörensen, Fallengruppen, 2002, Spinnentiere 137

Abbildung 65: Clusteranalyse nach Jaccard, Einzelfallen, Jahr 2001, Spinnentiere 137

Abbildung 66: Clusteranalyse nach Jaccard, Einzelfallen, Jahr 2002, Spinnentiere 138

Abbildung 67:Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, 2001, Spinnentiere 138

Abbildung 68: Clusteranalyse nach Jaccard, Fallengruppen, 2002, Spinnentiere 139

Abbildung 69: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2001 für die 11 Fallengruppen 139

Abbildung 70: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2001 für die 11 Fallengruppen 140

Abbildung 71: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2002 Jahre für die 10 Fallengruppen 141

Abbildung 72: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere des Jahres 2002 Jahre für die 10 Fallengruppen 142

Abbildung 73: PCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen 143

Abbildung 74: DCA mittels PC-Ord 4.17 anhand der adulten Spinnentiere beider Jahre für alle Fallengruppen 144

11. Literatur

Albert, R. (1982): Untersuchungen zur Struktur und Dynamik von Spinnengemeinschaften verschiedener Vegetationstypen im Hoch-Solling. Hochschulsammlung Naturwissenschaft Biol. Freiburg 16, 1-147

Albrecht, L. (1992): Die Bedeutung der Naturwaldreservate für den Artenschutz im Wald. Forstwiss. Cbl. 111, 214-224

Albrecht, L. (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. Naturwaldreservate in Bayern (1),. München. Schriftenreihe des Bayrischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 221 S.

Alderweireldt, M.; Bosmans, R.; Vanhercke, L. (1993): The Araneae and Opiliones of the forest of Houthulst (Western Flanders, Belgium): Results of a six-year survey. Bulletin et Annales de la Societe Royale Belge d'Entomologie 129, 285-290

Ammer, U. u. Schubert, H. (1999): Arten-, Prozess- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. Forstw. Cbl. 118; 70-87

Arbeitsgruppe Fauna (des Arbeitskreises Naturwälder) (1997): Programm zur Untersuchung der Fauna in Naturwäldern. Version 1.00 vom 24.9.97. Unveröff., vervielfältigtes Manuskript, 1-24

Atlegrim, J.; Sjöberg, K. (1996): Comparison of invertebrate abundance and biomas betwen a clear-cut stand and our stands under tree cover in Swedish boreal coniferous forests. Entomologica Fennica 7 (18), 27-29

Atlegrim, O.; Sjoberg, K. (1995): Effects of clear-cutting and selective felling in Swedish Boreal coniferous forest: Response of invertebrate taxa eaten by birds. Entomologica Fennica 6, 79-90

Balogh, J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Ihre Erforschung unter besonderer Berücksichtigung zoozönotischer Arbeitsmethoden. - 2. Aufl., Akad.-Verl., Budapest, Berlin: 560 S.

Barber, H. (1931): Traps of cave inhabiting insects. Journ. Elisha Mitchell Sci. Soc. 46, 259-266

Bauchhenss, E. (1991): Die epigäische Spinnenfauna eines Auwaldgebietes der Donau im Landkreis Dillingen/Donau (Deutschland, Bayern). Arachnologische Mitteilungen Heft 2, 20-30

Bauchhenss, E. (2002): Die Spinnenfauna eines thermophilen Waldmantels in Mittelfranken (Bayern). Arachnologische Mitteilungen Heft 23, 1-21

Beck, L. (1993): Zur Bedeutung der Bodentiere für den Stoffkreislauf in Wäldern. Biologie in unserer Zeit 23, 286-294

BFN (1995): Materialien zur Situation der biologischen Vielfalt in Deutschland, Bonn, 112 S.

Blick, T., A. Hänggi & K. Thaler (2002): Checklist of the arachnids of Germany, Switzerland, Austria, Belgium and the Netherlands (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Palpigradi). Version 2002 June 1. - Internet: http://www.AraGes.de/checklist_e.html

Blick, T.; Bliss, P. (1991): Spinnentiere und Laufkäfer am Waldrand (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones; Insecta: Coleoptera: Carabidae). Bull. Soc. neuchatel Sci. nat. 116 (1), 25-34

Bliss, P., Martens, J. , Blick, T. (1996): Rite Liste der Weberknechte Deutschlands. Arachnol. Mitt. 11: 32-35

Blume, D. (1990): Die Bedeutung des Alt- und Totholzes für heimische Spechte - Folgerungen für die Forstwirtschaft. Seminarberichte NZ NRW, 10, 48-50

Bogenschütz, H. (1994): Zoologische Forschung in Naturwaldreservaten eine Besprechung aktueller Literatur. Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtung. 37, 91-93

Bohn, U., Weber, H. (2000): Karte der natürlichen Vegetation Europas, Masstab 1:2,5 Mio. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Brown, V.; Hyman, P.S. (1995): Successional communities of plants and phytophagous coleptera. J. Ecol. 74, 963-975

Bruening, A. (1991): The effect of a single colony of the red wood ant, Formica polyctena, on the spider fauna (Araneae) of a beech forest floor. Oecologia 86, 478-483

Buschinger, A. (1990): Lebensweise, Bestandessituation und Konsequenezen für den Schutz holzbewohnender Ameisen in Mitteleuropa. Seminarberichte NZ NRW, 10, 36-38

Butterfield, J.; Luff, M.L.; Baines, M.; Eyre, M.D. (1995): Carabid beetle communities as indicators of conservation potential in upland forests. For. Ecol. Manage. 79, 63-77

Chao, A. & S.-M Lee. 1992 Estimating the number of classes via sample coverage. *Journal of the American Statistical Association* 87, 210-217.

Chao, A., M.-C. Ma, and M. C. K. Yang. 1993. Stopping rules and estimation for recapture debugging with unequal failure rates. *Biometrika* 80, 193-201.

Chazdon, R. L., R. K. Colwell, J. S. Denslow, and M. R. Guariguata. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of NE Costa Rica. Pp. 285-309 in F. Dallmeier and J. A. Comiskey, eds. *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and Old World case studies*. Parthenon Publishing, Paris.

Christensen, M.; Emborg, J. (1996): Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. Forest Ecology & Management 85, 47-51

Colwell, R. K., and J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society* (Series B) 345, 101-118.

Coyle, F.A. (1981): Effects of clear-cuting on the spider community of a southern Appalachian forest. J. Arachnology 9, 285-298

DeBach-Sundby, R.A. (1963). Competitive displacement between ecological homologues. Hilgardia 34,105-166

Detsch, R. (1999): Der Beitrag von Wirtschaftswäldern zur Struktur- und Artenvielfalt – ein Vergleich ausgewählter waldökologischer Parameter aus Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern des Hienheimer Forstes (Kelheim, Niederbayern). Wissenschaft u. Technik Verl. Berlin; zugl: München, Ludwig-Maximilians-Univ.; Dissertation, 205 S.

Dorow, W.; Flechtner, G. (1998): Kurzfassung: Ergebnisse umfassender Faunenuntersuchungen in monten Buchenwäldern auf Basalt und Buntsandstein in Hessen. Abstract zur Fachtagung "Buchennaturwaldreservate - unsere Urwälder von morgen"

Dorow, W.; Flechtner, G.; Kopelke, J.-P. (1992): Zoologische Untersuchungen. Konzept. Naturwaldreservate in Hessen Bd. 3. (im Rahmen der Mitt. der Hess. Landesforstverwaltung, Bd.26) 1. Aufl., Eltville (G. A. Walter), 159 S.

Dorow, W.H.O; Flechtner, G. (1999): Ergebnisse umfassender Faunenuntersuchunhern in montanen Buchenwäldern auf Basalt und Buntsandstein in Hessen. NUA Seminarberichte 4, 176-192

Duffey, E. (1966): Spider ecology and habitat structure (Araneae). Senck.Biol. 47, 45-49

Duffey, E. (1978): Ecological strategies in spiders including some characteristics of species in pinoneer and mature habitats. Smyp. Zool. Soc. London 42, 109-123

Dumpert, K. (1989): Lebensraum Buchenwaldboden: 7. Die Spinnen. Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, XVII, 83-88

Dumpert, K.; Platen, R. (1985): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 4. Die Spinnenfauna. Carolinea 42, 75-106

Ehrmann, W.J. (1994): Spider habitat selection - an experimental field test of the role of substrate diameter. J. Arachnology 22, 77-81

Ellenberg, H.; Weber, H.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W.; Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, 1-258

Engel, K. (1999): Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen in Fichtenreinbeständen anhand ökologischer Gilden der Wirbellosen-Fauna. Wissenschaft u. Technik Verl. Berlin; zugl: München, Ludwig-Maximilians-Univ.; Dissertation, 170 S.

Engelhardt, W. (1964): Die Mitteleuropäischen Arten der Gattung Trochosa C.L. Koch, 1848 (Araneae, Lycosidae). Morphologie, Chemotaxonomie, Biologie, Autökologie.-

Finch, O.-D. (2001): Zönologische und parasitologische Untersuchungen an Spinnen (Arachnida, Araneae) niedersächsischer Waldstandorte. — Archiv zool. Publikationen 4 [zugl.: Diss., Univ. Oldenburg], 199 S. + Anhang.

Frei-Sulzer, M. (1941): Erste Ergebnisse einer biocoenologischen Untersuchungen schweizerischer Buchenwälder. Ber. Schweizer. Bot. Ges. 51, 479-530

Funke, W. (1977): Das zoologische Forschungsprogramm im Sollingprojekt. Verh. Ges. Ökol., 49-58

Gauch, H.G. (1994): Multivariate analysis in community ecology.- Cambridge University Press, Cambridge.

Goertz, D. (1999): Zur Refugialfunktion von Auwaldrelikten in der Kulturlandschaft des Mittleren Saaletals. Spinnenassoziationen als Modellgruppe zur Habitatbewertung. Arachnologische Mitteilungen Heft 17, 72-73

Greenberg, C.H.; McGrane, A. (1996): A comparison of relative abundance and biomass of ground-dwelling arthropods under different forest managment practices. For. Ecol. Manage. 89, 31-41

Greenberg, C.H.; Thomas, M.C. (1995): Effects of forest management practices on terrestrial colepteran assemblages in sand pine scrub. Fla.Entomol. 78, 271-285

Greenstone, M.H. (1984): Determinantes of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. Oecologia 62, 299-304

Gunnarsson, B. (1992): Fractal dimension of plants and body size distribution in spiders. Fundamental & Applied Nematology 6, 636-641

Gutberlet, V. (1997): Untersuchungen zur Spinnenzönose (Araneae) der Stamm- und Kronenregion von Eichen unterschiedlich genutzter Waldstandorte unter Verwendung des Ökotypensystems nach Platen. Arachnologische Mitteilungen Heft 14, 16-27

Halsall, N.B. & Wratten, S.D. (1988): The efficiency of pitfall trapping for polyphagous predatory Carabidae.- Ecological Entomology 13: 293-299.

Hatley, C.L.; MacMahon, J.A. (1974): Spider community organisation: seasonal variation and the role of vegetation architecture. Enviromental Entomology 9, 632-639

Heimer, S.; Nentwig, W. (1991) Spinnen Mitteleuropas. 1. Aufl. Parey, Berlin, Hamburg

Honek, A (1988): The effect of crop density and microclimate on pitfall trap catches of Carabidae, Staphylinidae (Col.) and Lycosidae (Araneae) in cereal filed. Pedobiologia 32, 233-242

Jaccard, P. (1901): Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques regions voisines. - Mem. Soc. Vaud. Sci nat. 37 (140): 241-272

Jiang, M.; Xue, D.(1996): Nature reserve construction and its contribution to the biodiversity conservation in China mainland. Journal of Environmental Sciences 8, 15-20

Jongmann, R.H.G.; Ter Braak, C.J.F. & Van Tongeren, O.F.R. (1995): Data analysis in community and landscape ecology.- Cambridge University Press, Cambridge.

Kajak, A. (1965): An analysis of food relations between spiders Araneus cornutus and Araneus quadratus and their prey in meadows. Ekol. Pol A13, 717-768

Kajak, A. (1995):The role of soil predators in decomposition processes. European Journal of Entomology 92(3), 573-580

Kiechle, J. (1992): Die Bearbeitung landschaftsökologischer Fragestellungen anhand von Spinnen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5, 119-134

Köhler, F. (1990): Anmerkungen zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes in Naturwaldzellen. Seminarberichte NZ NRW 10, 14-18

Koponen, S. (1972): On the spiders of the ground layer of a pine forest in Finnish Lapland, with notes on their diurnal activity. Report from the Kevo Subarctic Research Station 9, 32-34

Koponen, S. (1995): Ground-living spiders (Araneae) of old forests in eastern Finland. Memoranda Societatis Pro Fauna et Flora Fennica 71(2), 57-62

Koponen, S.; Niemela, P. (1995): Ground-living arthropods along pollution gradient in boreal pine forest. Entomologica Fennica 6(2-3), 127-131

Legendre, P. & Legendre, L. (1998): Numerical ecology.- Elsevier, Amsterdam.

Loch, R. (2001): Statistisch-ökologischer Vergleich der epigäischen Spinnentierfauna von Bann- und Wirtschaftswäldern.. – Beitrag zur Erforschung der Biodiversität heimischer Wälder. Freiburger Forstliche Forschung, Heft 38, 311 S.

Loch, R. (in Vorb.): Epigäische Spinnen in Wäldern Baden-Württembergs: Phänologische und ökologische Ergebnisse aus Untersuchungen im Waldschutzgebieten.

Loch, R. (2000): Sukzession von Spinnen nach Renaturierung eines Salzgrünlandes an der Ostseeküste. Mitt. dt. Ges. allg. angew. Ent. 12: 615-618

Löser, S. (1980): Zur tageszeitlichen Aktivitätsverteilung von Arthropoda der Bodenstreu (Coleoptera, Diplopoda, Isopoda, Araneae) eines Buchen-Eichen-Waldes (Fago-Quercetum). Entomologia Generalis 6 (2/4), 169-180

Maini, J.S. (1994): Die nachhaltige Betreuung von Waldbeständen: ein systematisches Verfahren zur Definition von Kriterien, Richtlinien und Kenngrößen. In: Natural Ressources Canada (Hrsg.): Expertenseminar über umweltgerechte Entwicklung der Wälder der nördlichen und der gemäßigten Zone 27. Sept. –bis 1. Okr. 1993, Montral, Kananda, S. 69-80

Marcyk, G.; Migula,P.; Trzcionka, E. (1993): Physiological responses of spiders to environmental pollution in the Silesian region (Southern Poland). The Science of the Total Environment Supplement, 1315-1321

Martens, J. (1978): Weberknechte, Opoliones. In: Dahl, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands. Bd. 64. ischer, Jena, 464 S.

Martin, D. (1993): Rote Liste der gefährdeten Spinnen (Araneae) Mecklenburg-Vorpommerns. 1. Fassung, Stand: Oktober 1993. Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Hrsg., Schwerin, 41 S.

Mason, R.R.; Jennings, D.T.; Paul, H.G.; Wickman, B.E. (1997): Patterns of spider (Araneae) abundance during an outbreak of western spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae). Environmental Entomology 26(3), 507-518

Matthes, U. (1998): Waldökologische Analyse und Bewertung von Umbaumaßnahmen im bayerischen Staatswald als Beitrag für eine naturnahe Forstwirtschaft; Utz Verl. Wissenschaft München, zugl: München, Ludwig-Maximilians-Univ.; Dissertation, 208 S.

Maurer, R.; Hänggi, A. (1990): Katalog der schweizerischen Spinnen. Documenta Faunistica Helvetiae 12. Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfasung der Fauna, Neuchâtel.

McFerran, D.M.; McAdam, J.H.; Montgomery, W. (1996): The impact of burning and grazing on Heathland plants and invertebrates in County Antrim. Biology and Environment 95 (B(1), 1-17

McFerran, D.M.; Montgomery, W.; McAdam, J.H. (1994): The impact of grazing on communities of ground-dwelling spiders (Araneae) in upland vegetation types. Biology & Environment-Proceedings of the Royal Irish Academy 94 B (2), 119-126

McIver, J.D.; Parsons, G.L.; Moldenke, A.R. (1992): Litter spider succession afrer clear-cuting in a western coniferous forest. Can. J. For. Res. 22, 984-992

Moulder, B.C.; Reichle, D.E. (1972): Significance of spider predation in the energy dynamics of forestfloor arthropod communities. Ecol. Monogr. 42, 473-498

Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Aufl., Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 512 S.

Müller, H. J. [Hrsg.] (1988): Ökologie. - 1. Aufl. Fischer, Jena: 396 S.

Muster, C. (1998): Zur Bedeutung von Totholz aus arachnologischer Sicht. - Auswertung von Eklektorfängen aus einem niedersächsischen Naturwald. Arachnologische Mitteilungen Heft 15, 21-49

Nicolai, V. (1990): Die Auswirkungen von Sukzesionsprozessen in Waldökosystemen auf Arthropodengemeinschaften im Stammbereich aud deren Bedeutung für Forstplanungen. Seminarberichte NZ NRW, 10, 43-47

Nicolai, V. (1990): Die Auswirkungen von Sukzesionsprozessen in Waldökosystemen auf Arthropodengemeinschaften im Stammbereich aud deren Bedeutung für Forstplanungen. Seminarberichte NZ NRW, 10, 43-47

Nicolai, V.; Heidger, C.; Dippel,C.; Strohmenger. T. (1992): Bark beetles and their predators in bark beetle pheromone traps. Zoologische Jahrbücher Abteilung für Systematik & Ökologie &Geographie der Tiere 119, 315-338

Norton, R.A. (1973): Ecology of Soil and Litter Spiders. Proceedings Soil Microcommunities Conference 1, 138-156

Nyffeler, M. (1982): The ecological importance of spiders in forest ecosystems: a literature review. Anzeiger fur Schädlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz 55, 134-140

Pajunen, T.; Haila, Y.; Halme, E.; Niemela, J.; Punttila, P. (1995): Ground-dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmented old forests and surrounding managed forests in southern Finland. Ecography 18, 62-72

Parviainen, J.; Kuusela, K.; Emeyriat, R.; Harstela,P.; Vieban, S.; Sinkevitch,S.; Fedulow, V.S.; Karna, A.; Pajula,T.; Kutinlahti,T.; Karkkaiinen, M.; Sakovets, V.; Chertov, O.; Solberg, B.; Roihuvuo. L. (1995): Environmental impacts of forestry and forestry industry. Proceedings of the international seminar organised by the Finnish-French Society of Science and Technology and the European Forest Institute, 5-8 September 1994, Joensuu, Finland

Pearson, D.L.; Derr, A.J. (1986): Seasonal patterns of lowland forest floor arthropod abundance in southeastern Peru. Biotropica 18, 244-256

Pfarr, U. (1990): Fichten-Totholz im Wirtschaftswald - Sukzssion der Entomofauna und Problem des Forstschutzes. Seminarberichte NZ NRW 10, 39-42

Pilou, E.C. (1984): The interpretation of ecological data. A primer on classification and ordination.- J. Wiley & Sons, New York.

Pilou, E.C. (1979): Ecological Diversity. John Wiley & Sons. New York, London, Sydney, Toronto, 165 S.

Platen, R., Blick, T., Sacher, P. , Malten, A. (1996): Rote Listen der Webspinnen Deutschlands. Arachnol. Mitt. 11: 5-31

Platen, R. (1996): Statistisch-ökologische Analyse der Spinnenzönosen (Araneida) in exotischen und einheimischen Gehölzanbauten im Staatswald Burgholz. Jber. naturwiss. Ver. Wuppertal 49, 145-168

Platen, R.; Blick, T.; Bliss, P.; Drogla, R; Sacher, P.; Wunderlich, J. (1995): Verzeichnis der Spinnentiere (excl. Acarida) Deutschlands (Arachnida: Araneida, Opilinida, Pseudoscorpionoda). Arachnologische Mitteilungen Basel Sonderband 1, 1-55

Platen, R.; Blick, T.; Sacher, P.; Malten, A. (1996): Rote Liste der Webspinnen Deutschlands (Arachnida: Araneae). Arachnologische Mitteilungen Basel 11, 5-31

Platner, C. (1997): Untersuchungen zur Verteilung ausgewählter Gruppen der Makrofauna in einem Gradienten von Fichte (*Pieca abies*) zu Buche (*Fagus* sylvatica) auf Buntsandstein. Unveröff. Diplomarbeit Zoologisches Institut der Universität Göttingen

Platner, C.; Scheu, S.; Schaefer, M.; Schauermann, J. (1997): Untersuchungen zur Bodenmakrofauna von Rein- und Mischbeständen von Buche und Fichte unterschiedlichen Alters auf Buntsandstein. Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 85, 575-578

Platner, C.; Scheu, S.; Schauermann, J.; Schaefer, M. (1996): Die Bodenmakrofauna eines 30- und eines 120-jährigen Mischwaldes in einem Gradienten von Fichte (*Picea abies*) zu Buche (*Fagus sylvatica*). Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 81, 253-256

Platnick, Norman I. (2002): The World Spider Catalog, Version 3.0, © Copyright 2000, 2001, 2002 by The American Museum of Natural History. Edited by Peter Merrett, British Arachnological Society, and H. Don Cameron, University of Michigan, http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog81-87/index.html, Internet Version Prepared by David Reddy

Pospichl, R. (1989): Carabus-Arten als Bioindikatoren.- Jber. Naturwiss. Ver. Wuppertal 42: 86-89.

Rabeler, W. (1929): Mecklenburgische Weberknechte (Opiliones). Arch. Ver. Freunde Naturg. Mecklenburg NF 4,73-82

Rauh, J. (1993): Naturwaldreservate in Bayern. Band 2. Faunistisch-ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. Schriftenreihe des Bayrischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1.Aufl. IHW, Eching, 199 S.

Renkonen, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann. Zool. Soc. Vanamo 6, 1-231

Renner, K. (1990): Sukzession der Käferfauna an Alt- und Totholz von Laubbäumen in der halboffenen Landschaft. Seminarberichte NZ NRW 10, 19-21

Richter, J. (1990): Probleme, Möglichkeiten und Bedeutung der Erhaltung eines größeren Totholzanteiles aus forstlicher Sicht. Seminarberichte NZ NRW 10, 68-69

Riecken, U. (2000): Raumeinbindung und Habitatnutzung epigäischer Arthropoden unter den Bedingungen der Kulturlandschaft. Tierwelt in der Zivilisationslandschaft Teil IV. - 214 Seiten

Robinson, J. (1981): The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. Ecology 62, 73-80

Rote Liste Spinnentiere in Brandenburg; Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 8 (2), 1999

Schaefer, M. (1970): Einfluss der Raumstruktur in Landschaften der Meeresküste auf das Verteilungsmuster der Tierwelt. Zool. Jahrb. Syst. 97, 55-124

Schaefer, M. (1976): Experimentelle Untersuchungen zum Jahreszyklus und zur Überwinterung von Spinnen (Araneida). Zool. Jb. Syst. 103, 127-289

Schaefer, M. (1978 a): Some experiments on the regulation of population density in the spider Floronia bucculenta. Symp. Zool. Soc. London 42, 203-210

Schaefer, M. (1986): Studies on the Role of Opilionids as Predators in a Beech Wood Ecosystems. In: Eberhard, W.G.; Lubin, Y.D.; Robinson, B.S. (Ed.): Proceedings of the 9th International Congress of Arachnology, Panama 1983, 255-260

Scheidler, M. (1990): Influence of Habitat Structure and Vegetation Architecture on Spiders. Zool. Anz. 222, 333-340

Schneider, T.W. (1995): Kriterien und Indikatoren für einen nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder AFZ 4, 184- 186

Schubert, H. (1998): Untersuchungen zur Arthropodenfauna in Baumkronen - Ein Vergleich von Natur- und Wirtschaftswäldern (Coleoptera, Araneae, Heteroptera, Neuropteroidea; Hienheimer Forst, Niederbayern). Wissenschaft u. Technik Verl. Berlin; zugl: München, Ludwig-Maximilians-Univ.; Dissertation, 154 S.

Schulz, U. (1996): Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern: ein Vergleich. Dissertation am Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz, LMU München, 166 S.

Schulz, U. (1996): Vorkommen und Habitatanforderungen von Bodenmakroarthropoden in Natur- und Wirtschaftswäldern: ein Vergleich. (Coleoptera, Nematocera: Sciaridae, Araneae: Linyphiidae im Hienheimer Forst, Niederbayern). Dissertation Forstwissenschaftliche Fakultät der LM-Universität München

Schulz, U. (1998): Beiträge zur heimischen Biodiversität - Wirbellose Tiere in Natur- und Wirtschaftswäldern. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 32, 52-59

Schulz, U.; Schmidt, T. (1998): Boden- und baumstammbewohnende Linyphiidae des Hienheimer Forstes (Bayern). Arachnologische Mitteilungen Basel 16, 8-20

Schwerdtfeger, F. (1975): Synökologie. Parey, Hamburg, Berlin

Shannon, C.E. (1948): A mathematical theorie of communication. Bell. System Tech. J. 27, 623-656

Southwood, T.R.E.; Brown, V.K.; Reader, P.M. (1979): The relationships of plant and insect diversities in succesion. Biol. J. Linn. Soc. 12, 327-348

Stippich, G. (1986): Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneida) eines Kalkbuchenwaldes. Bedeutung von Habitatstruktur und Nahrung. Dissertation Universität Göttingen

Sührig, A. (1996): Untersuchungen zum räumlichen Verteilungsmuster von Spinnen (Araneida) der Bodenzone in einem Kalkbuchenwald: Eine Analyse auf der Ebene der Makroskala. Arachnologische Mitteilungen Heft 16, 60-65

Sührig, A. (1997): Die Spinnenfauna des Göttinger Waldes (Arachnida: Araneida). Göttinger Naturkundliche Schriften 4, 117-135

Tabachnick, B. & Fidell, L.S. (1996): Using multivariate statistics.- Harper Collins, New York.

Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. (1998): CANOCO reference manuel and user's guide to canoco for windows: software for canonical community ordination (version 4).- Centre for Biometry, Wageningen.

Ter Braak, C.J.F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67, 1167-1179

Ter Braak, C.J.F. (1987 a): The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. Vegetatio 69, 69-77

Ter Braak, C.J.F. (1987 b): Unimodal models to relate species to environment. Doctoral thesis, University of Wageningen, 152 S.

Ter Braak, C.J.F. (1988): Partial canonical correspondence analysis. In Bock, H.H. (Hrsg.): Classification and related methods of data analysis, Amsterdam: North-Holland, 551-558

Ter Braak, C.J.F. (1994): Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods.Ecoscience 1, 127-140

Ter Braak, C.J.F.; Prentice, I. C. (1988): A theory of gradient analysis. Advances in ecological research. 18, 271-317

Theenhaus, A.; Schaefer, M. (1995): The efects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beeche forest. For. Ecol. Manage. 77, 35-51

Thiele, H.-U. (1964): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden.- Z. Morphol. Ökol. Tiere 53: 387-452.

Thiele, H.-U. (1977): Carabid Beetles in their Environments. A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 369 S.

Thiele, H.U. (1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. Z. angewandte Entomologie 39, 316-367

Tietze, F. (1973/74): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Col.-Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR.- Hercynia N.F. 10: 3-76, 111-126, 243-263, 337-365 und 11: 47-68.

Topping, C.J. (1993): Behavioural responses of three linyphiid spiders to pitfall traps. Entomologia Experimentalis Et Applicata 68, 287-293

Topping, C.J.; Sunderland, K.D. (1992): Limitations to the use of pitfall traps in ecologicsl studies exemplified by a study of spiders in a field winter wheat. Appl. Ecol. 29, 485-491

Tretzel, E. (1952): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. Sitzungsber. Phys.-Med. Sozietät Erlangen. 75, 36-131

Tretzel, E. (1954): Reife- und Fortpflanzungszeit bei Spinnen. Z. Morph. Ökol. der Tiere 42, 634-691

Tretzel, E. (1955): Intragenetische Isolation und intraspezifische Konkurrenz. Z. Morph. Ökol. Tiere 44 (43):162-175

Turnbull, A.L. (1973): Ecology of the true spiders (Araeomorphae). Ann. Rev. Entomol. 18, 305-348

Van der Aart, P.J.M. & Smeenk-Enserink, N. (1975): Correlations between distribution of hunting spiders (Lycosidae, Ctenidae) and environmental characteristics in a dune area.- Neth. J. Zool. 25: 1-45.

Vité, JP (1953): Untersuchungen über die ökologische Bedeutung der Spinnen im Walde. Zeitschrift für angewandte Entomologie 34: 313-334

Wainstein, B. A. (1967): O njekatorych metodach ozenki schodstwa biozenosow. - Zool. Journ. (Moskau) 46: 981-986.

Wise, D.H. (1993): Spiders in ecological webs.- Cambridge University Press, Cambridge

Wulf, M.; Kelm, H.J. (1990): Zur Bedeutung 'historisch alter Wälder' für den Naturschutz - Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. NNA Berichte 3, 15-49

Isopoda: Asseln

Dipl. LÖNS. A. Wegener

In den Untersuchungsjahren 2000-2002 wurden im Müritz NP insgesamt 1072 Individuen dieser Gruppe gefangen, wobei 6 Arten und eine Familie bestimmt wurden.

Zunächst wurden die Aktivitätsabundanzen der Isopoda auf den jeweils untersuchten Flächen ermittelt. In den Abb. 1-3 ist zu erkennen, dass diese auf den reinen Buchenflächen und der BuEi(m)M-1-Fläche deutlich höhere Werte erreichen, als auf den Kiefern- und Kiefernmischflächen. Die höchsten Aktivitätsabundanzen weist jeweils das Buchenhallenwaldstadium auf.

Mit Ausnahme der Fläche KiBu(a)M-1 dominiert im Untersuchungsjahr 2000 auf allen untersuchten Flächen *Oniscus asellus* (Abb. 4 und 5), eine sehr häufige vorkommende Art, die außerhalb menschlicher Siedlungen vorwiegend in Laubwäldern zu finden ist (STRESEMANN 1992). Ebenfalls in Laub- und Mischwäldern verbreitet ist die Art *Armadillidium pictum*, die mit 29,8 % auf der BuEi(m)M-1-Fläche dominant und mit 34,3 % auf der reinen Buchenfläche eudominant auftritt. Auf der Fläche KiBu(a)M-1 wurde nur 1 Individuum der Art *Porcellium conspersum* gefangen. Sehr selten kam diese Art neben *Ligidium hypnorum* und *Trachelipus rathkei* auch auf der Laubmischfläche BuEi(m)M-1 vor.

Im Jahr 2001 wurden in den Fallen der Flächen Ki(j)M-1, Ki(m)M-1 und KiBu(m)M-1 keine Isopoden gefunden. Während auf der Fläche KiBu(a)M-1 auch hier nur *Porcellium conspersum* festgestellt werden konnte, ist mit Ausnahme der Laubwaldfläche Bu(m)M-1 auf allen anderen Flächen die Art *Oniscus asellus* eudominant vertreten (Abb. 6 und 7). Sie ist jedoch auf den Kiefern- und Kiefernmischflächen seltener zu finden, als auf den reinen Laubwaldflächen BuEi(m)M-1, Bu(j)M-1 und Bu(a)M-1 (Abb. 8). Auf der Bu(m)M-1-Fläche tritt *Ligidium hypnorum* eudominant auf, eine Art die bevorzugt feuchte Stellen in Laubwäldern besiedelt (STRESEMANN 1992). Auf den Flächen Bu(j)M-1 und Bu(m)M-1 dominieren mit 24,1 % bzw. 10,5 % auch die Arten der Familie Trichoniscidae, die versteckt an feuchten, humusreichen Orten leben (STRESEMANN 1992). Mit 20 % und 6 % sind sie auf diesen Flächen jedoch nur selten bzw. sehr selten vertreten. Die Art *Armadillidium pictum*, die dominant auf der alten Buchenfläche verbreitet ist, gehört auf der alten Kiefern-Naturwaldparzelle zur eudominanten Klasse, ist mit nur 2 gefangenen Individuen jedoch sehr selten anzutreffen.

2002 waren in der Fallengruppe der Fläche KiBu(m)M-1 keine Isopoden vertreten. Mit Ausnahme der Fläche KiBu(a)M-1 ist in diesem Untersuchungsjahr *Oniscus asellus* auf allen

Flächen die eudominante Art (Abb. 9 und 10). Mit 60 % zählt sie auf der alten Buchenfläche zu den häufigen Arten (Abb. 11). Daneben gehören auch *Ligidium hypnorum* auf den Flächen Ki(j)M-1 und Bu(m)M-1 sowie die Trichoniscidae auf der jungen Buchenfläche zur eudominanten Klasse, jedoch waren sie selten in den Fallen vertreten. Auf der Fläche KiBu(a)M-1 wurden neben der eudominant vorkommenden Art *Porcellium conspersum Oniscus asellus* und *Ligidium hypnorum* dominant festgestellt. Alle 3 Arten kommen jedoch nur sehr selten vor. Wie auch 2001 weist die junge Buchenfläche die meisten Arten auf, wobei hier auch 2 Individuen der Art *Philoscia muscorum* gefunden wurden. Auch diese Art tritt bevorzugt in Laubwäldern auf.

Bei einem Vergleich der untersuchten Flächen im Jahr 2002 nach WAINSTEIN (1967) wurde die höchste Affinität, 85 %, für den Mischbestand KiBu(a)M-2 und der BuEi(m)M-1-Fläche ermittelt (Abb. 12). Neben *Oniscus asellus* wurden auf beiden Flächen die Arten *Porcellium conspersum* und *Armadillidium pictum* erfasst, die der Frequenzkategorie sehr selten zuzuordnen sind. Mit 58 % zeigen auch die Flächen Ki(j)M-1 und Bu(m)M-1 eine hohe Ähnlichkeit. Die Flächen unterscheiden sich nur durch die Abwesenheit der Trichoniscidae auf der jungen Kiefernfläche (Abb. 9). Jedoch erreichen die Arten *Oniscus asellus* und *Ligidium hypnorum* auf der Buchenfläche höhere Individuendichten, während sie auf der Kiefernfläche jeweils nur durch ein Individuum vertreten sind.

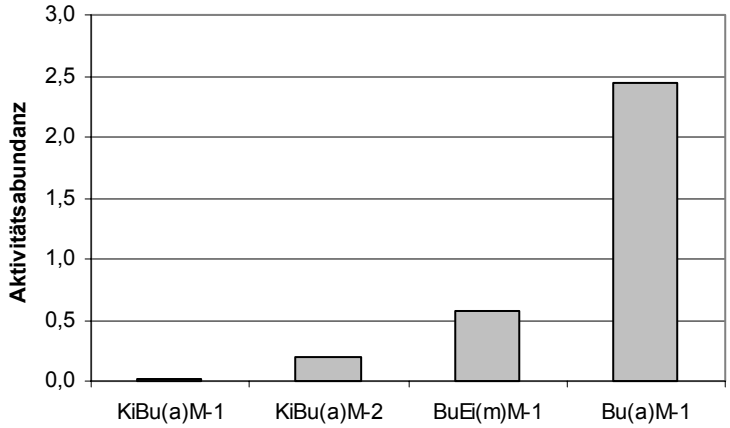


Abb. 1: Aktivitätsabundanzen der Untersuchungsflächen im Jahr 2000

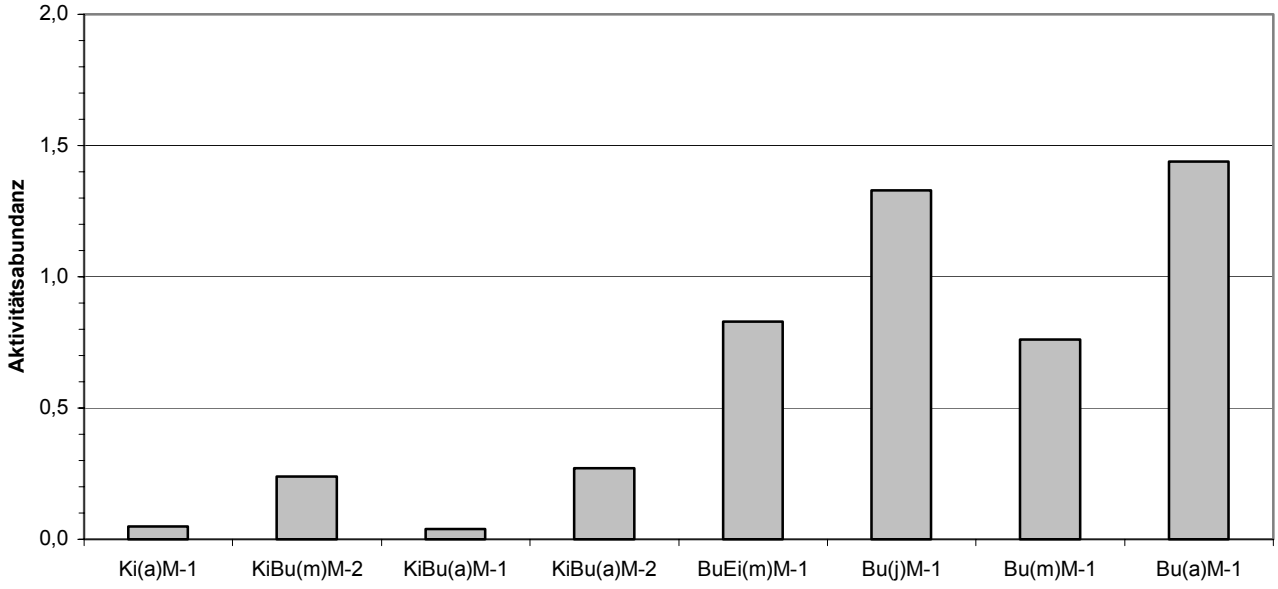


Abb. 2: Aktivitätsabundanzen der Untersuchungsflächen im Jahr 2001

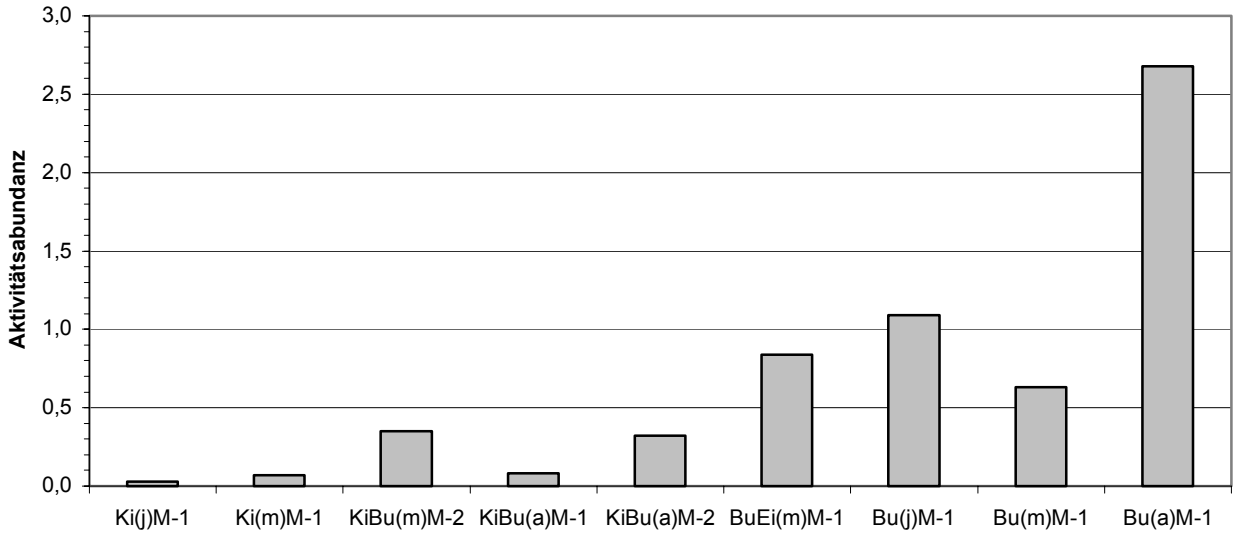


Abb. 3: Aktivitätsabundanzen der Untersuchungsflächen im Jahr 2002

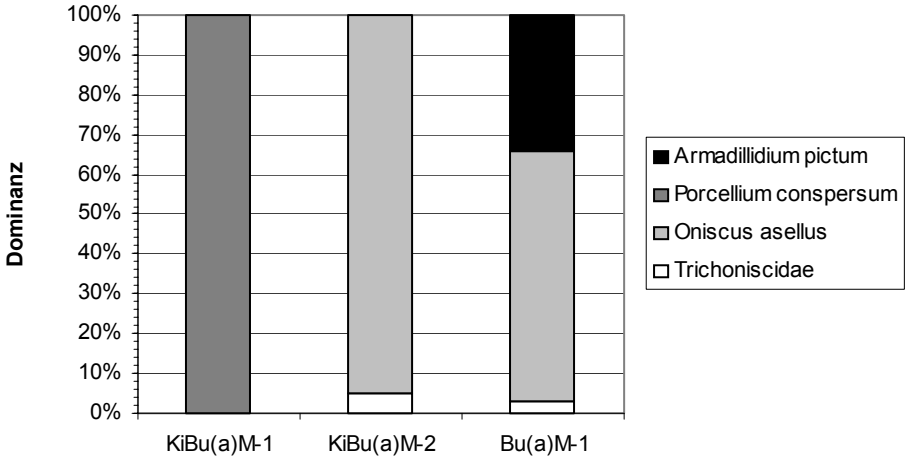


Abb. 4: Dominanzen auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2000

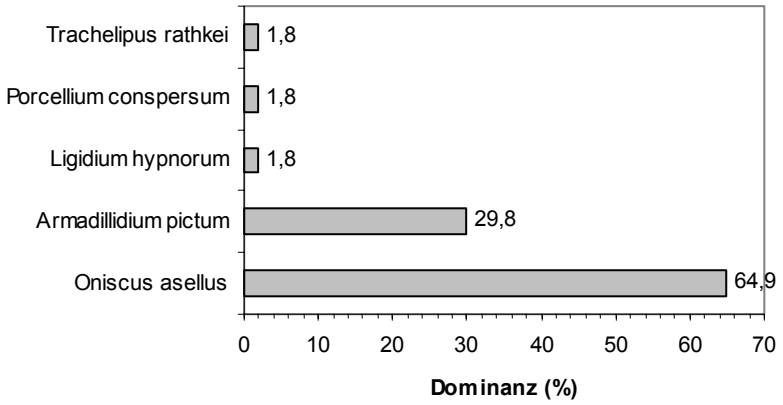


Abb. 5: Dominanzen der Arten auf der Fläche BuEi(m)M-1 im Jahr 2000

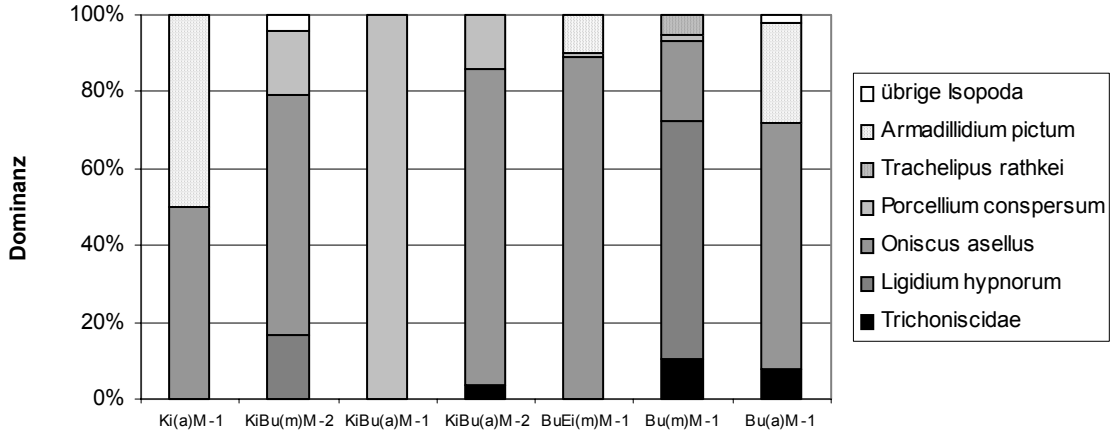


Abb. 6: Dominanzen auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2001

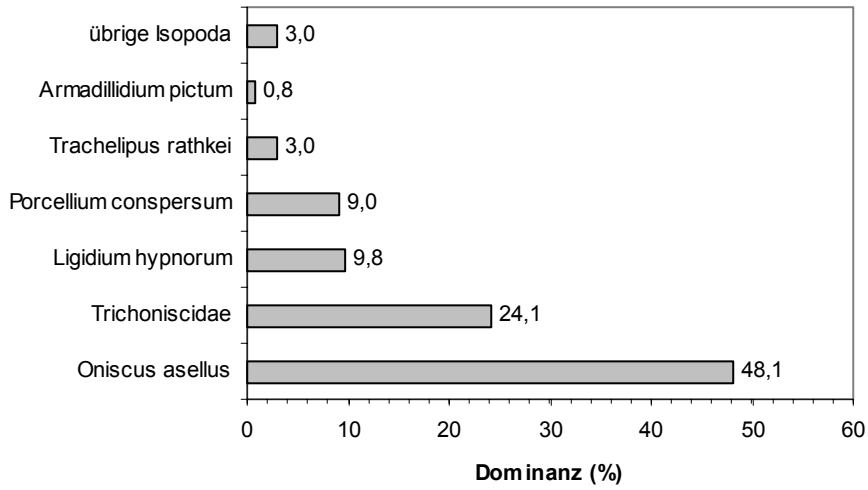


Abb. 7: Dominanzen der Arten auf der Fläche Bu(j)M-1 im Jahr 2001

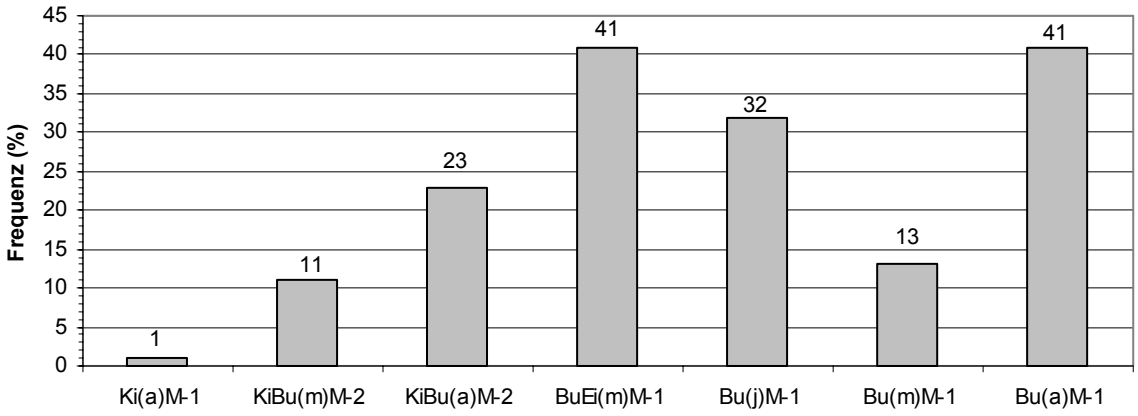


Abb. 8: Frequenzen der Art *Oniscus asellus* auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2001

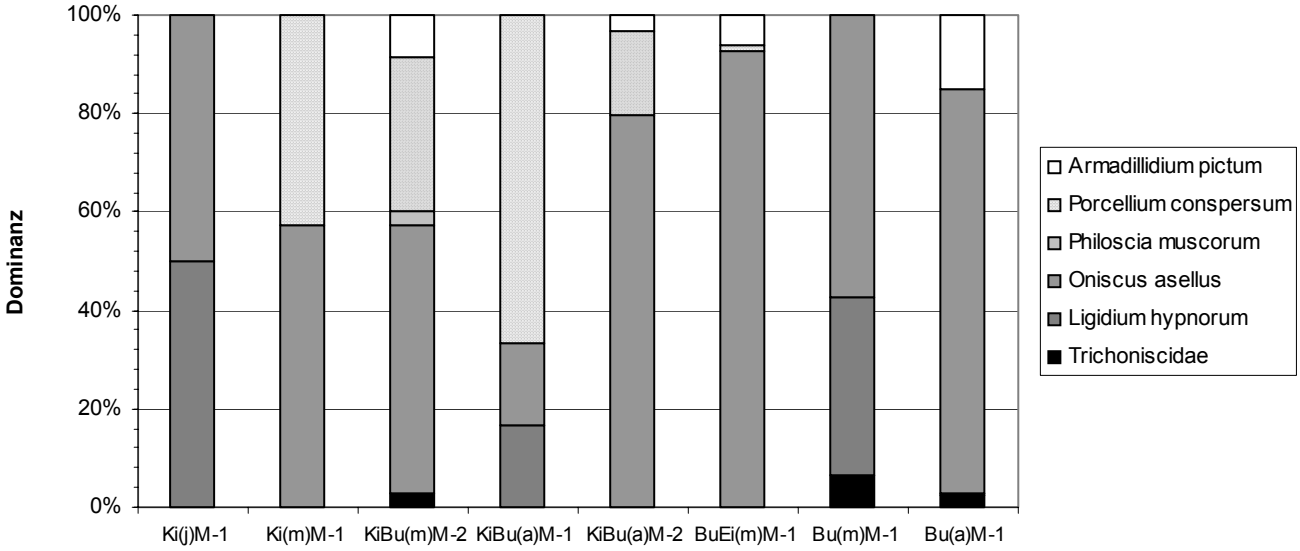


Abb. 9: Dominanzen auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2002

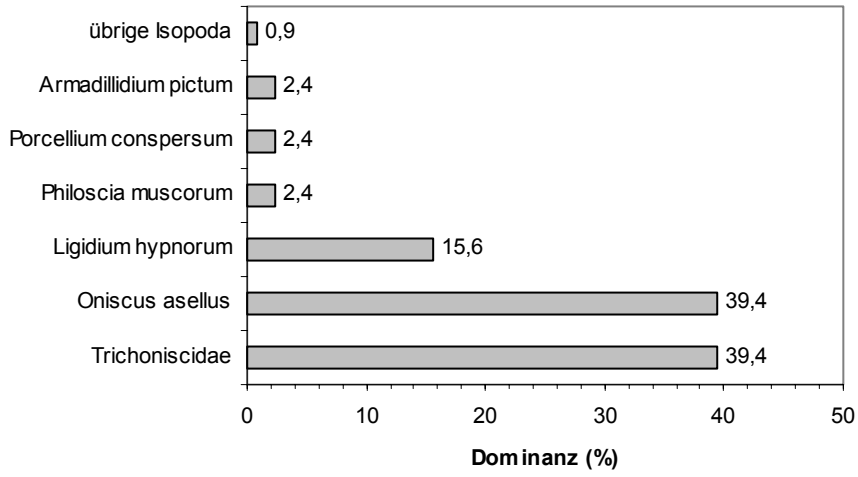


Abb. 10: Dominanzen der Arten auf der Fläche Bu(j)M-1 im Jahr 2002

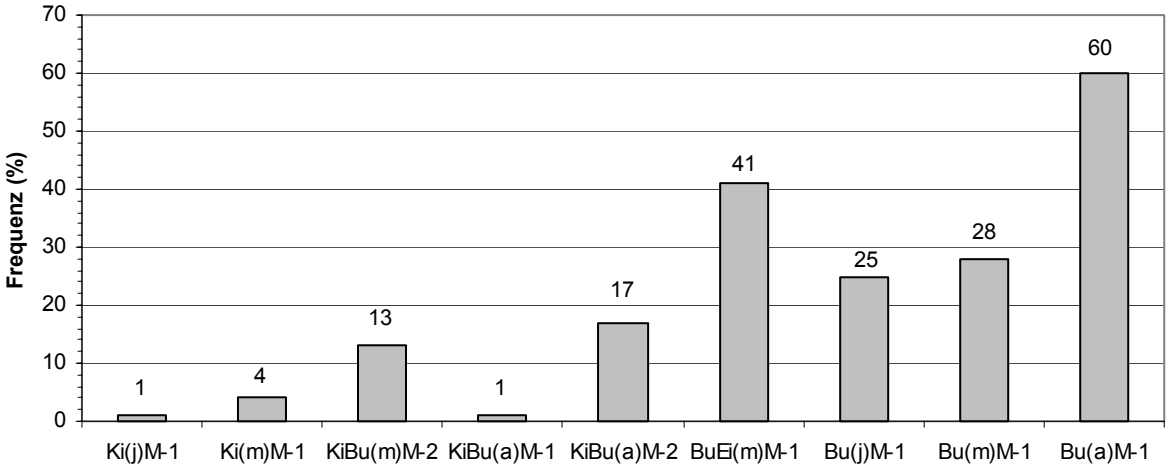


Abb. 11: Frequenzen der Art *Oniscus asellus* auf den Untersuchungsflächen im Jahr 2002

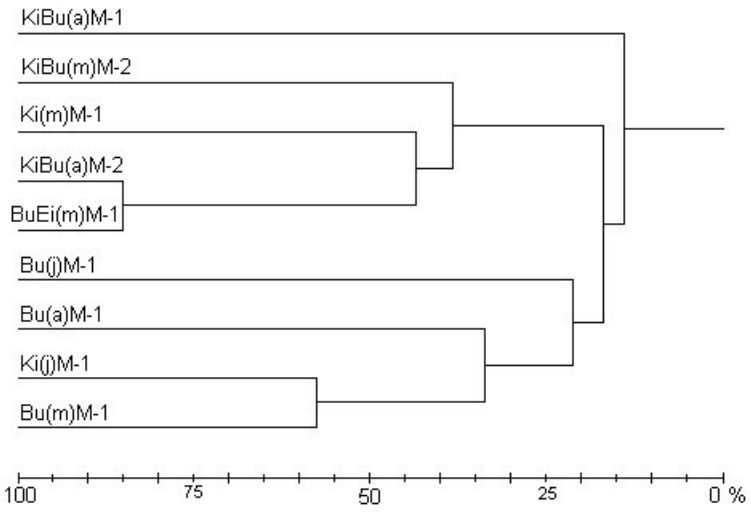
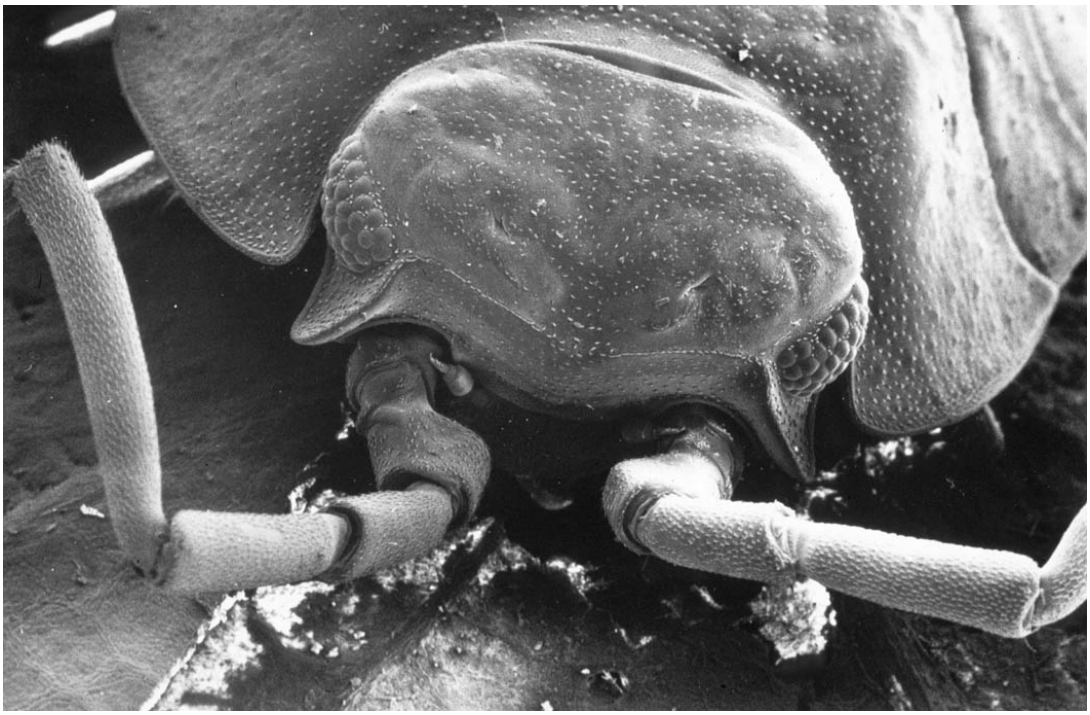


Abb. 12: Vergleich der Affinitäten [%] des Untersuchungsjahres 2002 nach WAINSTEIN



Oniscus asellus (Oniscidae)

Kernaussagen

1. **Die höchsten Aktivitätsabundanzen wurden für die Buchenflächen ermittelt. Im Vergleich der Buchenflächen erreichen die Isopoden auf der 180-jährigen unbewirtschafteten Buchenfläche ihre größte Aktivitätsabundanz.**

2. **Ein im Vergleich mit den Kiefern- und Kiefernmischflächen größeres Artenspektrum zeigt neben den Buchenflächen auch die Laubmischfläche BuEi(m)M-1. Dabei weist die junge Buchenfläche Bu(j)M-1 die höchste Artenzahl auf.**

Myriapoda: Tausendfüßer

Dr. D. Russell &. Dr. K. Voigtländer

Diplopoda-Doppelfüßer

Allgemeines

Auf den verschiedenen Untersuchungsflächen im Müritz Nationalpark wurden in den drei Untersuchungsjahren insgesamt 2124 Individuen der Diplopoda aus 14 Arten erfasst und determiniert. Im Jahr 2001 wurden die meisten Individuen registriert und im Jahr 2000 die wenigsten (Tab. 1). Die Anzahl der nachgewiesenen Arten war mit Ausnahme des Untersuchungsjahres 2000 gleich. Sowohl für die Aktivitätsdichten als auch für die Artenzahlen muss berücksichtigt werden, dass im Jahr 2000 nur eine kleine Auswahl der Flächen beprobt wurde. Daher werden im Folgenden nur die Untersuchungsjahre 2001 und 2002 näher betrachtet. Die Ergebnisse des Jahres 2000 (sie wurden im zweiten Zwischenbericht dargestellt) werden hier nur zu Vergleichszwecken herangezogen.

Tab. 1: Kennparameter der erfassten Diplopodenzönosen in den verschiedenen Untersuchungsjahren.

Jahr	Anzahl Flächen	Erfasste Ind. (n)	Aktivitätsdichten [Ind. / Falle / 2 Wochen]	Artenzahl
2000	4	260	0,87 ± 0,76	10
2001	11	1117	1,35 ± 1,04	14
2002	10	747	1,00 ± 0,60	14

Im folgenden werden die 14 erfassten Arten mit ihrer taxonomischen Zuordnung aufgelistet:

Penicillata

Polyxenidae

Polyxenus lagurus (Linné,1758)

Chilognatha

Opisthandria

Glomeridae

Glomeris marginata (Villers,1789)

Proterandria

Blaniulidae

Choneiulus palmatus (Němec, 1895)

Proteroiulus fuscus (Am Stein, 1857)

Craspedosomatidae

Craspedosoma rawlinsii Leach,1815

Julidae

Cylindroiulus punctatus (Leach, 1815)
Julus scandinavius Latzel, 1884
Leptoiulus proximus (Němec, 1896)
Ommatoiulus sabulosus (Linné, 1758)
Ophyiulus pilosus (Newport, 1842)
Unciger foetidus (C.L.Koch, 1838)

Polydesmidae

Polydesmus complanatus (Linné, 1761)
Polydesmus denticulatus C. L. Koch, 1847

Polyzoniidae

Polyzonium germanicum Brandt, 1831

Die Diplopoda wurden auf den verschiedenen Flächen in Aktivitätsdichten zwischen 0,15 und 3,44 Ind./Falle/2 Wochen festgestellt (Abb. 13). Wie oben bereits erwähnt waren die Aktivitätsdichten im Jahr 2001 im allgemeinen etwas höher als im Jahr 2002. Die höchsten Aktivitätsdichten wurden auf den Untersuchungsflächen KiBu(m)M-1- (2001 und 2002) und Bu(j)M-1 (2002) vorgefunden, während Ki(j)M-1, Ki(a)M-1 und KiBu(a)M-1 die niedrigsten Aktivitätsdichten aufwiesen (Abb. 13). Dabei schwankten die Aktivitätsdichten der Diplopoda von Jahr zu Jahr auf den Flächen am stärksten, auf denen die höchsten Dichten vorgefunden wurden (z.B. KiBu(m)M-1 und Bu(j)M-1). Die hohen Aktivitätsdichten sowie die jährlichen Schwankungen auf KiBu(m)M-1 wurden v.a. durch hohe Individuenzahlen der zwei häufigsten Arten (*Julus scandinavius* und *Polydesmus complanatus*) im Herbst verursacht, die 2002 deutlich geringer ausfielen. Das gleiche gilt für die Fläche Bu(j)M-1, wobei die hohen Dichten im Jahr 2001 durch die häufigste Art (*Glomeris marginata*, v.a. im Frühjahr) zum großen Teil verursacht wurde, die im Jahr 2002 deutlich weniger auftrat. Ansonsten blieben bei den Aktivitätsdichten von Jahr zu Jahr - trotz unterschiedlicher Absolutzahlen - die relativen Verhältnisse der Flächen zueinander stabil. Die Unterschiede zwischen den Flächen waren hochsignifikant ($\chi_r^2(9) = 97{,}044$; $P < 0{,}001$), wobei v.a. Ki(j)M-1 und KiBu(a)M-1 signifikant niedrigere Dichten und KiBu(m)M-1 signifikant höhere Dichten als die meisten anderen Flächen aufwiesen (*P* jeweils zwischen < 0,05 und < 0,001).

Die Phänologie der Aktivitätsdichten zeigte einen für Diplopoda typischen Verlauf, mit Maxima im Frühjahr und im Herbst (Abb. 14). Die stärksten Maxima zeigten die Flächen KiBu(m)M-1 (2001 und 2002) und Ki(m)M-1 (2002). Diese starken Steigerungen der Aktivitätsdichten im Jahresverlauf wurden jedoch nur durch einzelne Arten verursacht: v.a. *J. scandinavius* auf KiBu(m)M-1 und *Polyzonium germanicum* auf Ki(m)M-1.

Demgegenüber wurde das leicht erhöhte Maximum im Frühjahr 2001 auf Bu(m)M-1 von allen Arten der dort vorkommenden Gemeinschaft verursacht.

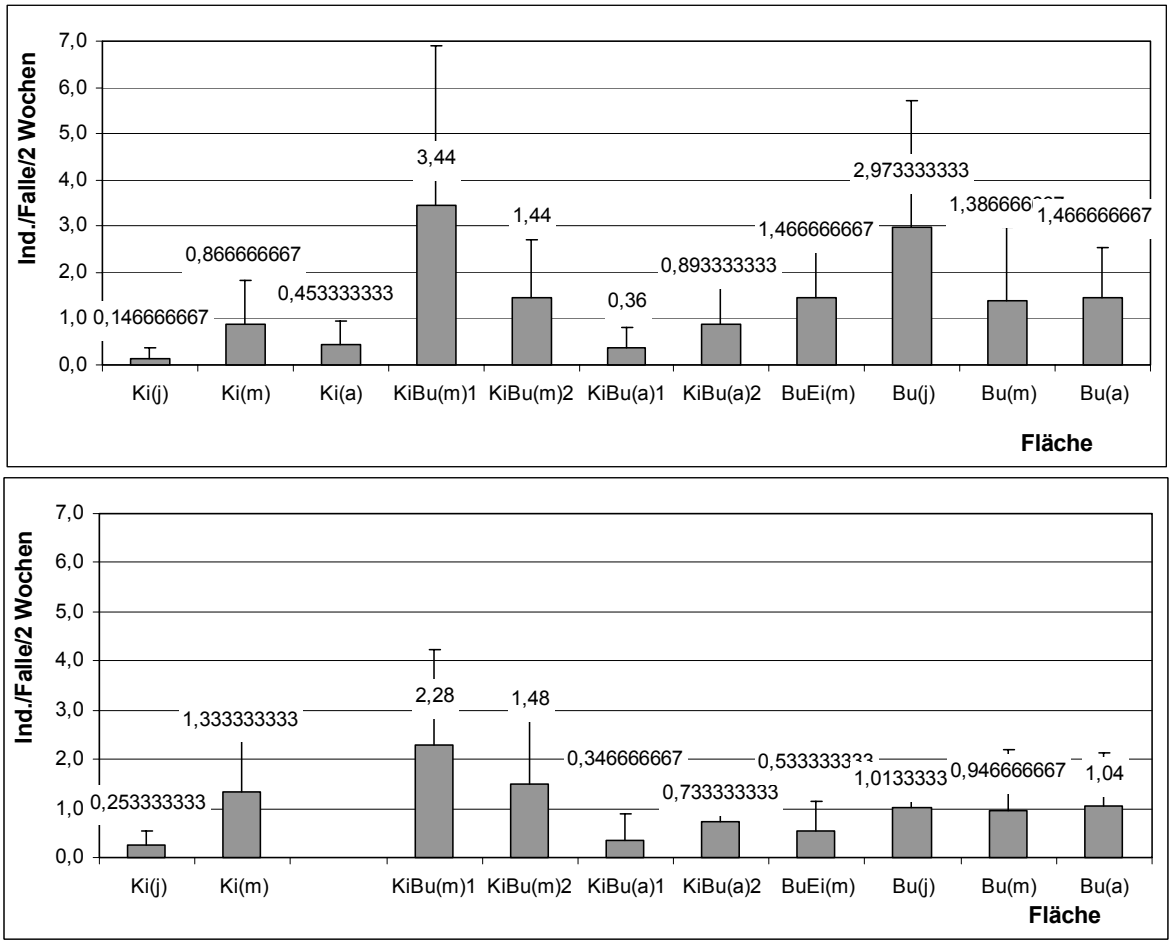


Abb. 13 (links): Durchschnittliche Aktivitätsdichten der Diplopoda der verschiedenen Untersuchungsflächen im Müritz Nationalpark vom 2001 (oben) und 2002 (unten). Die Werte basieren auf den Diplopoda, die an jeweils 15 Terminen während der Vegetationsperiode des jeweiligen Jahres erfasst wurden.

Auf den verschiedenen Flächen wurden insgesamt zwischen 4 und 10 Diplopoda-Arten registriert. Die höchsten Artenzahlen zeigten die Buchen-Reinbestände und die niedrigsten die Mischbestände sowie die älteren Kiefern-Reinbestände (Abb. 15). Die Unterschiede zwischen den Flächen waren ebenfalls hochsignifikant ($\chi_r^2(9) = 72{,}735$; $P < 0{,}001$). V.a. die Artenzahlen der verschiedenen Buchen-Reinbestände waren hochsignifikant höher als die der Kiefern-Reinbestände und der älteren Mischbestände (P meist $< 0{,}001$). Die Ki(m)M-1-Fläche zeigte außerdem z.T. signifikant niedrigere Dichten als die Mischbestände mittleren Alters. Interessanterweise zeigte die Ki(j)M-1 Fläche ebenfalls signifikant niedrigere Dichten als die Mischbestände mittleren Alters (P>0,001), obwohl sie höhere Gesamtartenzahlen aufwies. Dies liegt v.a. daran, dass die Diplopoda der Fläche Ki(j)M-1 in sehr niedrigen

Aktivitätsdichten vorkamen und dass pro Termin selten mehr als 1 oder 2 Arten nachgewiesen wurden, während auf den anderen Flächen mehrere Arten gleichzeitig erfasst wurden.

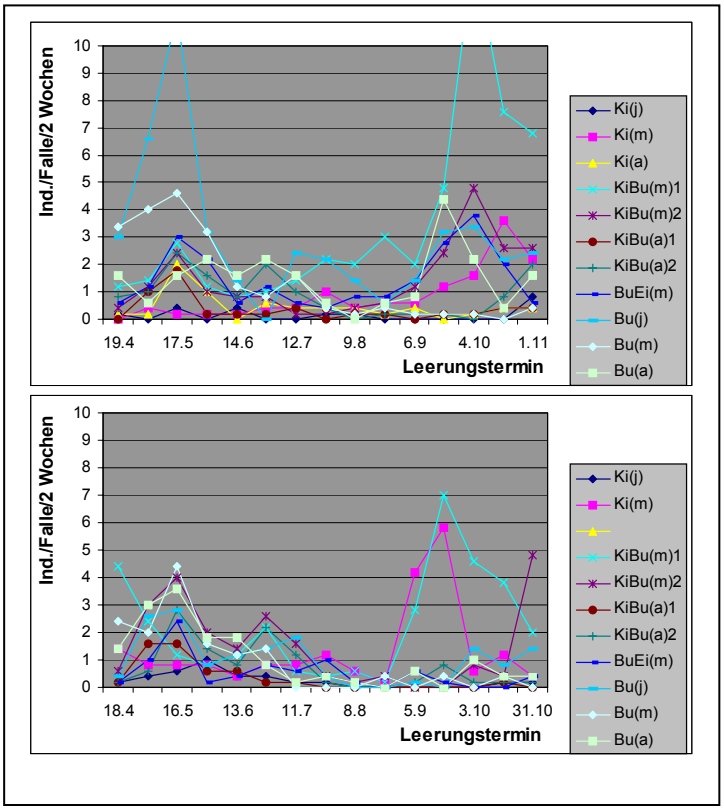


Abb. 14 (rechts). Jahreszeitliche Entwicklung (Phänologie) der Aktivitätsdichten der gesamten Diplopoden-Gemeinschaften auf den verschiedenen Untersuchungsflächen im Müritz Nationalpark in den Jahren 2001 und 2002.

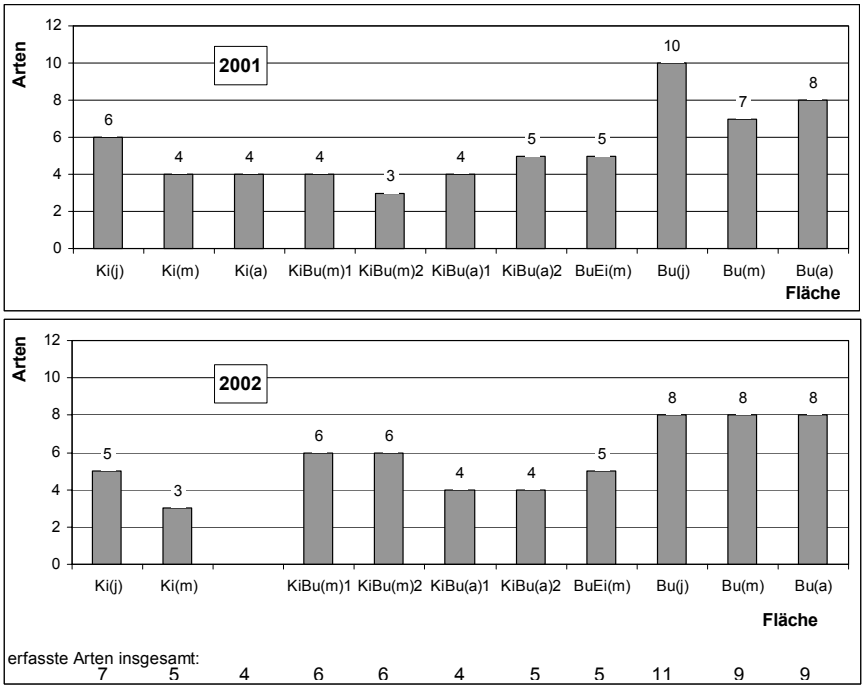


Abb. 15: Anzahl der auf den verschiedenen Untersuchungsflächen in den Jahren 2001 (oben) und 2002 (unten) nachgewiesenen Arten. Darunter ist die Anzahl aller im gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesenen Arten der jeweiligen Fläche angegeben.

Vorkommende Arten

Wie oben bereits erwähnt wurden insgesamt 14 Arten der Diplopoden auf den verschiedenen Untersuchungsflächen registriert. Die häufigste Art stellte mit über 40% aller festgestellten Individuen *G. marginata* dar (Abb.16), die auch auf allen Flächen (außer KiBu(m)M-1) vorkam. Die zweit- und dritthäufigsten Arten, *J. scandinavius* und *P. complanatus* (jeweils knapp 20% aller Individuen), kamen auf allen Flächen vor. Weiterhin wurde die subdominante Art *Cylindroiulus punctatus* (4,1% aller Individuen) auf fast allen Flächen vorgefunden, mit Ausnahme der nur für ein Jahr untersuchten Fläche Ki(a)-M-1.

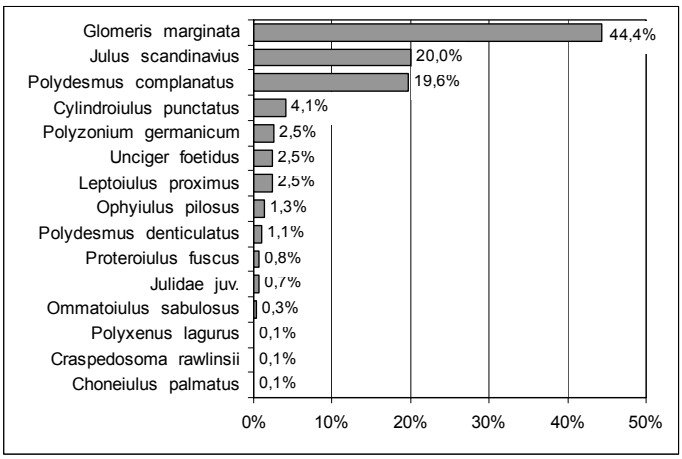


Abb. 16: Relative Abundanzen der auf den verschiedenen Untersuchungsflächen festgestellten Diplopodenarten; Durchschnittswerte für alle Flächen des Müritz Nationalparks

Bei den einzelnen Arten waren Verteilungsschwerpunkte in den verschiedenen Beständen festzustellen. Eine Korrespondenzanalyse zeigte deutliche Trennungen zwischen Arten mit Verteilungsschwerpunkt in den Kiefern-Reinbeständen und denjenigen in den Buchen-Reinbeständen (Abb. 17). Arten, die in den Mischbeständen stark vertreten waren, ordneten sich im CA-Diagramm (Abb. 17) dazwischen ein. Fast nur in den Buchen-Reinbeständen wurden (mit für eine Aussage ausreichender Individuenzahl) die Arten *Ophyiulus pilosus*, *Polydesmus denticulatus* und *Unciger foetidus* festgestellt. Außerdem kamen weitgehend nur in den Buchen-Rein- und Mischbeständen *Leptioulus proximus* und *P. germanicum* vor. Demgegenüber wurden die Arten *Ommatoiulus sabulosus* und *Proteroiulus fuscus* v.a. in den Kiefern-Rein- und Mischbeständen vorgefunden.

Von den Arten, die in (fast) allen Flächen vorkamen, gab es trotzdem Verteilungsschwerpunkte. Beispielsweise wurde die häufigste Art, *G. marginata*, in signifikant höheren Individuenzahlen in den Buchen-Rein- und v.a. älteren Mischbeständen registriert (für Signifikanzen, S. Tab. 2). Obwohl nicht signifikant wurde *C. punctatus* in leicht erhöhten Individuenzahlen ebenfalls in den Buchen-Rein- und Mischbeständen

festgestellt. Demgegenüber wurden *P. complanatus* und *J. scandinavius* in signifikant höheren Individuenzahlen in den Kiefern-Rein- und Mischbeständen nachgewiesen.

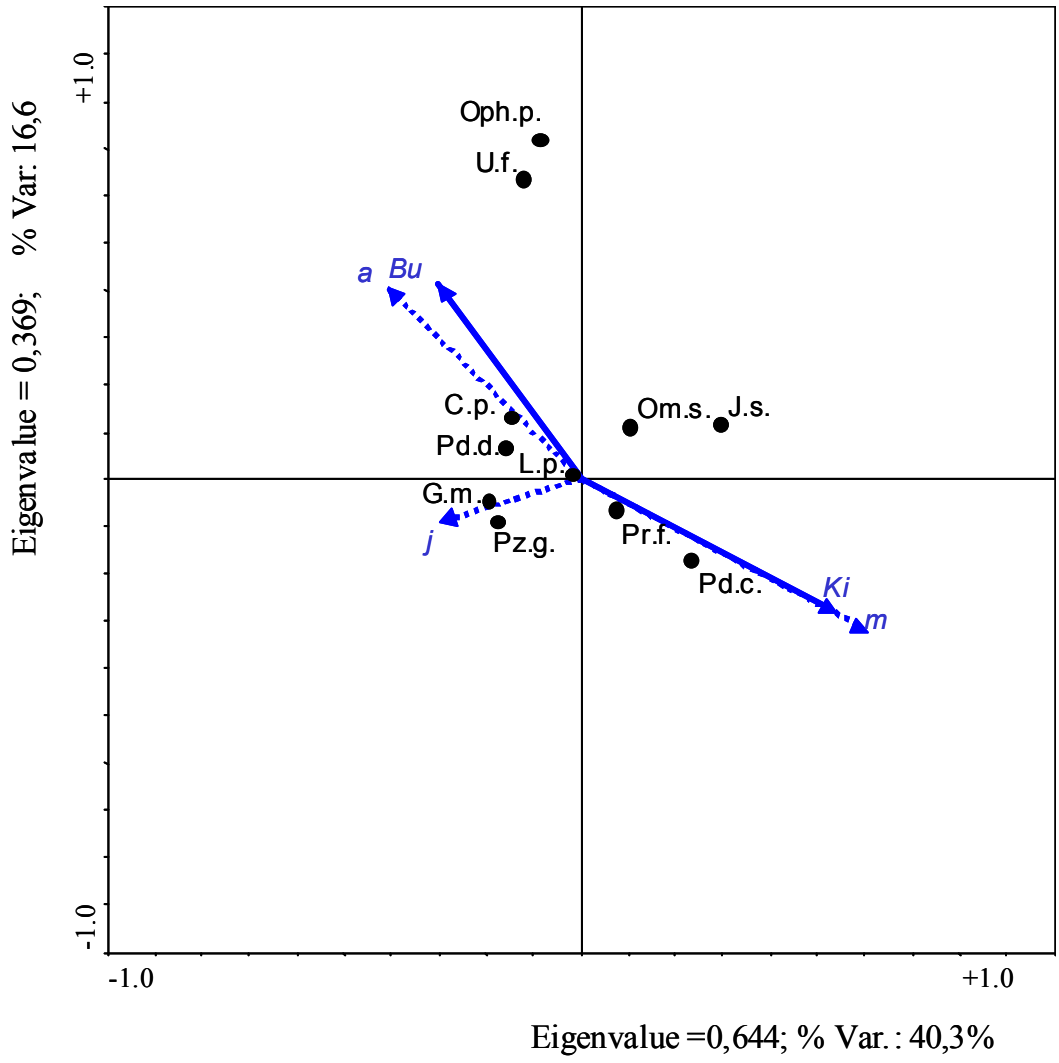


Abb. 17: Korrespondenzanalyse der Individuenzahlen aller im Gebiet festgestellten Diplopodenarten. Die Daten beziehen sich auf die zusammenfassten Werte aller Termine der jeweiligen Untersuchungsfläche, getrennt nach den einzelnen Untersuchungsjahren. Insgesamt wurden mit dieser Analyse 56,9% der in den Daten vorkommenden Variationen "erklärt". Gezeigt werden nur Arten mit einer relativen Abundanz von >1% oder Vorkommen auf >25% der Flächen. Die Vektoren zeigen Ergebnisse einzelner allgemeiner Flächenparameter (Baumart: *Bu*, *Ki*; Stufe des Bestandesalters: *j*, *m*, *a*).

Tab. 2: Ergebnisse der ANOVAs einzelner Arten bzgl. ihrer Verteilung in den verschiedenen Flächen. Analysiert wurden nur Arten mit einer Gesamtdominanz von >2% (entspricht >40 Ind.).

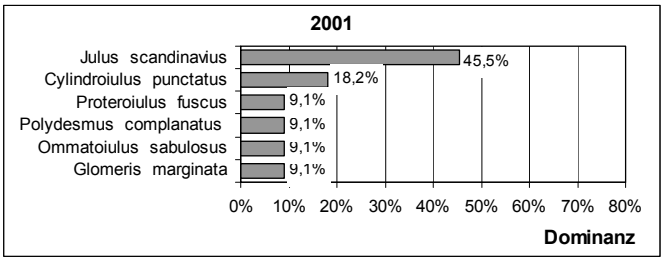
Art	**χ_r^2 (9 df)**	***P***	**Flächen mit sign. höheren Individuenzahlen**
Glomeris marginata	103,907	< 0,001	Bu(a), Bu(m), Bu(j), BuEi, KiBu(a)II, KiBu(m)II
Julus scandinavius	65,405	< 0,001	KiBu(m)I
Polydesmus complanatus	85,673	< 0,001	Ki(m), KiBu(m)I
Cylindroiulus punctatus	13,278	n.s.	
Polyzonium germanicum	27,384	< 0,01	Bu(a)
Leptioiulus proximus	13,827	n.s.	
Unciger foetidus	16,416	= 0,05	Bu(m)

Darstellung der einzelnen Flächen

Auf dem jüngeren Kiefern-Reinbestand (**Ki(j)M-1**) wurden insgesamt sechs Arten in Aktivitätsdichten von durchschnittlich 0,2 Ind./Falle/2 Wochen registriert. Obwohl sich die Dominanzstrukturen der gesamten Gemeinschaft in den zwei Untersuchungsjahren stark ähnelten (mit einer Art, die knapp die Hälfte aller Individuen darstellte und allen übrigen Arten in nur wenigen Individuen; Abb. 18), gab es starke Veränderungen in den Dominanzverhältnissen der einzelnen Arten. Beispielsweise wurde *G. marginata* 2001 mit lediglich einem einzigen Individuum registriert, stellte jedoch 2002 die häufigste Art dar. *Proteroiulus fuscus* und *P. complanatus* wurden nur 2001, *Polyxenus lagurus* nur 2002 festgestellt.

Auf dem Kiefern-Reinbestand mittleren Alters (**Ki(m)M-1**) wurden insgesamt fünf Arten in durchschnittlichen Aktivitätsdichten von 1,1 Ind./Falle/2 Wochen festgestellt. Die Dominanzstruktur der Gemeinschaft sowie das Dominanzverhalten der einzelnen Arten blieben in den zwei Untersuchungsjahren relativ konstant (Abb. 19). Ki(m)M-1 war die einzige Fläche, auf der *P. complanatus* am häufigsten auftrat und zudem hier auch noch eudominant war. Sie stellte in beiden Untersuchungsjahren >90% aller Individuen dar.

G. marginata kam in beiden Jahren als zweithäufigste Art subdominant vor. Weiterhin wurden im Jahr 2001 *P. fuscus* und *J. scandinavius* als vereinzelte Individuen vorgefunden, 2002 lediglich *C. puntatus* als Einzelnfund.



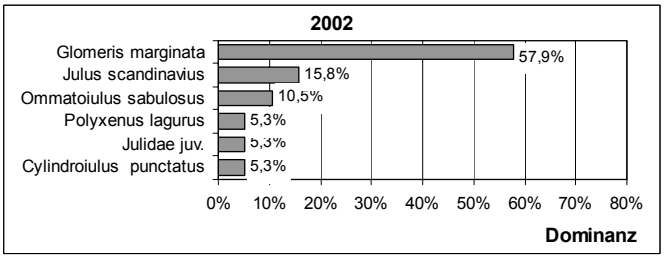
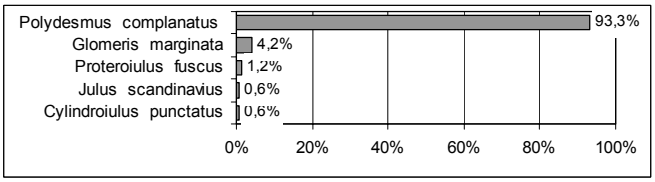
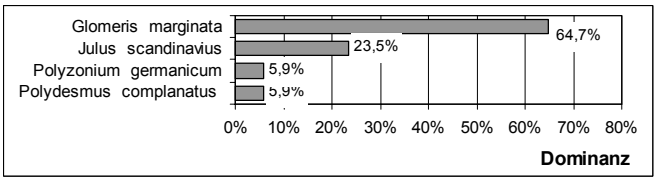
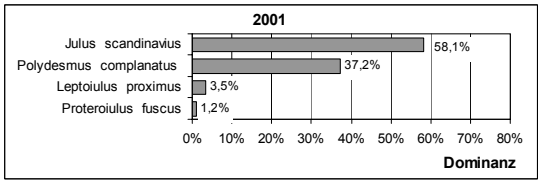


Abb. 18: Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des jungen Kiefern-Reinbestandes (**Ki(j)M-1**). Aufgrund der großen Unterschiede in den zwei Untersuchungsjahren werden sie getrennt dargestellt. Durchschnittliche Werte des jeweiligen Jahres.







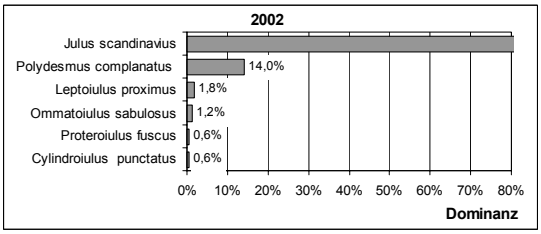


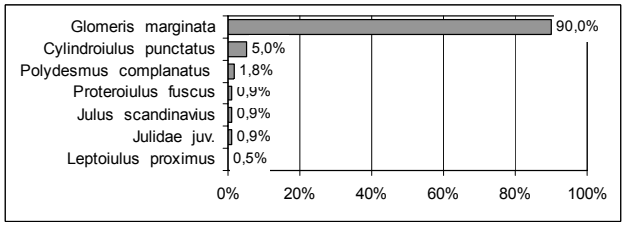
Abb. 19 (links oben): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des Kiefern-Reinbestandes mittleren Alters (**Ki(m)M-1**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte beider Untersuchungsjahre. Die Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 blieben relativ konstant und entsprechen somit den hier gezeigten Durchschnittswerten (für Unterschiede, s. Text). Die veränderte Skala ist zu beachten.

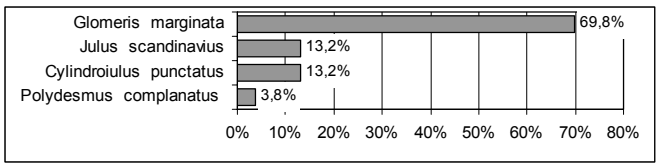
Abb. 20 (links unten): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des älteren Kiefern-Reinbestandes (**Ki(a)M-1**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte des für diese Fläche einzigen Untersuchungsjahres (2001).

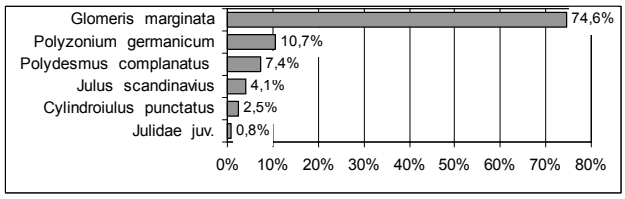
Abb. 21 (rechts): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des ersten Kiefern/Buchen-Mischbestandes mittleren Alters (**KiBu(m)M-1**). Aufgrund der großen Unterschiede in den zwei Untersuchungsjahren werden sie getrennt dargestellt. Durchschnittliche Werte des jeweiligen Jahres.

Der ältere Kiefern-Reinbestand (**Ki(a)M-1**) wurde bzgl. Diplopoda nur im Jahr 2001 untersucht. In diesem Jahr wurden vier Arten in Aktivitätsdichten von 0,45 Ind./Falle/2 Wochen erfasst. *G. marginata* und *J. scandinavius* stellten die häufigsten Arten dar, während die zwei anderen Arten jeweils nur als Einzelfund registriert wurden (Abb. 20).

Auf dem ersten Mischbestand mittleren Alters (**KiBu(m)M-1**) wurden insgesamt sechs Arten in stark schwankenden Individuendichten festgestellt. Im Jahr 2001 wurden durchschnittlich 3,44 Ind./Falle/2 Wochen und im folgenden Jahr 2,28 Ind./Falle/2 Wochen registriert. Diese Zahlen repräsentierten in beiden Jahren die höchsten Aktivitätsdichten aller Flächen. In beiden Jahren stellten *J. scandinavius* und *P. complanatus* die häufigsten Arten dar. Alle übrigen Arten wurden lediglich als vereinzelte Individuen registriert. Trotzdem gab es in den verschiedenen Untersuchungsjahren stark unterschiedliche Dominanzstrukturen (Abb. 21). Obwohl die gesamten Aktivitätsdichten im Jahr 2001 höher waren, kamen die beiden häufigsten Arten in hohen Individuenzahlen und somit beide eudominant vor. Im Jahr 2002 sanken zwar die Individuenzahlen dieser beiden Arten, die von *P. complanatus* jedoch ungleich stärker, so dass *J. scandinavius* extrem eudominant (mit mehr als 80% aller Individuen) auftrat.







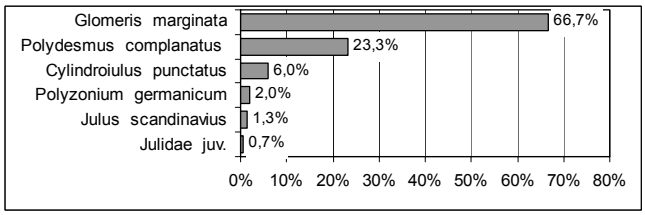


Abb. 22 (links oben): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des zweiten Kiefern/Buchen-Mischbestandes mittleren Alters (**KiBu(m)M-2**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte beider Untersuchungsjahre. Die Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 blieben relativ konstant und entsprechen somit den hier gezeigten Durchschnittswerten (für Unterschiede, s. Text.). Die veränderte Skala ist zu beachten.

Abb. 23 (rechts oben): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des ersten älteren Kiefern/Buchen-Mischbestandes (**KiBu(a)M-1**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte beider Untersuchungsjahre. Die Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 blieben relativ konstant und entsprechen somit den hier gezeigten Durchschnittswerten. Für Unterschiede, s. Text.

Abb. 24 (links unten): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des zweiten älteren Kiefern/Buchen-Mischbestandes (**KiBu(a)M-2**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte beider Untersuchungsjahre. Die Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 blieben relativ konstant und entsprechen somit den hier gezeigten Durchschnittswerten. Für Unterschiede, s. Text.

Abb. 25 (rechts unten): Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des Buchen/Eichen-Mischbestandes (**BuEi(m)M-1**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte beider Untersuchungsjahre. Die Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 blieben relativ konstant und entsprechen somit den hier gezeigten Durchschnittswerten. Für Unterschiede, s. Text.

Die Dominanzverhältnisse auf dem zweiten Mischbestand mittleren Alters (**KiBu(m)M-2**) waren in den zwei Untersuchungsjahren konstanter. Insgesamt wurden sechs Arten festgestellt (Abb. 22), allerdings im Jahr 2001 lediglich drei. Im Jahr 2002 wurden zusätzlich *P. complanatus*, *J. scandinavius* und *L. proximus* auf dieser Fläche nachgewiesen. In beiden Jahren trat *G. marginatus* in extrem hohen Dominanzen (ca. 90% aller Individuen) auf.

Die Diplopoden-Gemeinschaften der zwei älteren Mischbestände (**KiBu(a)M-1** und **KiBu(a)M-2**) waren sich relativ ähnlich. Zudem blieben die Verhältnisse der zwei Untersuchungsjahre auf diesen zwei Flächen relativ konstant. Lediglich die Aktivitätsdichten auf KiBu(a)M-2 senkten sich leicht von 2001 auf 2002 (durchschnittliche 1,00 Ind./Falle/2 Wochen), während auf KiBu(a)M-1 in beiden Jahren ca. 0,35 Ind./Falle/2 Wochen festgestellt wurden. Auf KiBu(a)M-1 wurden vier Arten und auf KiBu(a)M-2 fünf Arten nachgewiesen (Abb. 23 und 24). Auf beiden Flächen kam das gleiche Arteninventar vor, wobei auf KiBu(a)M-2 zusätzlich *Polyzonium germanicum* beobachtet wurde. Auf beiden Flächen trat *G. marginata* in sehr hohen Dominanzen (ca. 70%) auf.

Die Diplopoden des Buchen/Eichen-Mischbestandes (**BuEi(m)M-1**) ähnelten denen der älteren Kiefern/Buchen-Mischbestände sehr. In beiden Jahren kam ebenfalls *G. marginata* stark eudominant vor (jeweils > 60% aller Individuen), während *P. complanatus* außerdem dominant auftrat (Abb. 25). Hier wurden in beiden Untersuchungsjahren die gleichen fünf Arten festgestellt. Zwischen den zwei Untersuchungsjahren waren allerdings Unterschiede in der Gesamt-Aktivitätsdichte zu beobachten (Abb. 13). Im Jahr 2002 wurde fast nur ein Drittel der Individuen von 2001 festgestellt (0,53 bzw. 1,47 Ind./Falle/2 Wochen). Diese Schwankungen lagen an den Individuenzahlen der zwei häufigsten Arten, aber auch – im geringeren Maße – an *C. punctatus*, der im zweiten Untersuchungsjahr in stark abnehmenden Individuenzahlen vorgefunden wurde.

Die Buchen-Reinbestände wiesen die artenreichsten Diplopoden-Zönosen auf. Auf der jüngeren der Flächen (**Bu(j)M-1**) wurde mit insgesamt 10 nachgewiesenen Arten die höchste Artenzahl aller Untersuchungsflächen festgestellt. 2001 wurden 10 und 2002 acht Arten vorgefunden, wobei die Arten *Proteroiulus fuscus*, *Craspedosoma rawlensii* und *Ophyiulus pilosus* nur 2001 und *Ommatoiulus sabulosus* nur 2002 nachgewiesen wurden. In beiden Jahren stellte wieder *G. marginata* mit jeweils >65% aller Individuen die dominanteste Art dar (Abb. 26). Die Dominanzverhältnisse der übrigen Arten blieben in den zwei Untersuchungsjahren ebenfalls relativ konstant, wobei etwaige Dominanzverschiebungen nur auf Unterschieden von wenigen Individuen basierten. Bei den Aktivitätsdichten allerdings

wurde 2002 fast nur ein Drittel der Dichten von 2001 festgestellt (1,01 bzw. 2,97 Ind./Falle/2 Wochen). Diese Unterschiede lagen aber nicht wie auf den Kiefern- oder Mischbeständen an Schwankungen der Individuenzahlen einzelner Arten, sondern an einer Abnahme der Individuenzahlen fast aller hier häufig vorkommenden Arten.

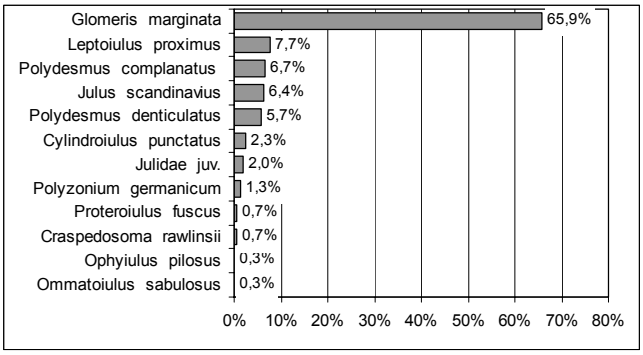


Abb. 26: Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des jüngeren Buchen-Reinbestandes (**Bu(j)M-1**). Gezeigt werden die durchschnittlichen Werte beider Untersuchungsjahre. Die Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 blieben relativ konstant und entsprechen somit den hier gezeigten Durchschnittswerten. Für Unterschiede, s. Text.

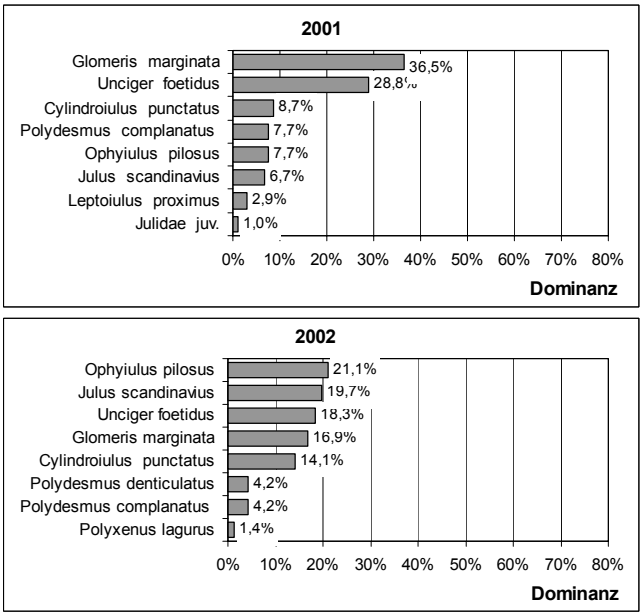


Abb. 27: Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des Buchen-Reinbestandes mittleren Alters (**Bu(m)M-1**). Aufgrund der großen Unterschiede in den zwei Untersuchungsjahren werden sie getrennt dargestellt. Durchschnittliche Werte des jeweiligen Jahres.

Der Buchen-Reinbestand mittleren Alters (**Bu(m)M-1**) zeigte die ausgewogensten Dominanzstrukturen aller Untersuchungsflächen (Abb. 27). Allerdings gab es zwischen den zwei Hauptuntersuchungsjahren große Verschiebungen bei dem Dominanzverhalten der einzelnen Arten. Im Jahr 2001 stellten *G. marginata* und *Unciger foetidus* mit ca. 37% bzw. 29% aller Individuen die häufigsten Arten dar. Demgegenüber wurden im Jahr 2002 in der ausgewogensten Dominanzstruktur der Diplopoda überhaupt gleich fünf Arten in relativ ähnlichen Individuenzahlen als dominant festgestellt (s. Abb. 27, unten). Dabei wurde *Ophyiulus pilosus* in der höchsten Individuenzahl registriert. Insgesamt wurden neun Arten nachgewiesen, sieben im Jahr 2001 und acht im Jahr 2002. *L. proximus* wurde nur 2001 beobachtet, und *P. denticulatus* und *P. lagurus* wurden nur im Jahr 2002 festgestellt.

Der älteste Buchen-Reinbestand (**Bu(a)M-1**) zeigte bzgl. der Artenzusammensetzung die größte Übereinstimmung zwischen den zwei Untersuchungsjahren. In beiden Jahren wurden acht der auf dieser Fläche nachgewiesenen neun Arten registriert (Abb. 28), wobei *L. proximus* nur 2001 und *Choneiulus palmatus* nur 2002 festgestellt wurden. In beiden Jahren kam *G. marginatus* als häufigste Art eudominant vor. Während diese Art im Jahr 2001 knapp 75% aller Individuen ausmachte, nahm ihre Individuenzahl im Jahr 2002 stark ab, so dass sie lediglich ca. 40% aller Individuen ausmachte. Die reduzierte Individuenzahl dieser Art im Jahr 2002 war auch der Grund der abnehmenden Gesamtaktivitätsdichte der Diplopoda auf dieser Fläche in diesem Jahr. Trotzdem nahmen die Individuenzahlen der meisten anderen Arten dieser Fläche im Jahr 2002 zu, so dass in diesem Jahr die Dominanzstruktur vergleichsweise ausgeglichen war (Abb. 28, unten).

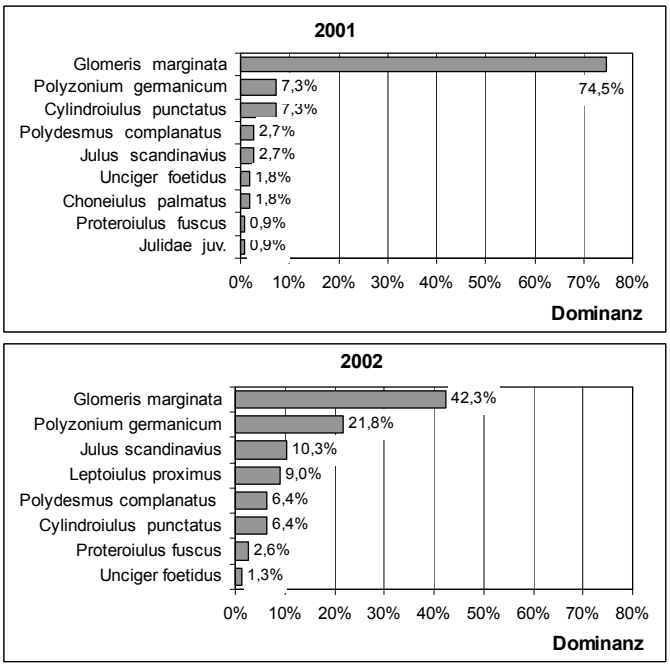


Abb. 28: Dominanzstruktur der Diplopoden-Gemeinschaft des älteren Buchen-Reinbestandes (**Bu(a)M-1**). Aufgrund der großen Unterschiede in den zwei Untersuchungsjahren werden sie getrennt dargestellt. Durchschnittliche Werte des jeweiligen Jahres.

Flächen-Vergleich

Die verschiedenen Untersuchungsflächen zeigten deutlich unterschiedliche Diversitäten (Abb. 29). Die Unterschiede waren insbesondere 2002 ausgeprägt. Die Diversitäten der Buchen-Reinbestände waren mit Ausnahme von Ki(j)M-1signifikant höher als auf allen anderen Flächen (P meist <0,001). (Lediglich im Jahr 2001 waren die festgestellten Diversitäten der Bu(a)M-1-Fläche nicht höher als die der anderen Bestände.) Im Jahr 2002 waren die Diversitäten der Flächen Bu(m)M-1 und Bu(a)M-1 auch signifikant höher als Ki(j)M-1 (P<0,001). Die Diversitäten des jungen Kiefern-Reinbestandes (Ki(j)M-1) übertrafen jedoch in beiden Jahren signifikant alle übrigen Flächen (im Jahr 2001 sogar höher als Bu(j)M-1 und

Bu(a)M-1). Die höheren Diversitäten auf allen diesen Flächen widerspiegeln die Tatsache, dass die Diplopoden-Gemeinschaften hier erhöhte Artenzahlen und ausgewogenere Dominanzstrukturen gegenüber den Kiefern-Rein- und Mischbeständen aufwiesen. Somit setzt sich die Ki(j)M-1 gegenüber den anderen Kiefern-Reinbeständen deutlich ab. Der Kiefern-Reinbestand mittleren Alters (Ki(m)M-1) zeigte in beiden Jahren signifikant (P<0,001) niedrigere Diversitäten als alle anderen Flächen (außer KiBu(m)M-2 im Jahr 2001). Ansonsten wiesen die Diplopoden-Diversitäten der anderen Kiefern-Rein- und Mischbestände (inklusiv des Buchen/Eichen-Mischbestands, BuEi(m)M-1) keine signifikanten Unterschiede zueinander auf. Lediglich die Diplopoda-Gemeinschaften auf KiBu(m)M-2 zeigten im Jahr 2001 die niedrigsten Diversitäten auf allen Flächen. Die niedrige Diversität dieser Fläche fiel zudem hoch signifikant aus (P<0,001).

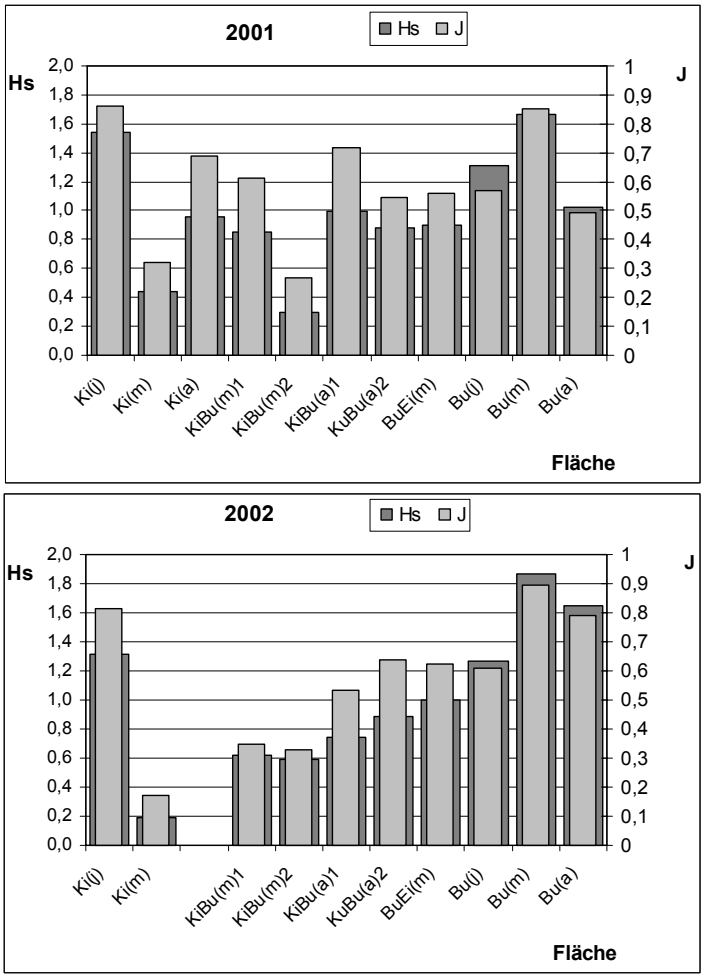


Abb. 29: Diversitäten der Diplopoden-Gemeinschaften auf den verschiedenen Untersuchungsflächen im Müritz Nationalpark. *Hs*: Diversitätsindex nach Shannon-Weaver; *J*: Evenness (% maximaler Diversität).

Similaritätsindices der Diplopodenfauna der verschiedenen Untersuchungsflächen erbrachten unterschiedliche Zusammenhänge zwischen den Flächen, je nachdem welche Parameter zugrunde gelegt wurden. Bei einer Analyse der Dominanzen (Dominanzsimilarität, Renkonen-Index; Abb. 30) bildeten fast alle Flächen eine Gruppe mit einem relativ hohen Ähnlichkeitsgrad (>50%). Nur diejenigen Flächen, auf denen *G. marginata* nicht als häufigste

Art auftrat (KiBu(m)M-1, Ki(m)M-1), zeigten geringere Ähnlichkeiten. Innerhalb der ähnlichen Flächen, ergab sich eine Gruppe von Flächen, die sich besonders stark ähnelten (>75% Ähnlichkeit; in Abb. 30, sieben Flächen rechts im Bild). Dazu zählen insbesondere die älteren Bestände, unabhängig vom Bestandstyp. Neben *G. marginata* enthielten die Diplopodenzönosen vieler dieser Flächen *P. germanicum* als stark dominante Art. Ansonsten kann die Kombination von *J. scandinavius*, *C. punctatus* und *P. complanatus* als dominante Arten als ähnlicher Parameter der Zönosen dieser Flächen gelten. Interessanterweise sind auch die jüngste Buchenfläche (Bu(j)M-1), der zweite Mischbestand mittleren Alters (KiBu(m)M-2) sowie der Buchen/Eichen-Mischbestand (BuEi(m)M-1) in dieser Gruppe enthalten. Vor allem die Faunen der jungen Buchen- und Buchen/Eichen-Flächen enthielten ein ähnliches Spektrum an dominanten Arten wie die vorhergenannten Flächen. Die KiBu(m)M-2-Fläche wies zwar ein reduziertes Spektrum an dominanten Arten auf, die hohen Dominanzen von *C. punctatus* und *P. complanatus* führten jedoch offensichtlich zu der Ähnlichkeit mit dieser Gruppe. Dieser Mischbestand mittleren Alters ist zudem wesentlich älter als der erste Mischbestand (KiBu(m)M-1), der, wiederum wie Ki(m)M-1, starke faunistische Unterschiede zu den anderen Flächen aufwies.

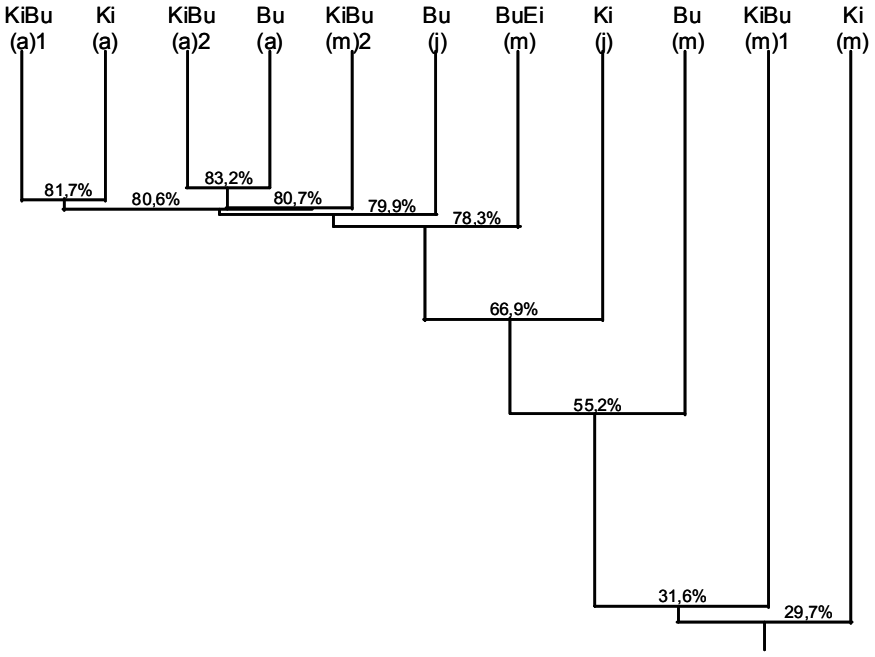


Abb. 30: Clusterdiagramm der Matrix, die aus den % Dominanzähnlichkeit zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen gebildet wurde (Renkonen-Index, einzelne Werte jeweils aus Flächenpaaren berechnet).

Ein Vergleich der Artenähnlichkeiten erbrachte wiederum andere Zusammenhänge zwischen den Flächen. Die Zonösen der Mischbestände sowie mittleren und älteren Kiefern-

Reinbestände zeigten dabei mit knapp 70% und mehr die größten Ähnlichkeiten (Abb. 31). Diese Gemeinschaften besaßen die gleiche grundlegende Artenzusammensetzung von *G. marginata*, *P. complanatus*, *C. punctatus* und *J. scandinavius*. Alle diese Arten kamen allerdings weitverbreitet auf fast allen Untersuchungsflächen vor. Die faunistische Ähnlichkeit dieser Flächen begründet sich daher eher auf dem Fehlen vieler Arten, die in den übrigen Flächen vorkommen, bzw. auf das Vorhandensein von nur ihnen angehörenden Arten. So kamen zusätzlich auf diesen Flächen Arten wie beispielsweise *P. fuscus* oder auch *P. germanicum* dazu. Das Vorkommen dieser Arten führte dann auch zu den relativ hohen Ähnlichkeiten der Zönosen von Ki(j)M-1 oder auch KiBu(m)M-1 zur ersten Flächen-Gruppe. Diese letzteren Flächen wiesen die gleiche grundlegende Artenzusammensetzung auf; es kamen jedoch zusätzliche Arten wie z.B. *Ommatoiulus sabulous* vor, weshalb der Ähnlichkeitsgrad dieser Flächen etwas geringer ausfiel. Mit diesen Arten lässt sich weiterhin die relative Ähnlichkeit des älteren Buchen-Reinbestands (Bu(a)M-1) mit diesen Flächen erklären. Trotzdem wiesen alle Buchen-Reinbestände die wenigsten Ähnlichkeiten zu den anderen Flächen auf. Dies ist v.a. damit zu begründen, dass diese Flächen die weitaus artenreichsten Diplopoden-Gemeinschaften zeigten, die gegenüber den Kiefern-Rein- und Mischbeständen viele zusätzliche Arten aufwiesen.

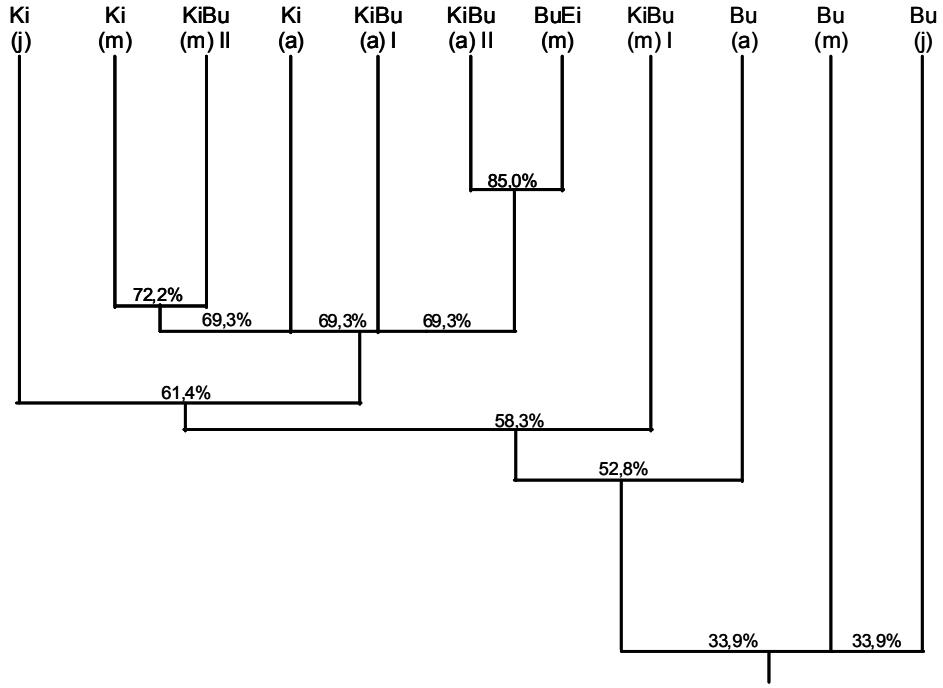


Abb. 31: Clusterdiagramm der Matrix, die aus den % Artenidentität der verschiedenen Flächen gebildet wurde (Korrelationskoeffizient nach Dunger (1968), einzelne Werte jeweils aus Flächenpaaren – Absenz/Präsenz-Werte der einzelnen Arten - berechnet).

Diskussion

Von den Kiefern-Reinbeständen über die Kiefern/Buchen-Mischbestände bis zu den reinen Laubbeständen bildeten die Diplopodenzönosen zunehmend entwickeltere Gemeinschaften. Im Verlauf der Chronosequenz nahm der Artenreichtum der Diplopodenzönosen zu und die Gemeinschaftsstrukturen bildeten sich zunehmend vielschichtiger aus. Die niedrigsten Artenzahlen und einfachsten Gemeinschaftsstrukturen wurden in den Beständen mit Kiefern-Bestockung vorgefunden. Auch in anderen Studien wurden in Kiefernforsten regelmäßig weniger Arten als in Laubwäldern vorgefunden. Die Diplopodengemeinschaften aus Nadelwälder setzten sich aus 1 bis 8, meist 3 bis 6 Arten zusammen (PERSSON et al. 1980; DUNGER & STEINMETZGER 1981; WEIGMANN et al. 1989; WYTWER 1992; VOIGTLÄNDER 1995a, 1995b). Demgegenüber wurden in Buchenwäldern häufig 6 bis 15, meistens aber über 10 Arten registriert (DUNGER & STEINMETZGER 1981; PHILLIPSON & MEYER 1984; SCHALLNAß et al. 1992; SCHEU & POSER 1996). Obwohl das Verhältnis der Nadelwald- zu den Laubwaldbeständen bzgl. des Artenreichtums mit anderen Studien übereinstimmt, sind die hier untersuchten Flächen im Vergleich zu den Literaturdaten im allgemeinen etwas artenärmer. Dies liegt vermutlich an den nährstoffarmen Sandböden, auf den die hier untersuchten Forstbestände stockten.

Als scheinbare Ausnahme wiesen die Mischbestände mittleren Alters z.T. etwas höhere Artenzahlen als andere Bestände mit Kiefern-Bestockung auf. Es fanden sich auf diesen Flächen jedoch immer jeweils der gleiche Grundbesatz von 3 bis 4 Arten (z.B. *G. marginata*, *J. scandinavius*, *P. complanatus*). Diese Arten waren allerdings die im Gebiet häufigsten und kamen ebenfalls auf den meisten anderen Untersuchungsflächen vor. Sie sind als euryöke Arten mit einer Präferenz für Wälder beschrieben (z.B. SCHUBART 1934; THIELE 1959; SPELDA 1999). Insbesondere *G. marginata*, als im gesamten Untersuchungsgebiet individuenreichste Art, besitzt aufgrund ihrer Einrollfähigkeit gegen ungünstige Umweltbedingungen eine breite ökologische Valenz (z.B. HAACKER 1968; DUNGER & STEINMETZGER 1981, VOIGTLÄNDER & DÜKER 2001) und ist somit sehr weit verbreitet. In den Kiefern- und Mischbeständen wurden zusätzliche Arten nur mit vereinzelten Individuen erfasst. Die oben genannten häufigen Arten kamen in den Beständen mit Kiefern-Bestockung dagegen oft in extremen Dominanzen vor (z.T. über 90% aller Diplopoden-Individuen). Die Gemeinschaftsstrukturen waren in diesen Beständen somit meist stark unbalanciert. Demgegenüber waren die Verhältnisse in den Buchenbeständen ausgeglichener. Bei dem größeren Artenreichtum dort wurden meistens mehrere Arten in erhöhten Individuenzahlen registriert, so dass die Gemeinschaften balanciertere Dominanzstrukturen aufwiesen.

Die Artenzusammensetzung der verschiedenen Bestandstypen differiert z.T. stark, wie auch aus den Artensimilaritäten und der Korrespondenzanalyse erkenntlich wurde. Vor allem die Gemeinschaftskomposition der Buchenbestände unterscheidet sich von den restlichen Beständen. Neben euryöken Waldarten (z.B. *J. scandinavius* und *G. marginata*), die auf fast allen Flächen vorkamen, wurden auf den Laubwald-Flächen v.a. „Waldarten" bzw. Arten mit Präferenzen für kühl-feuchte Habitate vorgefunden (z.B. *C. punctatus*, *C. rawlinsii*, *P. germanicum*, *P. compainatus*, *O. pilosus*; SCHUBART 1934; RICHTER 1967; HAACKER 1968; MILLER 1974; WEGENSTEINER 1982). Diese Arten wurden in den Kiefern- und Mischbeständen gar nicht oder nur mit vereinzelten Individuen festgestellt. Auf den Flächen mit Kiefernbestockung gingen die typischen Waldarten oft deutlich zurück. Stattdessen wurden Arten mit breiter ökologischer Valenz vorgefunden (z.B. *L. proximus, P. denticulatus P. fuscus*; SCHUBART 1934; THIELE 1968; DUNGER & STEINMETZGER 1981). Diese Arten sind in der Lage, die ungünstigen mikroklimatischen und Ernährungsbedingungen, wie sie in Kiefernforsten herrschen, zu tolerieren. Diplopoden sind für den Aufschluss ihrer Nahrung (Streu) auf mit ihr aufgenommene Mikroorganismen angewiesen, da sie selbst arm an Verdauungsenzymen sind (v.a. Zellulase, MARCUZZI et al. 1977; GRUNING 1991). Der mikrobielle Besatz von Nadelstreu ist jedoch geringer als der von Laubstreu. Zudem ist Nadelstreu fest und weist hohe Gerbstoffgehalte auf. Ernährungsbasis und mikroklimatische Situation sind in den Kiefernbeständen für viele Diplopoden ungünstig. In den Kiefern/Buchen-Mischbeständen scheint die Artenzusammensetzung noch stark von der Kieferbestockung beeinflusst zu sein. Auch deshalb gingen vermutlich die Artenzahlen gegenüber den Laubwaldbeständen zurück. Die vereinzelten Individuen zusätzlicher Arten, die auf den Mischbeständen erfasst wurden, sprechen allerdings für eine erste Ausbreitung dieser Arten in diese Bestände und somit für eine zögerliche Zunahme der sonst stark „kieferngeprägten" Zönosen.

Interessant ist in diesem Zusammenhang die Artenzusammensetzung sowohl des jungen Kiefern- als auch des jungen Buchenbestands. Auf beiden Flächen wurden zusätzlich „Offenland"-Arten vorgefunden (z.B. *O. sabulosus*; HAACKER 1968; BECKER 1975; DUNGER & STEINMETZGER 1981; VOIGTLÄNDER 1996). Die Verhältnisse in den noch lichten Jungbeständen boten diesen Tieren im Gegensatz zu den stärker beschatteten, älteren Waldflächen offensichtlich günstige Habitatbedingungen für den Aufbau ihrer Populationen.

Weiterhin wurden im Allgemeinen zunehmende Aktivitätsdichten entlang der Chronosequenz festgestellt, wobei die individuenstärksten Gemeinschaften in Richtung Laubwälder registriert wurden. Allerdings zeigten die Mischbestände mittleren Alters die höchsten

Individuendichten. Diese Flächen wiesen aber die größten Dichteschwankungen innerhalb eines Jahres auf, die zu großen Variabilitäten in den Daten führten. Diese Schwankungen lagen allerdings an nur wenigen Arten (z.B. *J. scandinavius*, *P. complanatus*), die wie oben erwähnt die Gemeinschaften stark dominierten. Vereinzelte Buchenbestände zeigten auch erhöhte Variabilitäten bei den Dichten, die jedoch durch Schwankungen der erfassten Dichten aller Arten zustande kamen und somit ein Phänomen der gesamten Gemeinschaften und nicht nur einzelner Arten darstellten. Die erhöhten Dichten in Richtung Buchenbestände kamen einerseits dadurch zustande, dass auf diesen Flächen mehrere Arten festgestellt wurden. Andererseits kamen Arten, die auf die meisten Flächen nachgewiesen wurden (z.B. *P. germanicus* oder *C. punctatus*), in zunehmenden Aktivitätsdichten entlang der Chronosequenz vor.

Die erhöhten Artenzahlen und die zunehmende Entwicklung der Gemeinschaftsstrukturen entlang der Chronosequenz spiegelten sich in den Diversitäten wieder. Besonders im Jahr 2002 wurde eine deutliche Zunahme der Diversitäten von den Kiefern-Reinbeständen (mit Ausnahme der jungen Bestände) über die Mischbestände hin zu den Laubwaldbeständen festgestellt. Lediglich der junge Kiefern-Bestand zeigte erhöhte Diversitäten (wie auch Artenzahlen), vermutlich, weil er noch recht licht und ohne starke Nadelstreuauflage war. Dies ermöglichte eine Zunahme von „Offenland-Arten“ wie auch Arten, die Nadelstreu sonst meiden.

Somit zeigten die Diplopodenzönosen der Buchenbestände gegenüber den Kieferbeständen deutlich artenreichere Zönosen mit entwickelteren Gemeinschaftsstrukturen, was vor allem auf die Verhältnisse der Humusauflage zurückzuführen war. Die Mischbestände zeigten Diplopodengemeinschaften, die denen der Kiefern-Bestände stark ähnelten. Die Zönosen dieser Bestandstypen weisen jedoch Tendenzen zum erweiterten Aufbau der Gemeinschaften in Richtung derjenigen der Laubwaldbestände auf. Sie befanden sich somit in einer mittleren Stellung in der Chronosequenz. Deshalb kann bei den Diplopoden eine leichte Ameliorierung der Gemeinschaften durch den Waldumbau konstatiert werden.

Chilopoda: Hundertfüßer

Insgesamt wurden 658 Individuen der Chilopoden aus zehn verschiedenen Arten erfasst und determiniert. Die meisten Individuen wurden im Jahr 2002, gefolgt vom Jahr 2000 registriert. Die meisten Arten wurden im Jahr 2002 nachgewiesen (Tab. 3). Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass im Jahr 2000 nur ein Ausschnitt der Untersuchungsflächen beprobt wurde, so dass die Gesamtzahlen für den Jahrgang nicht unbedingt repräsentativ sind. Deshalb wird im Folgenden nur auf die Untersuchungsjahre 2001 und 2002 näher eingegangen. Die Ergebnisse des Jahres 2000 wurden bereits im zweiten Zwischenbericht erläutert.

Tab. 3: Parameter der untersuchten Chilopodenzönosen aus den verschiedenen Untersuchungsjahren

Untersuchungsjahr	Anzahl Untersuchungsflächen	Registrierte Individuen	Durchschnittliche Aktivitätsdichte	Nachgewiesene Arten
2000	4	207	3,45	5
2001	11	156	0,95	5
2002	10	322	2,15	9

Im Folgenden werden die nachgewiesene Arten und ihre taxonomische Zugehörigkeit aufgelistet:

Geophilidae

Brachygeophilus truncorum (Bergsöe & Meinert, 1866)
Strigamia acuminata (Leach, 1814)

Lithobiidae

Lithobius aeruginosus Koch, L., 1862
Lithobius agilis Koch, C.L., 1847
Lithobius crassipes Koch, L., 1862
Lithobius curtipes Koch, C.L., 1847
Lithobius forficatus (Linné, 1758)
Lithobius macilentus Koch, L., 1862
Lithobius mutabilis Koch, L., 1862
Lithobius pelidnus Haase, 1880

Die Chilopoden wurden auf den einzelnen Untersuchungsflächen in Aktivitätsdichten zwischen 0,01 und 1,19 Ind./Falle/4 Wochen vorgefunden (Abb. 32). Die Unterschiede der Aktivitätsdichten waren hochsignifikant ($\chi_r^2 = 127{,}668$; $P < 0{,}001$). Die meisten Individuen

wurden in den Laubwäldern (Buchen-Reinbestände und Buchen/Eichen-Mischbestand) gefangen. Sie zeigten hochsignifikant höhere Aktivitätsdichten als auf allen Kiefern-Reinbeständen (*P* meist <0,001) und z.T. auch den Mischbeständen. Lediglich der zweite ältere Mischbestand wies ebenfalls hohe Aktivitätsdichten auf, die signifikant höher als die auf den Kiefern-Reinbeständen waren (0,01 > *P* < 0,001).

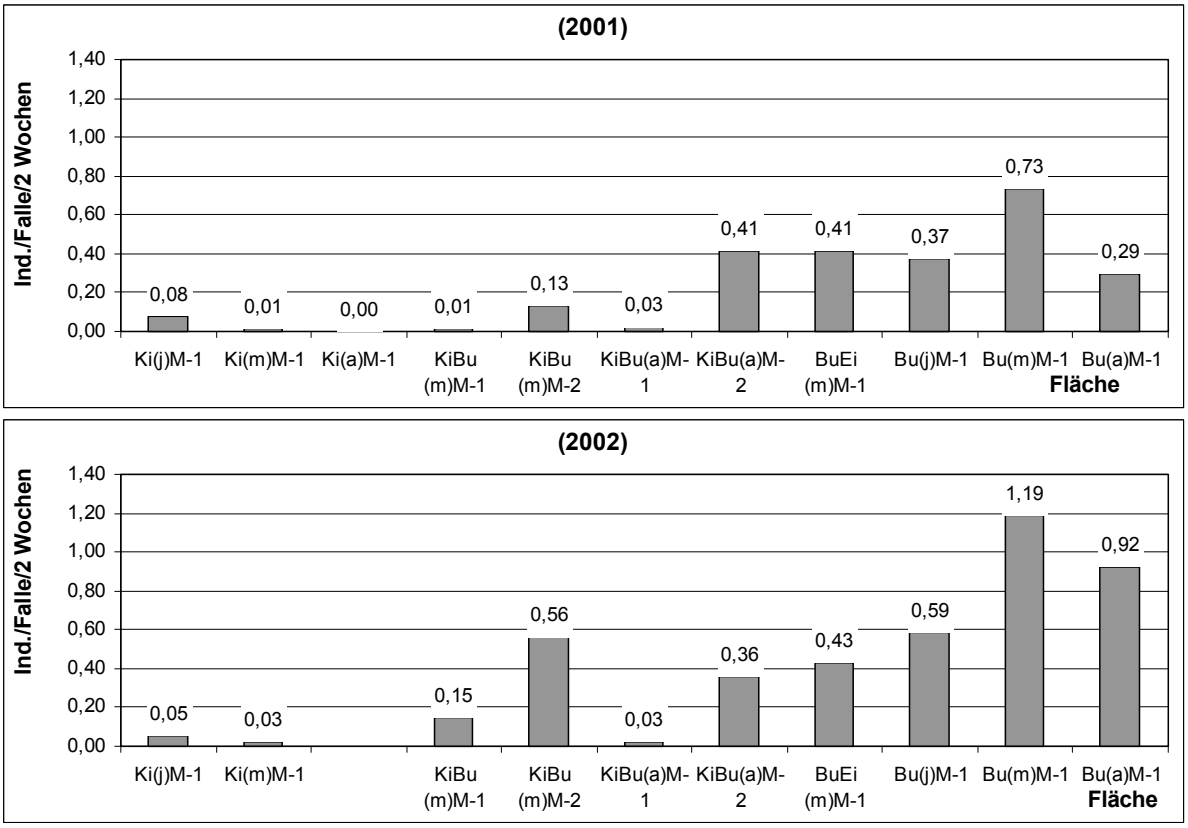


Abb. 32: Festgestellte Aktivitätsdichten der Chilopodenzönosen der verschiedenen Untersuchungsflächen der Jahren 2001 und 2002.

Auf den einzelnen Flächen wurden zwischen 0 und 7 Arten festgestellt (Abb. 33). Die höchsten Artenzahlen wurden ebenfalls in den Laubbeständen nachgewiesen, aber z.T. auch in dem zweiten Mischbestand mittleren Alters. Der Hauptteil der festgestellten Chilopodenzönosen bestand auf allen Flächen aus den Arten *Lithobius forficatus* und *L. mutabilis* (bzw. juvenile *Lithobius*, v.a. im Jahr 2001 auf dem jungen Kiefern-Reinbestand bzw. dem ersten Mischbestand mittleren Alters). Alle anderen Arten wurden meist nur als einzelne Individuen festgestellt, jedoch fast ausschließlich in den Laubbeständen (Abb. 34). Interessanterweise war die häufigste Art in den Kieferbeständen *L. forficatus* und in den Laubbeständen *L. mutabilis*. In den Mischbeständen kam wie in den Laubbeständen v.a. *L. mutabilis* vor. Dies war jedoch nicht durchgehend der Fall. Im ersten älteren Mischbestand wurde 2002 wie in den Kiefernbeständen ebenfalls (und ausschließlich) *L. forficatus*

nachgewiesen. Somit scheint der Artenbestand der Mischbestände, obwohl er demjenigen der Laubwälder meistens ähnelte, nicht stabil zu sein.

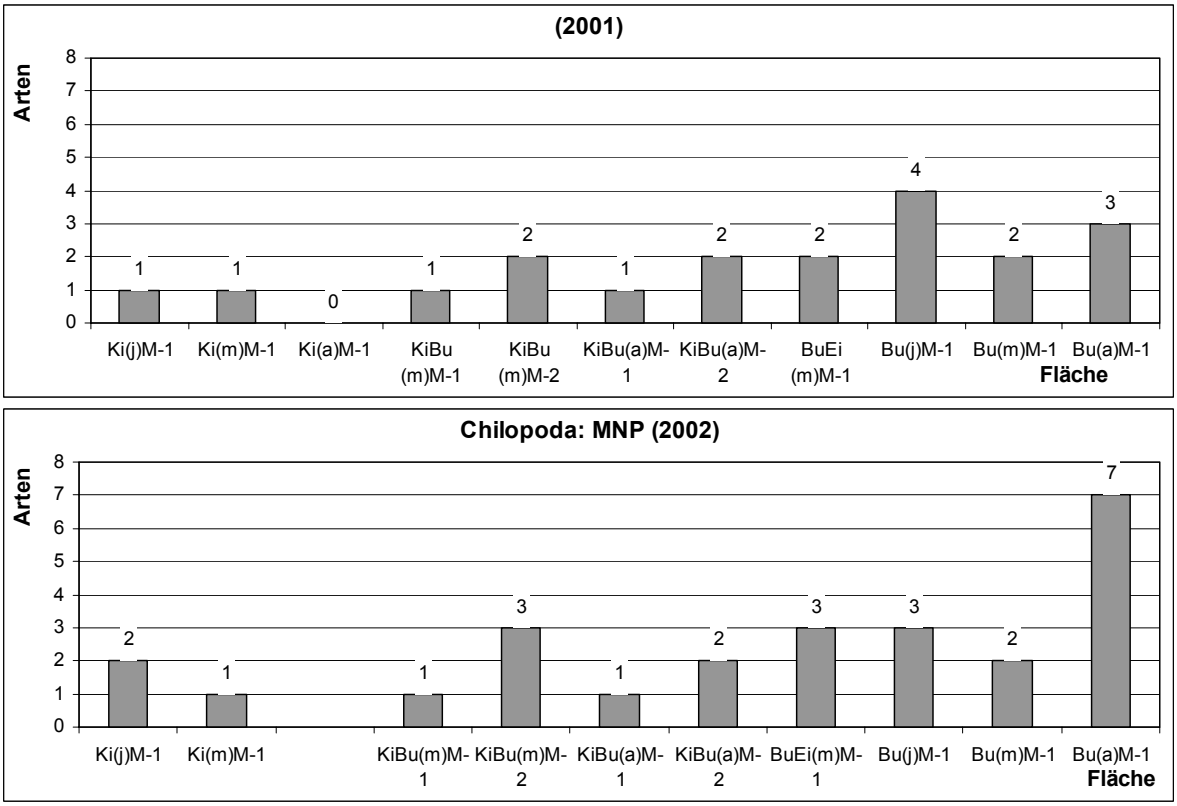


Abb. 33. Anzahl nachgewiesener Chilopodenarten auf den unterschiedlichen Untersuchungsflächen im Müritz Nationalpark. Gezeigt werden die Ergebnisse der Untersuchungsjahre 2001 und 2002.

Die festgestellten Aktivitätsdichten stimmen mit Literaturangaben weitgehend überein. In Nadelwäldern wurden zwischen 0,1 und 0,7 Ind./Falle/4 Wochen festgestellt (DUNGER & VOIGTLÄNDER 1992; VOIGTLÄNDER 1995a, 1995b; VOIGTLÄNDER & DUNGER 1998). Deshalb müssen die in den hier untersuchten Kiefernbeständen registrierten Aktivitätsdichten sogar als sehr niedrig eingestuft werden. In Buchenwäldern wurden in der Literatur 0,9-1,3 Ind./Falle/4 Wochen angegeben (VOIGTLÄNDER & DUNGER 1998). Diese Angaben stimmen gut mit den hier festgestellten Dichten überein, obwohl die Dichten der Laubbestände hier meistens noch etwas niedriger ausfielen. Somit sind die Unterschiede zwischen den Kiefern- und Buchenbeständen als „normale“ Habitatsunterschiede anzusehen. Die Aktivitätsdichten der Mischbestände reihen sich eher in die in der Literatur für Nadelwälder angegebenen Dichten ein. In den hier untersuchten Beständen sind sie gegenüber den reinen Kiefernbeständen allerdings erhöht und zeigen somit eine erste Verbesserung der Habitatsbedingungen für Chilopoden an. Die erhöhten Aktivitätsdichten lagen jedoch nur stärkeren Populationsentwicklungen einzelner Arten zugrunde.

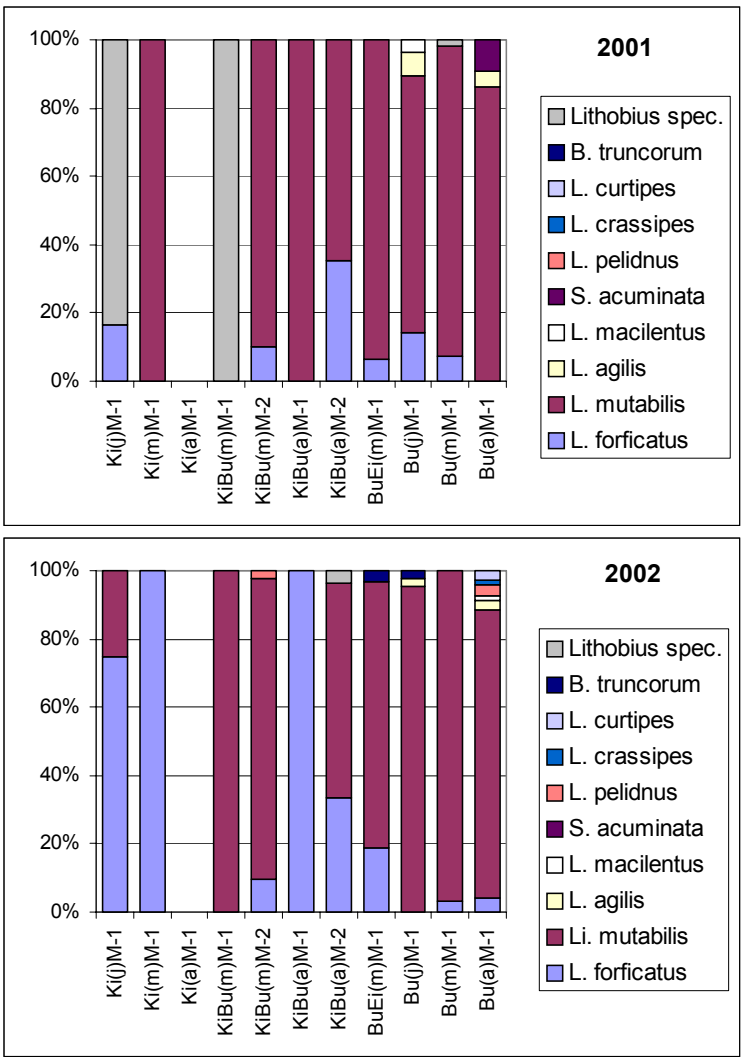


Abb. 34: Artenzusammensetzung der Chilopoden-Gemeinschaften in den verschiedenen Untersuchungsflächen in den Jahren 2001 und 2002.

Die hier festgestellten Artenzahlen sind im Vergleich zu Literaturdaten extrem niedrig. In Kiefernforsten wurden zwischen 3 und 8 Arten festgestellt (VOIGTLÄNDER 1995a), während in Buchenwäldern sogar bis 15 Arten nachgewiesen wurden (ALBERT 1982; FRÜND 1987; DUNGER & VOIGTLÄNDER 1992; VOIGTLÄNDER & DUNGER 1998). Obwohl die hier festgestellten Unterschiede zwischen den Kiefern- und Buchenbeständen mit Literaturdaten somit übereinstimmen, fand dies auf sehr niedrigem Niveau statt. Die Mischbestände reihten sich z.T. wieder zwischen die Kiefern- und Buchenbestände ein. Die Artenzahlen waren jedoch so niedrig, dass dies noch nicht als gesicherte Entwicklung gelten kann.

Interessant sind die Verteilungsunterschiede zwischen z.B. *L. forficatus* und *L. mutabilis*. *L. forficatus*, die v.a. in den Kiefernbeständen stärkere Populationen bildete, ist eine eurytope Art mit einer Präferenz für trockene Habitate. Sie wird außerdem z.T. als Indikator für „interspecies Stress“ angesehen (FRÜND 1992; FRÜND et al. 1997). *L. mutabilis* ist andererseits ebenfalls eine euryöke Art, allerdings mit einer Präferenz für feuchte bis sehr feuchte Wälder. Sie ist in Mitteleuropa eine der häufigsten Laubwaldarten. Somit spiegeln

diese Verteilungsunterschiede deutliche Habitatsunterschiede wider. Als Verbesserung der Habitatsunterschiede in den Mischbeständen muss demnach die weitgehende Verdrängung von *L. forficatus* durch *L. mutabilis* angesehen werden. Die zusätzlichen Arten, die v.a. in den Buchenbeständen vorgefunden wurden, sind meist eurytope Arten, die ebenfalls Präferenzen für feuchte bis sehr feuchte Wälder zeigen. *L. pelidnus* ist sogar sehr selten und nach bisheriger Kenntnis nur sehr lokal in Deutschland nachgewiesen.

Somit spiegeln die festgestellte Chilopodenzönosen deutliche Habitatsunterschiede wider, die scheinbar v.a. in den hydrologischen Bedingungen zu finden sind. Da der Bodenuntergrund und die sonstigen geographischen Bedingungen der verschiedenen Bestände weitgehend gleich sind, sind diese Habitatsunterschiede v.a. durch die unterschiedliche Streuauflage (Nadel- gegenüber Laubstreu) gegeben. Obwohl die Nadelstreuauflagen der Kiefernbestände viel mächtiger als die Laubstreuauflagen waren, scheinen sie hiernach deutlich trockener zu sein. Die Chilopoden der Mischbestände zeigen gegenüber denjenigen der Kiefernbestände zwar erste Tendenzen einer Verbesserung der Habitatsbedingungen (erhöhte Aktivitätsdichten und Artenreichtum, Verdrängung von trockenheitsliebenden durch hygrophile Arten), die Zönosen sind gegenüber den Buchenbeständen trotzdem noch stark unterentwickelt.

Diskussion

Einfluss der Bestockung (Baumart) auf die Myriapoda (d.h. hier Diplo- und Chilopoda).

Obwohl verschiedenen trophischen Ebenen zugehörig, zeigten die Diplopoda und Chilopoda ähnliche Reaktionsmuster in den verschiedenen Bestandestypen. Die höchsten Aktivitätsdichten, Artenzahlen und Diversitäten beider Gruppen wurden bei den Zönosen der Laubbestände (Buchen-Reinbestände und Buchen/Eichen-Mischbestände) erfasst. Es muss jedoch angemerkt werden, dass der Artenreichtum der Myriapoden in allen Flächen im allgemeinen niedrig ausfiel, vermutlich aufgrund der nährstoffarmen Sandböden. Die reinen Kiefern-Bestände wiesen die niedrigsten Dichten und Artenzahlen auf. In diesen Beständen waren die erfassten Individuendichten beider Gruppen sogar extrem niedrig. Die Zönosen dieser Bestände wurden von nur wenigen Arten gebildet, die als weit verbreitete, euryöke Arten bekannt sind und auf den meisten anderen Untersuchungsflächen ebenfalls vorkamen. Zusätzliche Arten wurden – wenn überhaupt - nur als vereinzelte Individuen erfasst. In den Buchenbeständen wurden eher typische Waldarten vorgefunden, die in den Beständen mit Kiefernbestockung (reine oder in Mischung) zurückgingen. Die Mischbestände wiesen

Chilopoden- und Diplopodengemeinschaften auf, die in ihren Aktivitätsdichten, ihrem Artenreichtum und den Dominanzstrukturen denjenigen der Kiefernbestände stark ähnelten, vermutlich aufgrund der erhöhten Anteil an Nadelstreu in diesen Beständen. Streu stellt insbesondere für Diplopoden die direkte Nahrungsgrundlage dar, und Nadelstreu ist für diese Tiere eine minderwertige Nahrung. Allerdings wurden in den Mischbeständen bei einzelnen Terminen erhöhte Aktivitätsdichten vorgefunden, die jedoch auf stärkere Populationsentwicklungen nur einzelner Arten zurückzuführen waren. Auch die Artenzusammensetzung in den Mischbeständen ähnelte weitgehend denjenigen der Kiefern-Reinbestände und wurden somit von der Kiefern-Bestockung noch stark beeinflusst. Allerdings wurden bei den Diplopoden in den Mischbeständen z.T. vereinzelte Arten vorgefunden, die eher für die Laubbestände charakteristisch waren. Auch bei den Chilopoden wurden – bei extrem niedrigen Artenzahlen – eher für die Buchenbestände typische Arten nachgewiesen, die somit die Kiefernbestands-typischen Arten ablösten. Somit zeigten die Zönosen der Mischbestände – obwohl noch stark von der Kiefernbestockung geprägt – erste, zögernde Annäherungen an die naturnahen Strukturen der Buchen-typischen Zönosen.

Literatur

ALBERT, A. M. (1982): Species spectrum and dispersion patterns of chilopods in three Solling habitats. – Pedobiologia **23**: 337-347

BECKER, J. (1975): Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae [Coleoptera], Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. – Beitr. Landespflege Rhld.-Pfalz Beiheft **4**: 89-140

DUNGER W., STEINMETZGER K. (1981): Ökologische Untersuchungen an Diplopoden einer Rasen-Wald-Catena im Thüringer Kalkgebiet. - Zool. Jb. Syst. **108**: 519-553

DUNGER, W., VOIGTLÄNDER, K. (1992): Long-term Observations of the Effects of Increasing Dry Pollution on the Myriapod Fauna of the Neiße Valley (East Germany). - Ber. nat.-med. Ver. Innsbruck, Suppl. **10**: 251-256

FRÜND, H.C. (1987): Räumliche Verteilung und Koexistenz der Chilopoden in einem Buchen-Altbestand. – Pedobiologia **30**: 19-29

FRÜND, H.C. (1992): The occurrence and frequency of sears in Centipedes: - Ber. nat.-med. Verein Innsbruck **10**: 269-275

FRÜND, H.C., BALKENHOL, B., RUSZKOWSKI, B. (1997): Chilopoda in forest habitat islands in northwest Westphalia, Germany. - Ent. Scand. Suppl. **51**: 107-114

GRÜNING, C. (1991): Einfluss der Diplopoden auf die Streuzersetzung. – Dipl.-arbeit Univ. Köln, 111 S.

HAACKER, U. (1968): Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. – Oecologia **1**: 87-129

MARCUZZI, G., TURCHETTO LAFISCA, M. (1977): On lipases in litter feeding invertebrates. – Pedobiologia **17**: 135-144

MILLER, P. F. (1974): Competition between Ophyiulus pilosus (newport) and Julus scandinavius Latzel. – Symp. Zool. Soc. Lond. **32**: 553-574

PERSSON T., BÅÅTH E., CLARHOLM M., LUNDKVIST H., SÖDERSTRÖM B.E., SOHLENIUS B. (1980): Trophic structure, Biomass dynamics and carbon metabolism of soil organisms in a Scots Pine forest. - Ecol. Bull. **32**: 419-459

PHILLIPSON J., MEYER E. (1984): Diplopod numbers and distribution in a British beechwood. - Pedobiologia **26**: 83-94

RICHTER H. (1967): Zur Diplopodenfauna des Osterzgebirges. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz **42**: 1-62

SCHALLNAß H.-J., RÖMBKE J., Beck, L. (1992): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 15. Die Doppelfüßer (Diplopoda). - Carolinea **50**: 145-170

SCHEU S., POSER G. (1996): The soil macrofauna (Diplopoda, Isopoda, Lumbricidae and Chilopoda) near tree trunks in a beechwood on limestone: indications for stemflow induced changes in community structure. - Appl Soil Ecol **3**: 115-125

SCHUBART, O. (1934): Tausendfüßer oder Myriapoda. I. Diplopoda. – In DAHL, F.: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. 28. teil, Jena, 1934

SPELDA, J. (1999): Verbreitungsmuster und Taxonomie der Chilopoda und Diplopoda Südwestdeutschlands. Diskriminanzanalytische Verfahren zur Trennung von Arten und Unterarten am Beispiel der Gattung Rhymogona Cook, 1896 (Diplopoda: Chordeumatida: Craspedosomatidae). – Diss. Univ. Ulm, Teil II. Abhandlung der einzelnen Arten. 324 S.

STRESEMANN, E. (1992): Exkursionsfauna von Deutschland. Bd. 1, Wirbellose (ohne Insekten), 8. Aufl., Verlag Volk und Wissen, Berlin: 638 S.

THIELE, H.-U. (1959): Experimentelle Untersuchungen über die Abhängigkeit bodenbewohnender Tierarten vom kalkgehalt des Standortes (mit besonderer Berücksichtigung der Diplopoden). – Z. angew. Ent. **44**: 1-21

THIELE, H.-U. (1968): Die Diplopoden des Rheinlandes. – Decheniana **120**: 343-366

VOIGTLÄNDER K. (1995a): Diplopoden und Chilopoden aus Fallenfängen im Naturschutzgebiet „Dubringer Moor“ (Ostdeutschland/Oberlausitz). - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz **68**: 39-42

VOIGTLÄNDER K. (1995b): Diplopoden und Chilopoden in immissionsgeschädigten Kiefernforsten im Raum Bitterfeld. - Hercynia N.F. Halle **29**: 269-289

VOIGTLÄNDER, K. (1996): Diplopoden und Chilopoden von Trockenstandorten des Hallenser Raumes (Ostdeutschland). – Hercynia N. F. Halle **30**: 109-126

VOIGTLÄNDER, K., DUNGER, W. (1998): Centipedes of the nature reserve "Leutratal" near Jena (Thuringia, East Germany). - In PIŽL,V. & TAJOVSKÝ, K. (eds.): Soil Zoological Problems in Central Europe, České Budějovice 1998: 255-265

VOIGTLÄNDER, K., C. DÜKER (2001): Distribution and species grouping of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) in dry biotopes in Saxony-Anhalt/Eastern Germany. – Eur. J. Soil Biol. **37**: 325-328

WAINSTEIN, B.A. (1967): O njekatorych metodach ozenki schodstwa biozenosow. Zool. Journ. (Moskau) 46: 981-986.

WEIGMANN G., KRATZ W., HECK M., JAEGER-VOLMER J., KIELHORN U., KRONSHAGE J., RINK U. (1989) Bodenbiologische Dynamik immissionsbelasteter Forsten. Abschlußbericht zur FE-Vorhaben „Ballungsraumnahe Waldökosystem (UBA)

WYTWER J. (1992) Diplopoda of pine forests in Poland. Fragmenta Faunistica **36**:109-126

WEGENSTEINER, R. (1982): Zusammenhänge zwischen ökologischer Potenz von Polyzonium germanicum Brandt (Diplopoda, Colobognatha) und Standortparametern im Vorderen Rotmoos (Lunz, NÖ). – Zool. Jb. Syst. **109**: 309-327

Carabidae: Laufkäfer

Analyse der Laufkäferbestände im Rahmen der Bodenfallenuntersuchungen

Dipl. Biol. Gerd Mathiak

1. Die Laufkäfer des Untersuchungsgebietes

1. 1. Einleitung

Wie bereits aus dem Abschnitt „Stratum Bodenoberfläche“ hervorgeht, gehören die Laufkäfer im Wald generell wie auch in den hier untersuchten Forsten zu den dominierenden Gruppen des Epedaphons. Laufkäfer sind eigenständige Geoelemente und abgesehen von wenigen arboricolen bzw. corticolen Arten nicht direkt von Pflanzen oder der Vegetation abhängig. Unter den Laufkäfern gibt es zahlreiche pedobiologische Indikatoren mit differenzierten Reaktionsmustern im Hinblick auf die Beschaffenheit des Bodens. Diese Spezifik kommt u.a. in der Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad, der Korngröße des Substrates, dem pH-Wert, der Luft- und Bodenfeuchte, der Temperatur und des osmotischen Drucks (MÜLLER-MOTZFELD 1989) zum Ausdruck. Über die speziellen Bindungen der Laufkäfer an Waldstandorte ist in den zurückliegenden Jahrzehnten umfangreiches Material veröffentlicht worden, auf das bei MÜLLER-MOTZFELD (2001a) zusammenfassend eingegangen wird.

Während es einfach ist anzunehmen, dass mit der Einnischung einer Laubholzart in eine Kiefern-Monokultur der Anteil arboricoler Käferarten zumindest um die entsprechende Zahl an Laubholzarten steigen wird, ist die Reaktion der Laufkäfer und Spinnen nicht unmittelbar von den Gehölzen, sondern eher von den damit verbundenen Änderungen im hygrothermischen Regime (GHILAROV 1964), von den veränderten Struktureigenschaften an der Bodenoberfläche sowie vom Nahrungsangebot abhängig (MÜLLER-MOTZFELD 1989, 2001a).

Im Weiteren soll die Zusammensetzung und die Reaktion der Laufkäferfauna in den verschiedenen Forsten mit Hilfe folgender Parameter ausgewertet werden: Gesamtartenzahl, relative Artenzahl, Artendichte, Abundanz, Dominanz, Biomasse, Frequenz, Renkonenzahl, Mengenquotient, Wainstein-Index sowie Äquität.

Das zur Verfügung stehende Tiermaterial aus der Bodenfallenuntersuchung umfaßt insgesamt 39 Laufkäferarten. 23 Arten mit 2001 Individuen wurden im Jahr 2000 (auf 4 Untersuchungsflächen) nachgewiesen, 31 Arten mit 6035 Tieren in 2001 (11 Flächen) und 32 Arten mit 3135 Tieren in 2002 (10 Flächen). Den 2001 Tieren aus dem ersten Untersuchungsjahr (2000) auf 4 Standorten (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2, BuEi(m)M-1,

Bu(a)M-1) stehen 1592 Individuen (Abnahme um 20%) im Folgejahr 2001 und 2909 (Zuwachs von 45% gegenüber 2000) im Jahr 2002 gegenüber.

1. 2. Die Laufkäfer der Straten „Bodenoberfläche“ und „Holz/Totholz“ im Vergleich

Im Rahmen der Untersuchungen zur Holz- und Totholzfauna durch die Bearbeiter HAMPEL und RINGEL wurden mit den dabei eingesetzten Fallen (Schlitz-, Kronenfallen, Stammeklektoren) ebenfalls Carabiden nachgewiesen. Dabei ergaben sich in der Summe von zwei Untersuchungsjahren (2001/ 2002) und aller eingesetzten Fangtechniken an 6 Standorten (Ki(j)M-1, Ki(m)M-1, KiBu(m)M-1, KiBu(a)M-2, Bu(j)M-1, Bu(m)M-1) 53 Carabidenarten, von denen 32 am Boden und 33 Arten im Holzbereich nachgewiesen wurden (Abb. 1a).

Lediglich 12 Arten (22,5%) wurden sowohl in den Holz- als auch bei den Bodenuntersuchungen festgestellt. 20 Arten (38%) wurden ausschließlich am Boden, 21 Arten (39,5%) allein im Holzbereich gefunden, darunter alle Arten der Gattungen *Amara* (*A. lunicollis, A. aenea, A. familiaris, A. bifrons*), *Dromius* (*D. agilis. D. angustatus, D. schneideri, D. quadrimaculatus*) und *Bembidion* (*B. lampros, B. properans, B. quadrimaculatum*).

Von den Individuen her wurden 4490 Tiere (96%) am Boden gezählt gegenüber 193 (4%) im Stamm- und Kronenbereich (Abb.1b). Damit ist die Bodenoberfläche der primäre Lebensraum der großen Carabidenpopulationen, während der Stamm- und Kronenbereich die Habitatstruktur einer ebenso großen Zahl von Carabidenarten ist, die sich aus arboricolen Carabiden, sehr flugaktiven Arten und einzelnen, Nahrung suchenden Tieren aus dem Bodenbereich zusammensetzt.

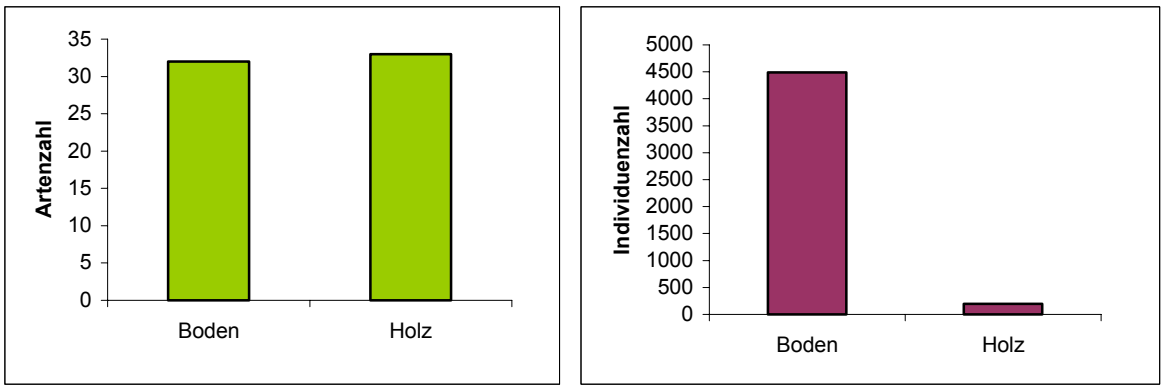


Abb. 1a (links): Artenzahlen am Boden und im Holzbereich von 6 Untersuchungsflächen

Abb. 1b (rechts): Individuenzahlen am Boden und im Holzbereich von 6 Untersuchungsflächen

1. 3. Arten-Arealkurven

Aus den Arten-Arealkurven (Abb. 2-4), die zur Überprüfung der Aussagefähigkeit der Artenmengen und der daraus abgeleiteten Schlüsse dienen, geht hervor, daß der Erfassungsgrad, durch die bezüglich der an der Bodenoberfläche aktiven Carabidenarten hoch bis sehr hoch ist. Von den 25 Jahresuntersuchungen sind für 15 Standorte ein Erfassungsgrad von 100% und damit faktisch die Sättigung ermittelt worden, wobei als Sättigungseckwert die weitere Zunahme um weniger als 1 Art pro zusätzlicher Falle zugrunde gelegt wurde. Bei lediglich 10 Standorten lagen die Differenzen zwischen 4 und 5 eingesetzten Fallen bei einem Wert, der mehr als 1,0 Arten beträgt. Nach Extrapolation dieser Zahlenreihen ergaben sich für diese 10 Standorte Werte, die einen Erfassungsgrad zwischen 88% und 96% bedeuten. Die theoretischen Sättigungswerte - siehe Standorte „KiBu(a)M-2“ und „BuEi(m)M-1“ aus 2000 - , die in der Graphik dargestellt sind (Abb.2), unterscheiden sich von den als Sättigung interpretierten Werten um ungefähr zwei weitere Arten, die jedoch nur unter dem Einsatz von weiteren rund 30 Fallen (!!) pro Standort theoretisch hinzukommen würden.

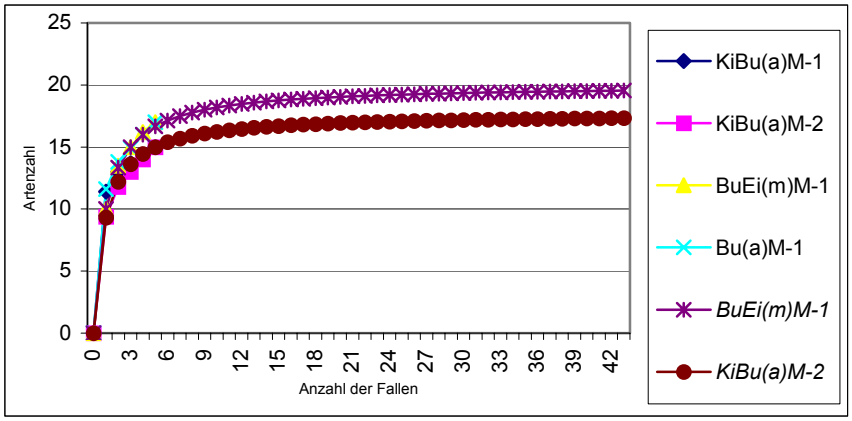


Abb. 2: Artenarealkurven der vier Untersuchungsflächen 2000; für die Standorte „BuEi(m)M-1“ und „KiBu(a)M-2“ wurden exemplarisch Funktionen (*kursiv*) für den theoretischen Sättigungsbereich nach der Formel y = f (x) = a*x / b+x berechnet.

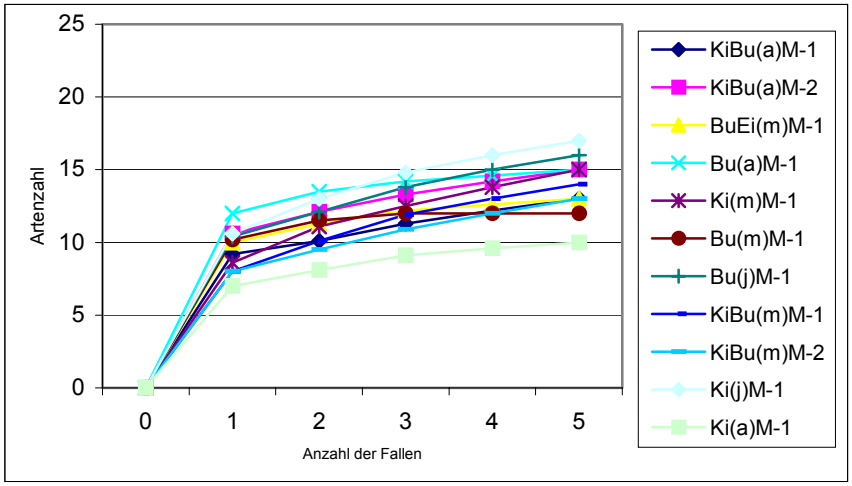


Abb. 3: Artenarealkurven der elf Untersuchungsflächen in 2001; der Erfassungsgrad betrug in 2001 durchschnittlich 97,1% (zum Vergleich: in 2000 lag der Erfassungsgrad durchschnittlich bei 97,7%).

Im Vergleich der Artenarealkurven der Jahre 2001 (Abb.3) und 2002 (Abb.4) wird ersichtlich, dass die Graphen unterschiedliche Steigungen besitzen und zwar 2002 stärker ansteigen als 2001. Dies ist auf die höheren Gesamtartenzahlen in 2002 zurückzuführen. Die Durchschnittsartenzahl lag für 2002 bei 15 Arten, hingegen für 2001 bei 13,7 Arten pro Fallengruppe.

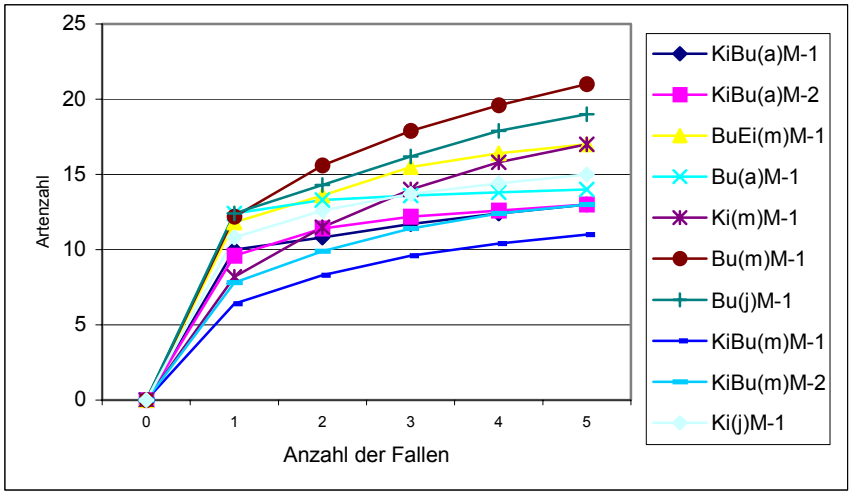


Abb. 4: Artenarealkurven der zehn Untersuchungsflächen in 2002; der Erfassungsgrad betrug in 2002 durchschnittlich 98%.

1. 4. Gesamtartenzahlen

In den untersuchten Waldbeständen wurden zwischen 10 und 22 Arten gefunden, im Durchschnitt aller Standorte 14,6 Arten. Auffällig ist, dass hohe Artenzahlen in den jungen

Nadel- und Laubforsten gemessen wurden (Abb. 5). Alle anderen Forste (Nadel-, Misch-, Laubbestände) und auch die Naturwaldparzelle (NWZ) erreichen mit Ausnahme des Kiefernforstes „Ki(m)M-1“ geringere Werte. Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass die Zahl der Untersuchungsjahre für alle Flächen nicht einheitlich ist und zwischen einem und drei Jahren schwankt. Dennoch lassen sich Tendenzen in der Häufigkeit der Arten erkennen. So wurde die geringste Artenzahl eines Jahres im alten Kiefernforst mit lediglich 10 Arten festgestellt.

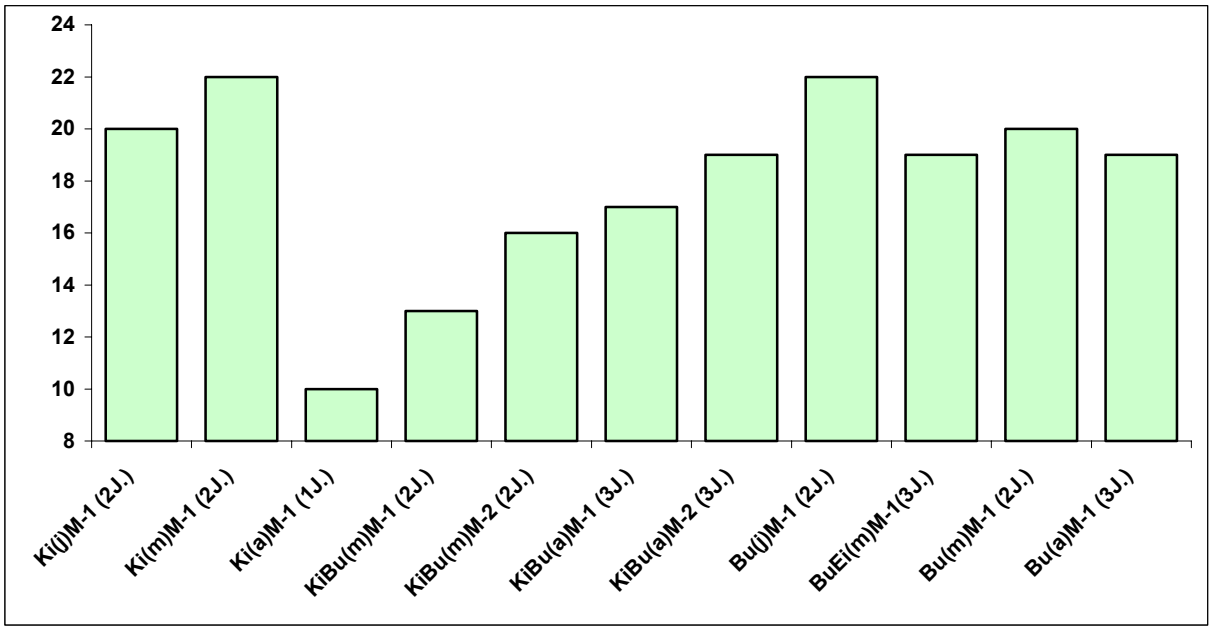


Abb. 5: Gesamtartenzahlen von 11 Walduntersuchungsflächen (mit Angabe der Untersuchungsjahre)

Aus einem Vergleich der jährlichen Artenzahlen geht hervor, daß die jüngeren und mittelalten Reinbestände (Nadel- und Laubforste) höhere Artenzahlen aufweisen als die Mischwaldstadien (Tab. 1). Die Werte liegen bei den jungen Mischforsten (KiBu(m)M-1, KiBu(m)M-2) im Durchschnitt bei 12,5 Arten und bei den älteren Mischforsten (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2) bei 13,8 Arten. Bei den jüngeren und mittelalten Nadelforsten liegen die Werte bei 16 Arten, in den Laubforsten dieser Altersstufe bei 16,2 Arten. Die Artenzahl ist mit zunehmendem Alter der Bestände jedoch rückläufig. So wurden 2001 im alten Kiefernforst lediglich 10 Arten registriert, im alten Buchenforst 12 Arten. Der Naturwald als einziger Waldbestand, der aus mehr als zwei Baumgenerationen besteht, erreicht im Durchschnitt aus drei Jahren 15 Arten. Es hat sich auch gezeigt, dass die Werte auf einzelnen Flächen zwischen den Jahren erheblich schwanken können. Im Falle der Untersuchungsfläche „Bu(m)M-1“, ist

der hohe Wert von 20 Arten, der auch der höchste Einzelwert aller 25 Jahresreihen ist, auf zeitgleich durchgeführte waldbauliche Maßnahmen zurückzuführen.

Tab. 1: Jährliche Artenzahlen (GAZ) und relative Artenzahlen (rAZ)

Waldtyp	Nadelforste			Mischforste				Laubforste			NWZ
Standorte	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	Ki(a)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	Bu(j)M-1	BuEi(m)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1
GAZ 2000						15	15		17		17
2001	16	16	10	13	13	13	14	16	13	12	15
2002	15	17		11	13	13	13	19	16	20	13
rAZ 2000						11,4	9,2		10		11,4
2001	10,6	8,6	7	8	8	9,2	10,6	10,4	10	10,2	12
2002	10,8	8,2		6,4	6,4	10	9,6	12,4	11,8	12,2	12,4

Die relative Artenzahl (rAZ) als Artenzahl einer Falle pro Untersuchungsjahr im Durchschnitt der Fallen eines Standortes ergibt für die jüngeren Mischforste einen Durchschnittswert von 7,2 Arten gegenüber 10,0 Arten bei den älteren Mischforsten. Die jungen Stangengehölze erreichen dem gegenüber höhere Werte mit 10,7 Arten (Ki(j)M-1) bzw. 11,4 Arten (Bu(j)M-1). Die relative Artenzahl nimmt bei den Nadelforsten mit zunehmendem Alter ab. Der Wert der relativen Artenzahl für den 160jährigen Kiefernforst liegt bei nur 7 Arten. Bei den Laubforsten sind die Werte in den verschiedenen Altersphasen einheitlicher. Sie liegen etwa auf einem erhöhten Niveau bei rund 10,5 Arten. Die Naturwaldparzelle erreicht im Vergleich der 11 Standorte sowohl auf das Einzeljahr (12,4 Arten) bezogen als auch im Durchschnitt der Untersuchungsjahre (11,9 Arten) die höchsten Werte. Die relative Artenzahl (rAZ) ist ein Maß für die Gleichverteilung der Arten auf einem Standort. Beim Vergleich unterschiedlich hoher Artenmengen auf den einzelnen Untersuchungsflächen, wie es bei dieser Walduntersuchung gegeben ist, wird erst im Verhältnis von Gesamtartenzahl zur relativen Artenzahl die Homogenität eines Standortes deutlich.

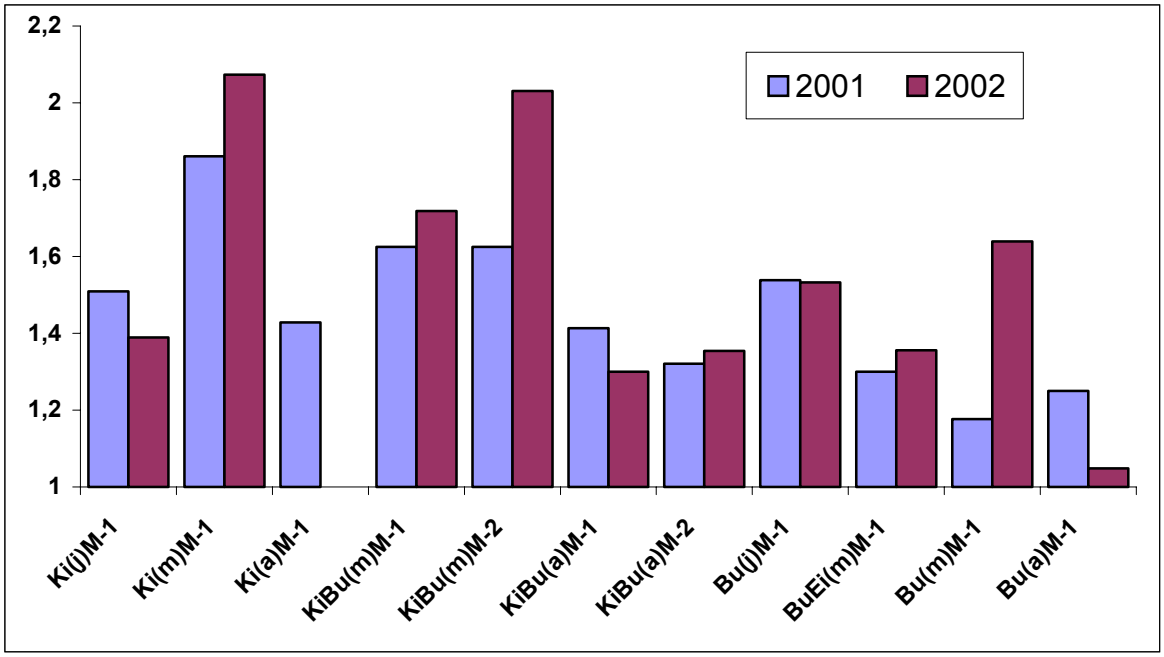


Abb. 6: Relation aus jährlichen Artenzahlen (GAZ) und relativen Artenzahlen (rAZ)

Die Werte des Quotienten aus Gesamtartenzahl und relativer Artenzahl können im Idealfall bei 1 liegen (Homogenität von 100%). Je höher der Wert über 1 liegt um so inhomogener ist der Standort. Dies kann jedoch auch auf das sporadische Auftreten akzidenteller Arten zurückzuführen sein. Bei dieser Untersuchung haben die Standorte im Vergleich mit anderen Habitatuntersuchungen durchweg sehr niedrige Werte, die zwischen 1 und 2,1 liegen (Abb.6). Die Standorte sind folglich als sehr homogen einzustufen. Der Einfluß permigrierender Arten ist zumindest im Bodenbereich gering. Alle älteren Waldstadien haben sehr niedrige Werte (1,2 – 1,4), lediglich der Wert des Standortes „Bu(m)M-1“ in 2002 wird durch den Holzeinschlag deutlich erhöht (1,65). Die jungen Stangengehölze haben Werte um 1,55. Die höchsten Werte haben die Nadel- und die Mischforste der Alterstufe „m“ (1,65-2,05). Der vorrangige Grund für diesen im Verhältnis gesehen erhöhten Wert liegt darin, dass in diesen Übergangsstadien durch das Einwandern neuer Arten und deren akzidentellen Nachweis eine Heterogenität erreicht wird, die in den älteren Beständen nicht mehr gegeben ist.

Anhand der Artendichte (AD) läßt sich ablesen, wie viele Arten zu einer bestimmten Zeit aktiv sind. Je mehr Arten zu unterschiedlichen Zeiten aktiv waren, um so vielseitiger und strukturreicher ist ein Habitat. Die Aktivität der Tiere wird dabei ganz wesentlich von der Temperatur determiniert. Nach den Monatsmittelwerten ergeben sich für die drei Untersuchungsjahre recht unterschiedliche Verläufe (Abb. 7). So ist vor allem das Jahr 2001 von einem kalten Jahresbeginn geprägt, während das darauf folgende Frühjahr in allen drei

Jahren recht einheitlich ist. Die niedrigsten Sommerwerte hatte das Jahr 2000, die höchsten das Jahr 2001. Die Herbsttemperaturen lagen in 2002 am niedrigsten.

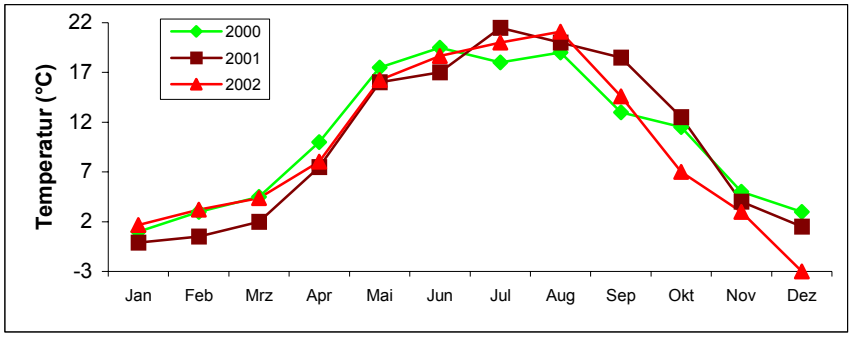


Abb. 7: Monatsmittelwerte der Temperatur an der Bodenoberfläche für die Untersuchungsjahre 2000 - 2002

Diese Temperaturkurven spiegeln sich auch in den phänologischen Verläufen wieder (Abb. 8). So sind vor allem die reduzierten Aktivitätsdichten in den Monaten Mai, Juni und Juli 2001 besonders augenfällig. Sie können als Reaktion auf die vorausgegangene Winterwitterung aufgefaßt werden. Es läßt sich insgesamt festhalten, dass die Aktivitätsjahreskurven in einer ersten Untersuchungsphase (April bis Juli) sehr unterschiedlich verlaufen, während sie in einer zweiten Phase (August-Oktober) wesentlich geringere Unterschiede zeigen. Die Kurvenverläufe sind Durchschnittswerte aller Standorte und stark verallgemeinert, um zu einer standörtlichen Differenzierung zu kommen, müssen einzelne Untersuchungsflächen untereinander verglichen werden. Gemäß des Untersuchungsschemas bietet sich eine Gliederung in Nadelforste (Ki(j)M-1, Ki(m)M-1, Ki(a)M-1), in Mischforste (KiBu(m)M-1, KiBu(m)M-2, KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2) und in Laubbestände (Bu(j)M-1, BuEi(m)M-1, Bu(m)M-1, Bu(a)M-1) an. Das Jahr 2002 wird dabei vorrangig betrachtet, da es phänologisch stärkere Differenzierungen zwischen den Standorten aufweist.

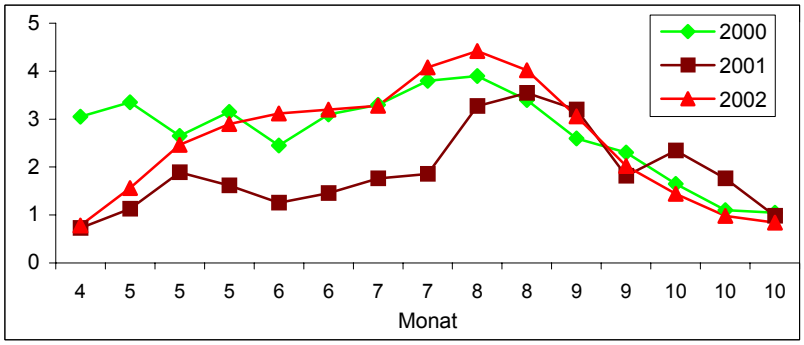
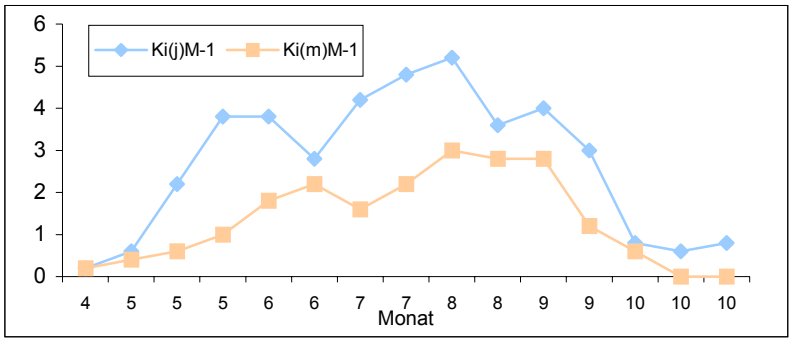


Abb. 8: Artendichten (AD) in den drei Untersuchungsjahren (Durchschnittswerte)

Die Kurve für den 80jährigen Kiefernforst (Ki(m)M-1) in 2002 zeigt einen für Nadelforste der Altersstufen „m“ und „a“ typischen Verlauf mit geringen Artendichten in der Phase April bis Juli bei Werten bis max. 2,2 (Abb. 9). Erst danach erfolgt ein Anstieg auf Werte um 3 mit einem anschließenden, raschen Abfall zum Herbst. Die junge Kiefernkultur (Ki(j)M-1) unterscheidet sich wesentlich von diesen älteren Beständen. Die Werte für die Artendichte sind gegenüber den älteren Beständen erhöht und erreichen mehrfach Werte zwischen 4 und max. 5,2 (Tab. 2). Auch ist die Hauptaktivitätsphase in der jungen Kiefernkultur gegenüber den älteren Beständen zeitlich verlängert. So sind dort bereits im Mai Werte bis 4 festzustellen, während im älteren Kiefernforst zeitglich die Werte max. 1 erreichen.

Jahr	FG/Leerung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2001	Ki(j)M-1	0	1	2,4	2,2	2,4	1,2	1,2	2,2	3	4	3,2	2,6	3,6	1,6	1,4
	Ki(m)M-1	0,4	1,6	2	1,6	0,8	1,4	2,2	2,4	2	2,6	1,2	0,2	0,8	0,2	0,2
	Ki(a)M-1	0,4	0,6	1	0,6	0,8	1,2	0,8	0,6	2,4	3,2	3,8	0,4	1,8	0,2	0,2
2002	Ki(j)M-1	0,2	0,6	2,2	3,8	3,8	2,8	4,2	4,8	5,2	3,6	4	3	0,8	0,6	0,8
	Ki(m)M-1	0,2	0,4	0,6	1	1,8	2,2	1,6	2,2	3	2,8	2,8	1,2	0,6	0	0



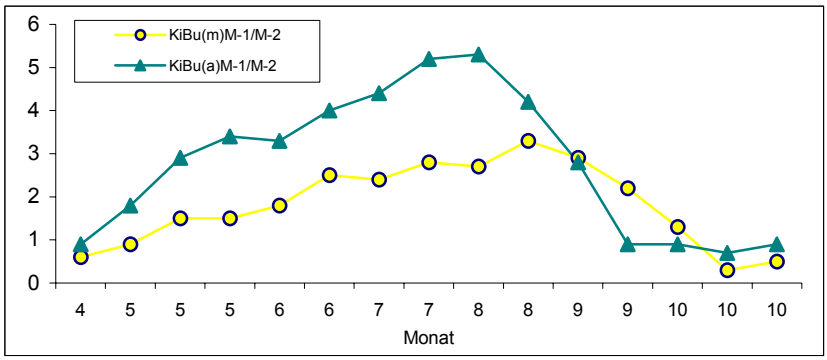
Tab. 2 (oben): Artendichten in den Kiefernforsten für die Jahre 2001 und 2002, nach Leerungen aufgeschlüsselt (FG = Fallengruppe)
Abb. 9 (links): Artendichteentwicklung in den Kiefernforsten „Ki(j)M-1“ und „Ki(m)M-1“ in 2002

Die vier untersuchten Mischforste lassen sich von ihren Artendichten her (Tab. 3) in zwei Altersklassen untergliedern, in die jüngeren Mischforste (KiBu(m)M-1, KiBu(m)M-2), in denen der Nadelforstcharakter stärker überwiegt und in die älteren Mischforste (KiBu(a)M-1,KiBu(a)M-2), in denen die unterbaute Baumart (*Fagus silvatica*) mehr in den Vordergrund tritt. Während die jüngeren Mischforste große Ähnlichkeiten zu den Nadelforsten der Altersstufe „m“ und „a“ aufweisen, zeigen die älteren Mischforsten einen Verlauf mit maximalen Artendichten zwischen 5 und 6, während die jüngeren Mischforste zur gleichen Zeit bei etwa 3 liegen (Abb. 10).

Zwischen diesen beiden Altersklassen hat bereits eine gravierende Habitatveränderung und eine Umstrukturierung eingesetzt, die bewirkt hat, dass sich zusätzlich neue Arten etablieren

konnten. Für diesen Prozess ist vor allem das zunehmende Alter der Buche das ausschlaggebende Kriterium.

Jahr	FG/ Leerung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2000	KiBu(a)M-1	2,4	2,8	3	3	2,8	4,2	3,8	3,8	4,6	3	3,6	2,6	1,6	0,8	1
	KiBu(a)M-2	1,6	2,8	3	3,4	2,8	4,2	3,6	3,6	3,2	3,2	1,8	2,4	1,6	1,4	1,6
2001	KiBu(m)M-1	0,6	1,4	1,6	1,2	0,8	1,8	2,2	3,4	3	3	1,4	1	0,4	0,6	0,4
	KiBu(m)M-2	1	0,8	1,6	0,8	2,2	1,8	1,2	1	1,8	2,2	2	1,6	1,2	1,8	1
	KiBu(a)M-1	1	2	1,6	1,8	1,2	2,4	3,4	3	4	3,8	4	1,6	3	2,6	1,8
	KiBu(a)M-2	1,4	1,4	2,4	1,4	1,6	2,4	2,8	1,8	4,2	4,8	4	3	3	2,6	2,2
2002	KiBu(m)M-1	0,4	0,6	0,4	1	1	1,8	2,6	2,6	3,2	3,8	3,4	2	1	0	0,2
	KiBu(m)M-2	0,8	1,2	2,6	2	2,6	3,2	2,2	3	2,2	2,8	2,4	2,4	1,6	0,6	0,8
	KiBu(a)M-1	0,8	1,8	3,2	4	3,6	5,2	4,8	5,4	4,8	4,2	3	1,4	1,4	0,6	1
	KiBu(a)M-2	1	1,8	2,6	2,8	3	2,8	4	5	5,8	4,2	2,6	0,4	0,4	0,8	0,8

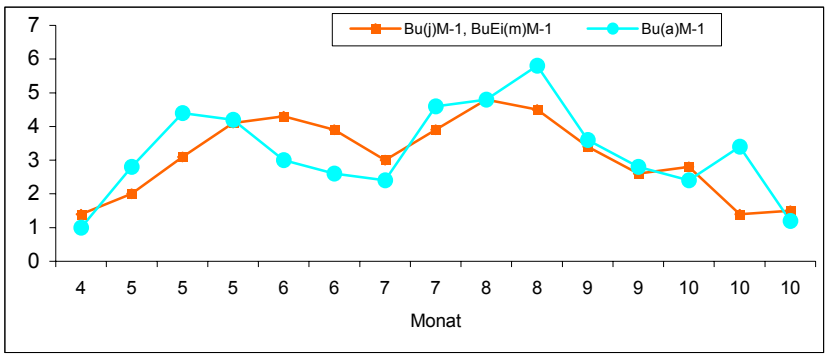


Tab. 3 (oben): Artendichten in den Mischforsten für die Jahre 2000-2002
Abb. 10 (links): Artendichteentwicklung in den Mischforsten „KiBu(m) M-1/M-2“ und „KiBu(a)M-1/M-2“ in 2002

Im Vergleich der Laubforste mit dem Naturwald ergeben sich nach der Artendichte lediglich gering-fügige Unterschiede (Tab. 4). Der Standort „Bu(m)M-1“ mußte aus dieser Vergleich ausgeklammert werden, da dort im Jahr 2002 umfangreiche Waldbaumaßnahmen durchgeführt wurden, die dazu geführt haben, dass unspezifischere Arten (*Pterostichus melanarius*) stark überhöhte Abundanzen erreichten. Diese Werte entsprachen somit nur noch eingeschränkt den Habitatbedingungen eines älteren Buchenforstes. Aus den Graphen (Abb.11) geht hervor, dass der Naturwald und die Laubforste im Jahr 2002 recht ähnliche Kurvenverläufe haben und beide Waldtypen zumindest zwei deutliche Artendichtemaxima zeigten. Das erste Maximum trat im Mai/Juni auf und zeigte Werte um 4 herum, während das zweite Maximum im August Werte bei 5 erreichte. Das Buchen-Stangengehölz (Bu(j)M-1) war in der gesamten Untersuchung der einzige Standort, auf dem das erste Maximum größer ausfiel als das zweite. Damit hebt sich auch das junge Buchen-Stangengehölz von den übrigen

Laubforsten ab, wenn auch nicht in der Deutlichkeit wie die junge Kiefernkultur innerhalb der Nadelforste. So spiegelt sich insgesamt in diesen Werten recht deutlich die Sonderstellung junger Pflanzungen innerhalb der einzelnen Waldtypen wieder. Die Gründe hierfür sind in erster Linie in den veränderten hygrothermischen und strukturellen Bedingungen im Bereich der Bodenoberfäche zu sehen.

Jahr	FG/Leerung	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
2000	BuEi(m)M-1	3,8	4	2,2	3,2	2	1,8	4,2	3,4	3,6	2,6	2,6	2,2	1	1,2	0,2
	Bu(a)M-1	4,4	3,8	2,4	3	2,2	2,2	1,6	4,4	4,2	4,8	2,4	2	2,4	1	1,4
2001	Bu(j)M-1	0,4	0,4	1,8	3	1	0	1,4	1,8	4,2	3,6	4,8	2,8	2,4	3,4	1,4
	BuEi(m)M-1	1,2	0,8	2,8	2,2	1,4	1,4	2,6	2	3,6	5	4,6	1,8	2,8	2,2	0
	Bu(m)M-1	0,4	0,8	1,8	0,8	1	0,2	1	1,2	4,6	3,4	1,6	0,8	2,6	1,4	0,6
	Bu(a)M-1	1,2	1,6	1,8	2,2	0,6	2,2	0,6	1	3,2	3,4	4,6	4,2	4,2	2,8	1,6
2002	Bu(j)M-1	1,8	2	3,8	4,2	5	5,2	2,6	3,4	4	4,8	4,2	2,8	2,8	0,8	1
	BuEi(m)M-1	1	2	2,4	4	3,6	2,6	3,4	4,4	5,6	4,2	2,6	2,4	2,8	2	2
	Bu(m)M-1	0,6	2,4	2,4	2	3,8	3,6	5	5,4	5,6	4	2	1,8	0,6	1	0,6
	Bu(a)M-1	1	2,8	4,4	4,2	3	2,6	2,4	4,6	4,8	5,8	3,6	2,8	2,4	3,4	1,2



Tab. 4 (oben): Artendichten in den Laubforsten in den Jahren 2000 bis 2002
Abb. 11 (links): Artendichteentwicklung im Jahr 2002 in den Laubforsten „Bu(j)M-1, BuEi(m)M-1“ im Vergleich zum Naturwald „Bu(a)M-1“

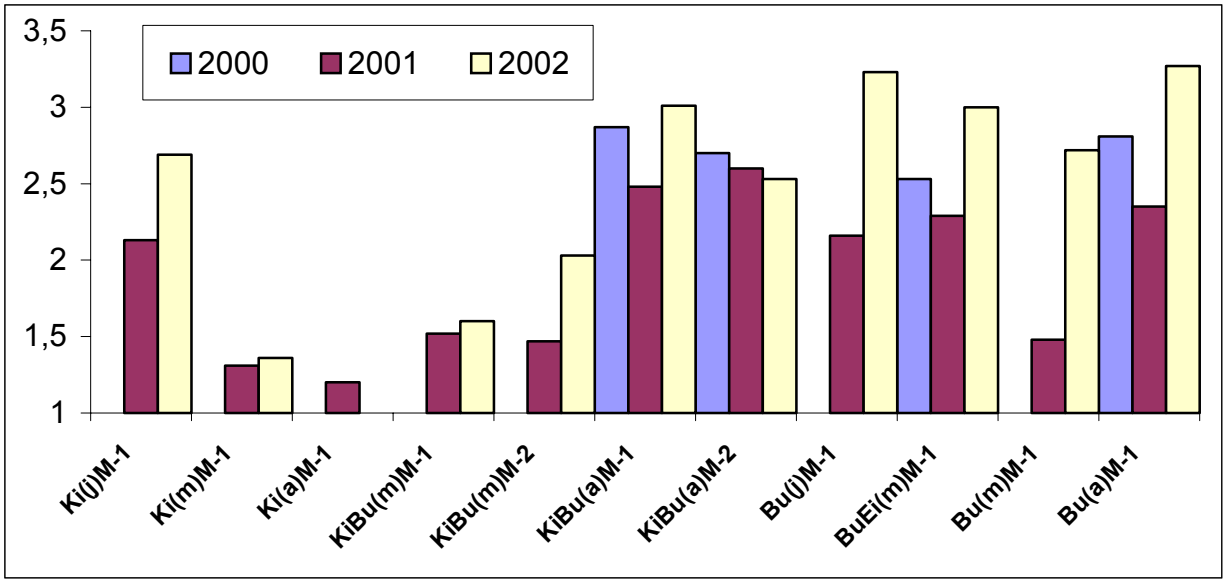


Abb. 12: Durchschnittliche (jährliche) Artendichten

Im Vergleich der durchschnittlichen Artendichten eines Jahres ergibt sich für die 25 Jahresunter-suchungsreihen der Jahre 2000 bis 2002 ein recht differenziertes Bild (Abb.12). So erreichen gerade die jungen Pflanzungen (Ki(j)M-1, Bu(j)M-1) vergleichsweise hohe Artendichten. Dies wird besonders im Falle der Kiefernkultur deutlich. Demgegenüber haben die Kiefernforste (Ki(m)M-1, Ki(a)M-1) und die jungen Kiefern-Mischforste (KiBu(m)M-1, KiBu(m)M-2) sehr reduzierte Artendichten (Werte zwischen 1,3 und 2), die mit dem zunehmenden Einfluß der Rotbuche jedoch stetig anwächst. Höhere Artendichten mit Werten um 2,6 bis 3,2 erreichen vor allem die älteren Mischforste (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2) und der Naturwald (Bu(a)M-1). Die Laubforste zeigen für sich in der Altersentwicklung einen Trend hin zu einer Abnahme der Artendichte. Dies trifft im übrigen gleichermaßen auch auf die Bestandsentwicklung in den Nadelforsten zu. Die Abhängigkeit der Artendichte vom jeweiligen Untersuchungsjahr ist im Fall der Laubforste besonders deutlich. Im Jahr 2002 lagen die Artendichten im Durchschnitt aller Standorte bei 2,54 gegenüber 1,98 im Jahr 2001.

2. Habitatpräferenz

2. 1. Waldpräferenz der Arten

Von den 39 mit Bodenfallen nachgewiesenen Carabidenarten werden 25 nach der Literatur (MÜLLER-MOTZFELD 2002) als Waldcarabidenarten im engeren Sinne eingestuft, von denen 6 den Feucht- und Auwäldern zugerechnet werden, 16 zu den sogenannten mesophilen Waldarten zählen und 3 ubiquitäre Waldarten sind, die nahezu in allen Wäldern vorkommen. Eine Einteilung der Carabidenfauna nach diesem Schema (Tab.5) läßt bestimmte Unterschiede zwischen Nadelforsten, Mischforsten und Laubforsten erkennen. So ist der Anteil der mesophilen Waldarten in den Mischforsten (v.a. KiBu(m)M-2, KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2) mit ca. 90% am größten (Abb.13). Im Vergleich dazu haben die Nadelforste einen Anteil von etwa 70% und die Laubbestände von knapp 80%. Der Anteil der sogenannten ubiquitären Arten ist demgegenüber in den Nadelforsten mit ca. 30% am größten. Die Laubbestände haben etwa 20% und die Mischbestände ca. 10%. Eine Ausnahme bildet der junge Mischforst „KiBu(m)M-1“, der strukturell sehr dem Kiefernforst „Ki(m)M-1“ gleicht. Die Feucht- und Auwaldarten spielen im Vergleich dieser Waldbestände trockener bzw. frischer Mineralböden keine Rolle. Ihr Anteil liegt im Durchschnitt aller Standorte bei 1,4%. Alle unter „Sonstige Arten“ zusammengefaßten Laufkäfer erreichen in der Regel ebenfalls nur einen Anteil zwischen 0 und 3% und im Durchschnitt von 1%. Eine Ausnahme ist der 160jährige Buchenforst mit einem Anteil von 15,7%, die im Zusammenhang mit den zeitgleichen Waldbewirtschaftungen (Auflichtungseffekt) zu sehen sind. Die Naturwaldparzelle (Bu(a)M-1) fällt dadurch auf, dass sie als einzige Untersuchungsfläche für alle 4 Standortgruppen Mengenanteile aufweist, die zumindest über 1% liegen. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass die Strukturvielfalt und das Nischenangebot im Naturwald über dem der anderen Standorte liegt.

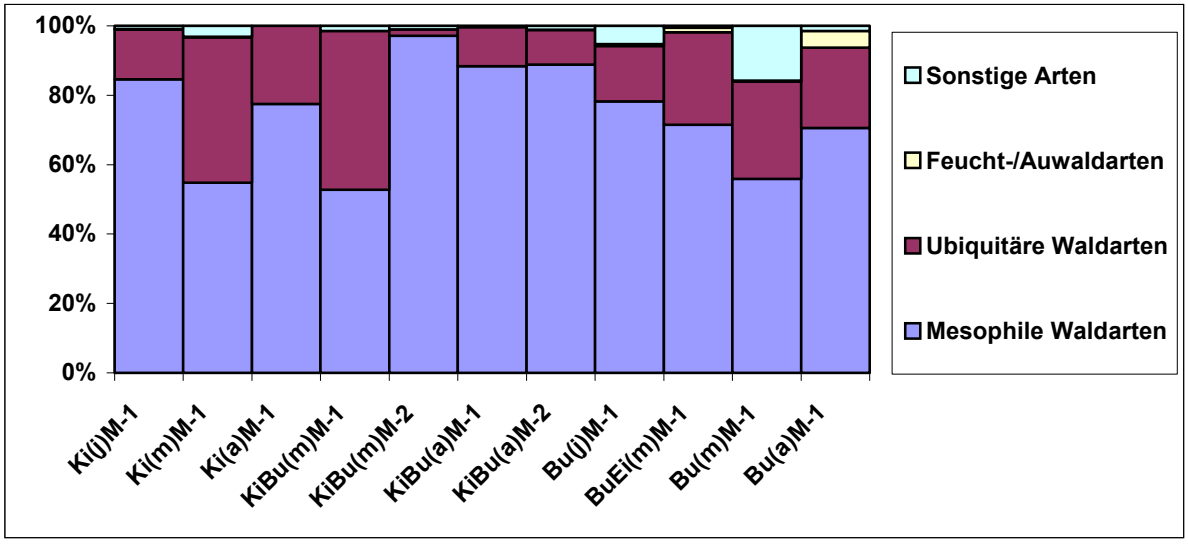


Abb. 13: Anteile der verschiedenen Waldpräferenzgruppen (nach MÜLLER-MOTZFELD 2002)

Im weiteren Verlauf der Auswertungen werden die als Waldarten identifizierten Laufkäfer eingehend behandelt, da sie die den Lebensraum charakterisierenden und damit auch wertbestimmenden Arten darstellen. Die 25 Waldarten treten dabei zum einen an den verschiedenen Standorten in ganz unterschiedlichen Mengen auf und zum anderen zeigen sie deutliche Präferenzen gegenüber bestimmten Waldhabitaten. Besonders deutlich kommt dies bei den Feucht- und Auwaldarten zur Geltung (Tab.5), die vor allem in den Laubbeständen nachgewiesen wurden. Die ubiquitären Arten sind mit Ausnahme von *Nebria brevicollis* auf allen Standorten vertreten. Unter den mesophilen Arten lassen sich zwei Artengruppen unterscheiden. Eine erste Gruppe wenig spezifischer Arten, die auf allen (oder nahezu allen) Standorten vorkommen und keine oder nur geringe Tendenzen gegenüber einem bestimmten Waldtypus zeigten und eine zweite Gruppe, die nur auf wenigen Standorten und zumeist mit geringen Individuenmengen nachgewiesen wurde. Zu der ersten Gruppe zählen u.a. *Abax parallelepipedus*, die bei dieser Untersuchung die Art mit dem höchsten Individuengesamtanteil (30,4%) war und die auch als einzige Art einen Frequenzwert von 100% auf allen 11 Untersuchungsflächen bzw. in allen 25 Jahresuntersuchungen erreichte sowie *Pterostichus oblongopunctatus* (15,4%), *Carabus hortensis* (7,93%) und *Carabus violaceus* (6,19%). Zur zweiten Gruppe zählen u.a. die Arten *Carabus convexus* (Gesamtanteil von 0,65%), *Carabus arcensis* (0,1%), *Carabus coriaceus* (0,08%), und *Amara brunnea* (0,03%).

Tab. 5: Frequenzwerte der Waldcarabiden (grün = 100% Frequenz)

Arten / Standorte	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	Ki(a)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	Bu(j)M-1	BuEi(m)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1
Mesophile Waldarten											
Abax parallelepipedus	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Amara brunnea					20						
Calathus micropterus	90	20	60	20	100	40	27	10	20		13
Calathus rotundicollis		10			10	27	27	80	73	80	100
Carabus arcensis		10				33	13				
Carabus convexus	80	70	40	60		33	6,7		6,7		6,7
Carabus coriaceus	20	10					20	20			
Carabus hortensis	100	60	100	70	90	100	87	100	100	100	100
Carabus violaceus	100	100	100	100	50	100	100	100	100	90	93
Cychrus caraboides	50	40	80	70	70	100	73	80	67	50	53
Harpalus latus	10	20		10				10	13	80	
Harpalus quadripunct.	10							10			
Leistus rufomarginatus	50		20		60	100	87	100	80	70	93
Notiophilus biguttatus	90	100	100	90	20	100	100	60	60	90	100
Pterostichus oblongopunctatus	90	60	20	20	100	100	73	50	53	60	73
Stomis pomicatus		20								10	
Ubiquitäre Waldarten											
Carabus nemoralis	100	70	100	40	20	47	80	90	100	90	6,7
Nebria brevicollis	30					6,7	6,7	60	73	40	93
Pterostichus niger	90	100	80	70	100	100	100	100	100	80	93
Feucht- /Auwaldarten											
Agonum fuliginosum											6,7
Asaphidion curtum								10		20	67
Badister lacertosus						6,7		10	20	10	6,7
Carabus granulatus		10									
Pterostichus nigrita							10				
Pterostichus strenuus	10					13	6,7	20	53		100

Für die Feucht- bzw. Auwaldarten liegt eine Habitatspezifität bereits aufgrund ihrer Bindung an feuchte bis nasse Waldlebensräume vor, die jedoch auf den Untersuchungsflächen weniger gegeben ist, so dass diese Arten auch nur sporadisch auftreten. Im Gegensatz dazu läßt sich auf der Grundlage der 11 untersuchten Baumarten- und Altersbestände eine Klassifizierung für die ubiquitären und mesophilen Waldarten vornehmen. Im Wesentlichen lassen sich dabei vier Kategorien unterscheiden, die Nadelforste, die Mischforste und die Laubforstbestände sowie der Naturwald als Bezugspunkt. Von den Dominanzanteilen her lassen sich die 19

mesophilen/ubiquitären Waldarten in drei Kategorien unterteilen (Tab.6), zum einen in die weitgehend unspezifischen Waldarten (12 Arten), in die primären Arten der Nadelforste (2) und in die primären Arten der Laubforste (5). Arten der Mischforste haben sich nicht herauskristallisiert, da die Arten, die in Mischforsten häufig waren auch in Laub- oder Nadelforsten hohe Zahlen erreichten. Ebenso hat sich auch keine Art finden können, die in erster Linie im Naturwald vorkommt. Zu den unspezifischen Arten wurden zum einen die Laufkäfer gezählt, die in allen vier Waldbeständen gleichmäßig häufig waren oder die Waldarten, die aufgrund ihrer sehr geringen Individuenzahlen keine Tendenz erkennen ließen. Die beiden Nadelforstarten fielen dadurch auf, dass sie in den Laubwaldbeständen praktisch nicht vorkamen. Unter den Laubforstarten finden sich zwei häufige Arten (*Pterostichus oblongopunctatus*, *Carabus hortensis*), die in den Laubbeständen wesentlich höhere Fangsummen haben. Diese Einteilung ist Grundlage für die weitere Bestandsanalyse.

Tab. 6: Kategorisierung der Waldcarabiden nach Dominanzanteilen in den einzelnen Gehölztypen (NW=Nadelwald, MW=Mischwald, LW=Laubwald, NWZ=Naturwaldparzelle, U=unspezifische Waldart, N=Nadelwaldart, L=Laubwaldart)

Standorte	NW	MW	LW	NWZ	Typ
Abax parallelepipedus	35,8	33,3	26,3	22,9	U
Amara brunnea	0,0	0,1	0,0	0,0	U
Carabus arcensis	0,1	0,2	0,0	0,0	U
Carabus coriaceus	0,2	0,1	0,1	0,0	U
Carabus nemoralis	4,4	1,3	6,9	0,1	U
Carabus violaceus	10,6	5,1	4,3	7,8	U
Cychrus caraboides	2,4	3,6	2,1	1,4	U
Harpalus latus	0,3	0,1	0,6	0,0	U
Harpalus quadripunctatus	0,0	0,0	0,0	0,0	U
Notiophilus biguttatus	2,6	4,8	1,1	2,4	U
Pterostichus niger	21,6	15,8	14,6	15,6	U
Stomis pumicatus	0,3	0,0	0,0	0,0	U
Calathus micropterus	4,3	7,1	0,0	0,1	N
Carabus convexus	1,9	0,6	0,0	0,1	N
Calathus rotundicollis	0,1	0,3	3,9	7,3	L
Carabus hortensis	5,3	6,1	11,4	9,0	L
Leistus rufomarginatus	0,6	4,0	2,8	4,8	L
Nebria brevicollis	0,2	0,1	1,9	7,5	L
Pterostichus oblongopunctatus	7,7	16,6	15,8	14,7	L

Diese Kategorien können jedoch noch nichts darüber aussagen, ob es sich um eine euryöke oder stenöke Waldart handelt. So ist zwar *Abax parallelepipedus* auf allen elf Walduntersuchungsflächen und in allen drei Untersuchungsjahren sehr häufig, dennoch kommt die Art ausschließlich nur in größeren Waldgebieten vor und kann für diese Habitate als „stenök" bzw. unspezifische stenöke Waldart bezeichnet werden. Ähnlich verhält es sich bei der zweiten als stenök einstufbaren Art der Untersuchung, *Carabus violaceus*. Auch diese Art lässt bei dieser Untersuchung keine Spezifität gegenüber einem bestimmten Wald/Forsttyp erkennen. Alle anderen Waldarten der Untersuchung konnten bereits in kleineren Gehölzbeständen nachgewiesen werden.

2. 2. Vergleich der Standorte nach den Waldpräferenzgruppen

Auf der Grundlage der Einteilung der Carabiden in die Gruppen „**Wald (unspezifisch), Laubwald, Nadelwald, Feucht-/Auwald**, **Sonstige"** ergeben sich zum einen recht ähnliche Zahlenwerte. So hat die überwiegende Zahl der Untersuchungsflächen einen gleich großen Individuenbestand unspezifischer Waldarten mit Fangsummen zwischen 40 und 60 Individuen pro Falle und Jahr gemeinsam (Abb.14 oben links). Lediglich die älteren Nadelforste und der 160jährige Buchenforst erreichen Werte um 30 Individuen, die im Falle des Buchenforstes z.T. auf anthropogene Störungen zurückgehen. Die Fangsummen in den Kiefernforsten der Altersstadien „mittel" und „alt" sind nahezu identisch (Abb. 14 unten rechts). Ihr geringer Bestand besteht aus zumeist unspezifischen Waldarten mit einem Anteil von 80%. Dieser unterscheidet sich jedoch erheblich von der jungen Kiefernkultur „Ki(j)M-1" und in noch stärkerem Maße vom Referenzstandort „Naturwald". Große Überein-stimmungen bestehen zwischen den Laubforsten „jung" und „mittel" und dem Naturwald (Abb.14 unten links). Deren Fangsummen bestehen zu 50% aus unspezifischen Waldarten und etwa 50% aus Laubwaldarten. Der 160jährige Buchenforst weicht davon ab. Der Bodenstruktur muß im Hinblick auf die Verteilungsbilder eine große Bedeutung eingeräumt werden. Die Eigenschaften der Boden-oberfläche lassen sich für die Gehölzbestände folgendermaßen typisieren:

STANDORTE	ALTER	CHARAKTERISTIKUM (Bodenoberfläche)	BEDECKUNGSGRAD (Boden)
Kiefernforst	**m / a**	**Moose und Beersträucher**	**hoch**
Kiefernforst	**j**	**kaum Bodenvegetation**	**gering**
Mischforst	**m**	**Moose und Beersträucher**	**mittel bis hoch**
Buchenforst	**j**	**hohe Laubstreuauflage**	**gering**
Buchen-Eichenforst	**m**	**hohe Laubstreuauflage**	**gering**
Buchenforst	**m**	**geringe Laubstreuauflage**	**mittel**
Naturwald	**a**	**hohe Laubstreuauflage**	**gering**
Mischforst	**a**	**hohe Laubstreuauflage**	**gering**

Während die jungen Mischforste von den Fangzahlen her und von den strukturellen Eigenschaften der Bodenoberfläche den Kiefernforsten ähneln, zeigen die alten Mischforste große Übereinstimmungen mit den Laubforsten (Abb. 14 oben links). Von den jungen Gehölzbeständen (Abb. 14 oben rechts) fällt die junge Kiefernkultur innerhalb der Kiefernreinbestände durch ihre erhöhten Fangzahlen auf. Im Vergleich mit den anderen Gehölzbeständen ergeben sich mit den jungen Mischforsten die größten Übereinstimmungen. Anhand dieser Gruppenverteilungen läßt sich der Abstand der Forste zum Naturwald gut ablesen. Er ist bei den Kiefernreinbeständen und den jungen Mischforsten am größten, bei den Laubforsten und den älteren Mischforsten hingegen deutlich geringer.

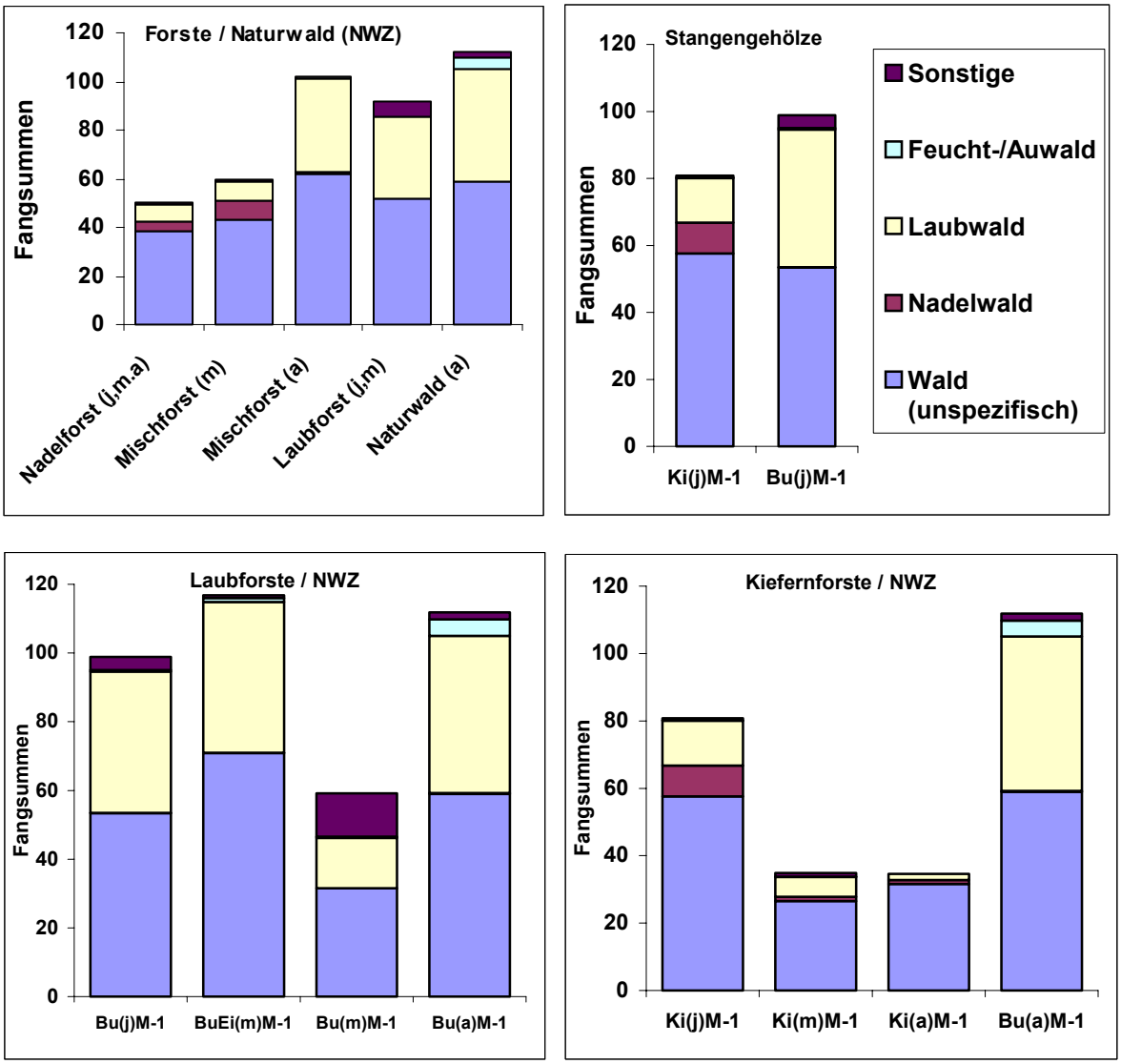


Abb. 14: Fangsummen der Waldpräferenzgruppen in Einzeldarstellungen: Forste / Naturwald (NWZ), Laubforste / NWZ, Nadelforste / NWZ und Stangengehölze

3. Struktur der Bestände

3. 1. Dominanzstruktur nach Arten

Aus der Häufigkeit der Arten im Durchschnitt von allen Standorten lassen sich die Hauptarten der carabidologischen Walduntersuchungen von den Nebenarten gut unterscheiden. Nach dieser Einteilung (Abb.15) werden innerhalb der Gesamtuntersuchung 3 dominante Arten, die nach ENGELMANN (1978) einen Anteil von mehr als 10% erreichen und 5 subdominante Arten ausgewiesen, deren Anteile zwischen 3,2 und 10% betragen. Ein eudominanter Populationsanteil mit einem Anteil über 33% werden bei den 25 Jahresuntersuchungen insgesamt 16 Mal erreicht, in 10 Fällen durch *Abax parallelepipedus*. Im übrigen handelt es

sich bei allen dominanten und subdominanten Arten um Waldarten. Alle Untersuchungsflächen lassen sich demnach als obligatorische Waldstandorte mit einem sehr hohen Anteil an Waldcarabidenindividuen einstufen.

----------		eudominant	Hauptarten
Abax parallelepipedus	30,4	dominant	
Pterostichus niger	16,2		
Pterostichus oblongopunctatus	15,4		
Carabus hortensis	7,93	subdominant	
Carabus violaceus	6,19		
Carabus nemoralis	3,38		
Calathus micropterus	3,29		
Leistus rufomarginatus	3,24		

Abb. 15: Dominante und subdominante Carabidenarten (Dominanz-Klasseneinteilung nach ENGELMANN 1978)

Für die einzelnen Waldarten wurde bereits ihre Zugehörigkeit zu einem Gehölzbestandstyp überprüft und drei Kategorien (U,N,L) gebildet. Zwischen den unspezifischen Waldarten (U) ergeben sich weitere Differenzierungen. So ist *Abax parallelepipedus* auf fast allen Standorten mit hohen bis sehr Dominanzanteilen (10-50%) vertreten (Abb.16 oben links). Auch *Pterostichus oblongopunctatus,* eine weitere Waldart der Kategorie „U“ mit hohen Fangraten zeigt ein sehr ähnliches Verteilungsmuster. Eine andere unspezifische Waldart, *Carabus violaceus* besiedelt zwar das ganze Waldspektrum jedoch diese individuell sehr unterschiedlich (0-20%). Auffällig ist, dass *Abax parallelepipedus* in Mischforsten etwas häufiger ist, während *Carabus violaceus* in den reinen Kiefern- und Laubbeständen erhöhte Fangsummen erreicht (Abb. 16 oben rechts). Konkurrenzphänomene können generell derartige Verteilungen beeinflussen, zumal viele der Waldarten der Größenklassen 6 und 7 angehören und eine potenzielle Nahrungskonkurrenz nicht ausgeschlossen werden kann. Auch der Raumwiderstand, der in den Waldhabitaten unterschiedlich groß ist und schwierig zu bemessen ist, hat einen Einfluß auf die Fangrate wie BUTTERWECK und JESCHKE (2002) mit ihren Laufwiderstandsmessungen am Beispiel von *Abax parallelepipedus* nachweisen konnten.

Bei den spezifischen Nadelforstarten (N) und Laubforstarten (L) ist die Zugehörigkeit zu einem Walttyp eindeutiger. So wird *Calathus micropterus* in den Nadelforsten und den

Mischforsten nachgewiesen (Abb.16 unten links), *Nebria brevicollis* hingegen fast ausschließlich in den Laubwäl-dern (Abb.16 unten rechts). In der Verteilung der Arten auf die Standorte lassen sich weiterhin auch zwischen den Jahren Differenzen erkennen. So liegen für *Calathus micropterus* unterschiedliche Fangsummen der Jahre 2001 und 2002 am Standort „KiBu(m)M-2“ vor. Bemerkenswert ist in dem Zusammenhang, dass *Abax parallelepipedus* am gleichen Standort für die beiden Jahre umgekehrt proportionale Fangsummen hat. Auch *Carabus violaceus* zeigt für den Standort Bu(m)M-1 deutliche Schwankungen in den Jahreswerten.

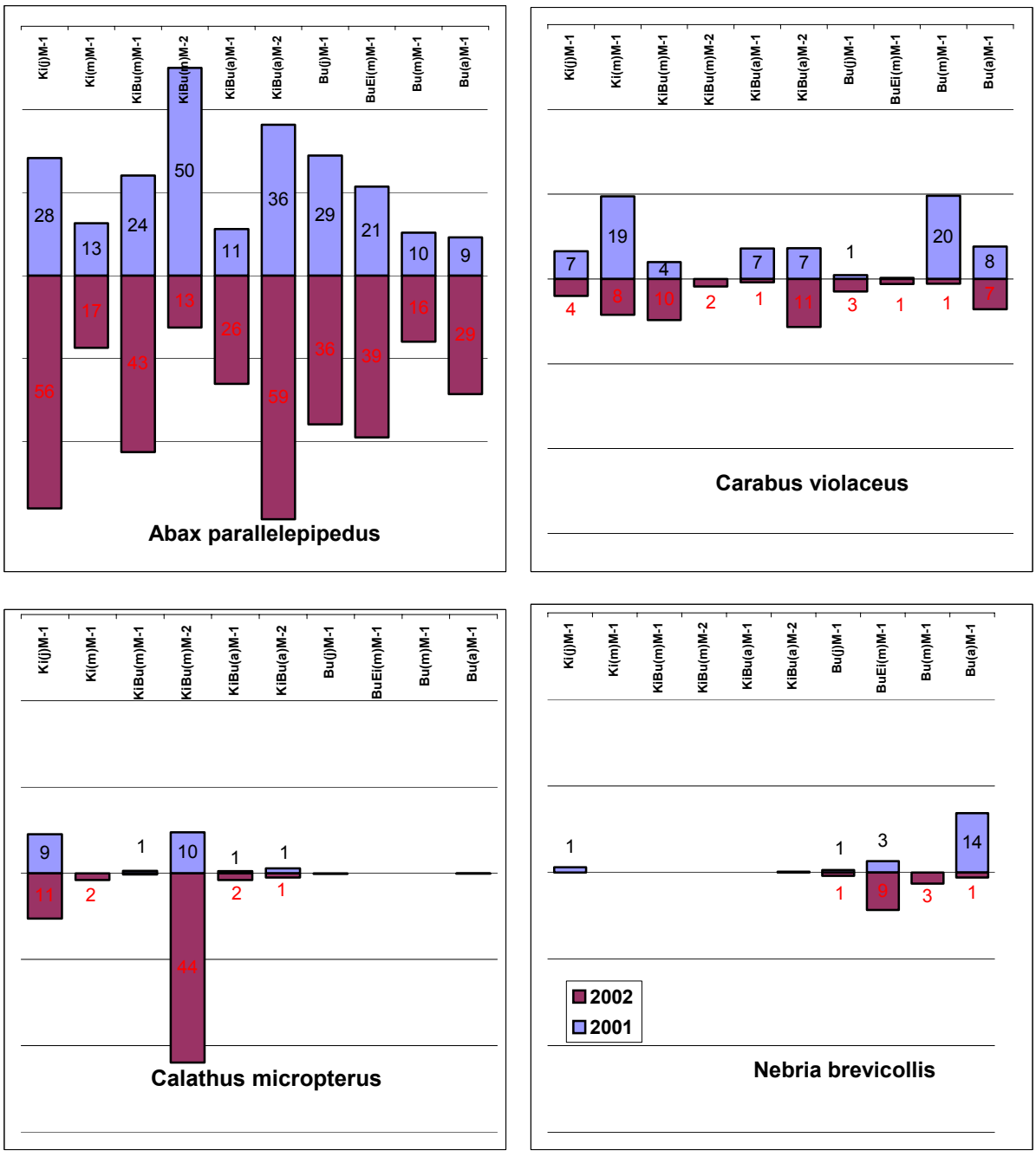


Abb.16: Aktivitätsdominanz (%) von vier ausgewählten Waldlaufkäferarten der Kategorien „U“ „unspezifische Waldart), „N“ (Nadelwaldart) und „L“ (Laubwaldart) in 2001/2002 nach Standorten getrennt

3.2. Dominanzstruktur nach Standorten

Die Dominanzstrukturen der Kategorien „Kiefernforst“, „Mischforst (jung)“, „Mischforst (alt)“ und „Naturwald“ lassen einige Differenzierungen erkennen. Das wichtigste Merkmal sind die unterschiedlichen Artenanteile. So zeigt der Naturwald (Abb. 17 unten rechts) eine sehr ausgewogene Dominanzstruktur mit Dominanzanteilen zwischen 22 und 8% auf den ersten fünf Rängen. Auf den anderen Standorten kommen hingegen stets eine oder zwei eudominante Arten vor. *Pterostichus niger* (ubiquitäre Waldart) ist in den Kiefern- (Abb. 17 oben links) und jungen Mischbeständen (Abb. 17 oben rechts) die charakteristische Art, in den älteren Buchen geprägten Mischforsten (Abb. 17 unten links) und dem Naturwald ist es *Abax parallelepipedus* (mesophile Waldart). Gleichzeitig besteht zwischen den an sich grundverschiedenen Gehölzbeständen ein hohes Maß an Übereinstimmung. So sind auf allen Standorten auf den ersten fünf Rangplätzen stets die vier gleichen Arten vertreten.

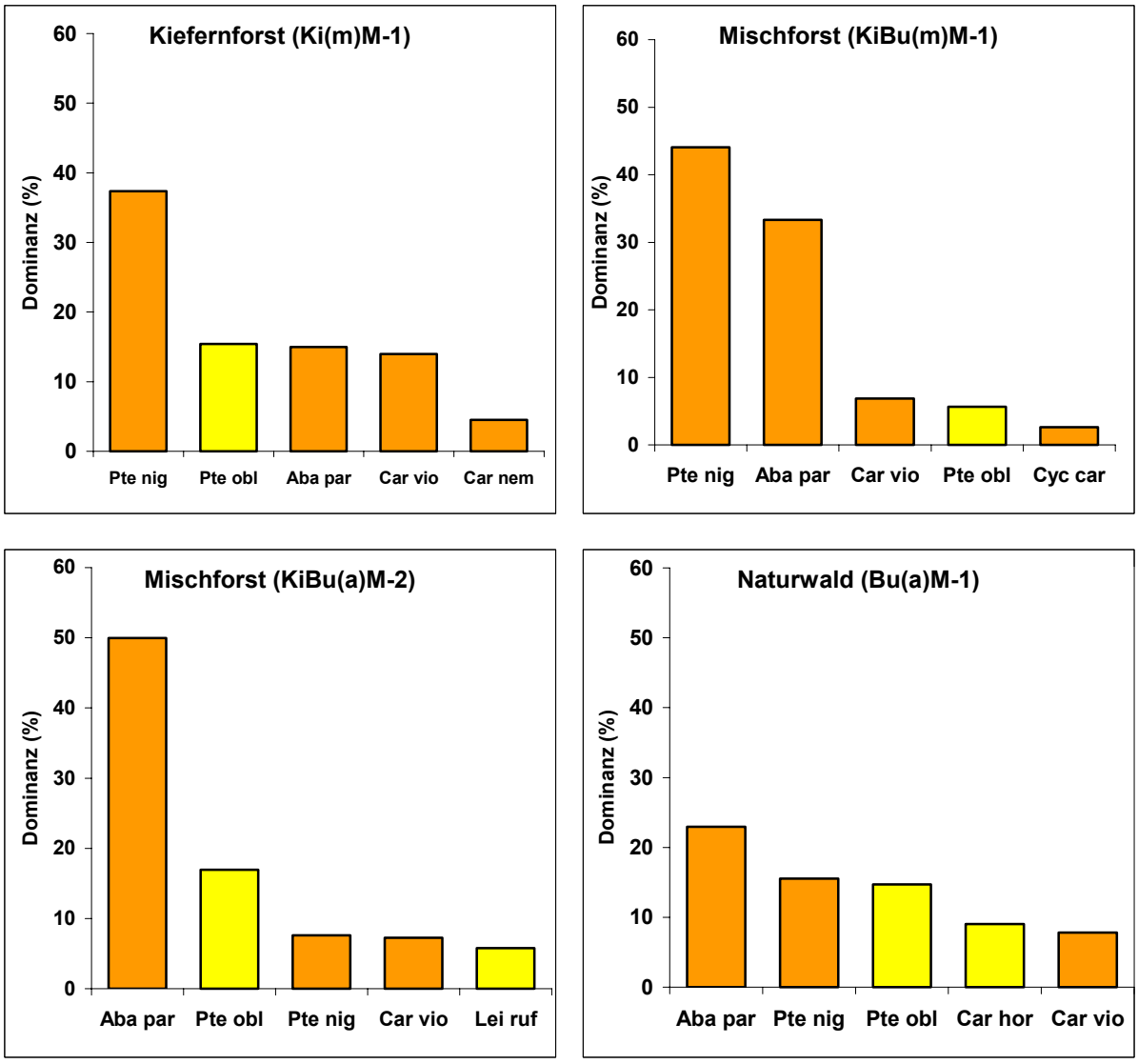


Abb.17: Dominanzstruktur von vier Waldrepräsentanzflächen (Aba par = Abax parallelepipedus, Pte obl = Pterostichus oblongopunctatus, Pte nig = Pterostichus niger, Car vio = Carabus violaceus, Car nem = Carabus nemoralis, Car hor = Carabus hortensis, Cyc car = Cychrus caraboides, Lei ruf = Leistus rufomarginatus)

3.3. Biomasse

Aus dem Vergleich der Biomassen gehen im Wesentlichen vier Gehölzkategorien hervor. Dabei handelt es sich um die jungen Gehölzbestände, die Nadelforste, die Laubforste und den Naturwald (Abb.18). Danach haben die Stangengehölze und der Naturwald die höchsten Biomassen (um 25gr). Die Laubforste haben ebenfalls noch erhöhte Biomassewerte (um 22gr), während die Kiefernforste deutlich niedrigere Werte haben (um 10gr). Bei den

Mischforsten gilt, dass die jüngeren Mischforste auch von der Biomasse her den Kiefernforsten zugeordnet sind, während die älteren Mischforste etwa das Niveau der Laubforste haben. Diese Biomassenverteilungen korrelieren mit den Mengenverhält-nissen bei den Arthropoden insgesamt recht gut. Auch dort sind die Bestandszahlen in den Kiefernforsten am geringsten. Da die Nahrung ein grundlegendes Kriterium für die Größe einer Population ist, ist das verringerte Nahrungsangebot in den Kiefernforsten sicherlich ein limitierend wirkender Faktor für die fast ausnahmslos zoophagen Waldcarabiden.

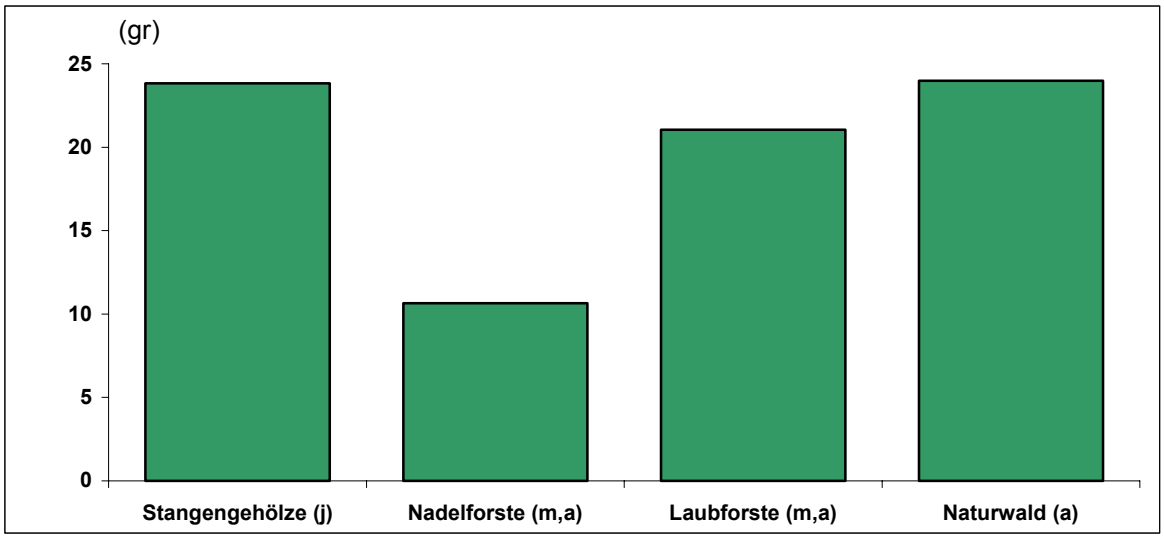


Abb. 18: Biomassen der vier Waldkategorien

Unterschiede treten in den Waldbeständen auch in der Aufteilung der Biomasse nach Größenklassen auf. So besteht die Biomasse zunächst auf fast allen Standorten mehrheitlich aus Carabidenarten der Größenklasse 7 (*Carabus hortensis, C. violaceus, C. coriaceus, C. nemoralis*) und Größenklasse 6 (*Abax parallelepipedus, Pterostichus niger, Cychrus caraboides, Carabus convexus, C. arcensis*). Ihr Anteil an der Biomasse beträgt zwischen 88% und 99,5% und liegt auf den meisten Standorten konstant hoch. Lediglich die Standorte KiBu(m)M-2 (77,2%) und Bu(m)M-1 (78,2%) aus dem Jahr 2002 weisen für diese Größenklassen Prozentanteile unter 80% aus, was auf die hohen Individuendichten einzelner, in dem betreffenden Jahr kulminierender Arten zurückzuführen ist. So erreichen auf der Fläche Bu(m)M-1 (Buchenforst, Altersstufe „m“) *Pterostichus melanarius* hohe Abundanzen und auf der Fläche KiBu(m)M-2 (Kiefern-Mischforst, Altersstufe „m“) die Arten *Calathus micropterus* und *Pterostichus oblongopunctatus* hohe Einzelwerte. Zwischen den Waldtypen (Nadelforst, junger Mischforst, alter Mischforst, Laubforst, Naturwald) läßt sich bezogen auf die Anteile großer und sehr großer Carabidenarten an der Gesamtbiomasse ein Trend erkennen, der von den Nadelforsten über die Mischbestände und die Laubforste bis zum

Naturwald einen abnehmenden Verlauf einnimmt (Abb. 19). Dieser Trend ist darauf zurückzuführen, dass die Arten der Größenklassen 6 und 7 hauptsächlich zu den unspezifischen Waldarten (U) gehören und ihr Dominanzanteil von den Kiefernforsten bis hin zum Naturwald zugunsten anderer Größenklassen zurückgeht.

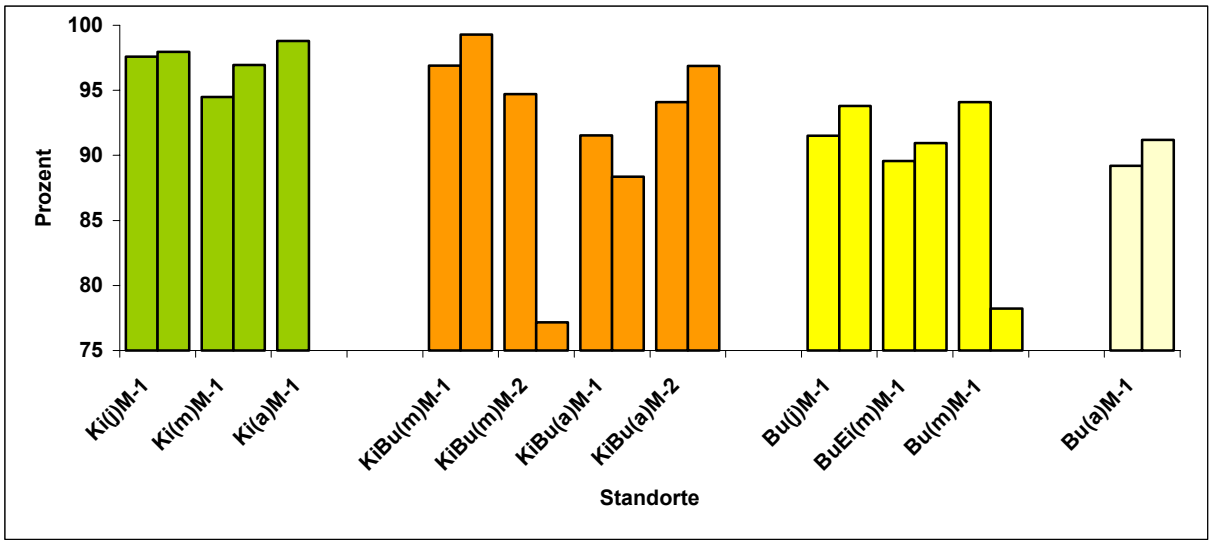


Abb. 19: Prozentanteile der Individuen der Größenklassen 6 und 7 an der Biomasse (grün=Nadelforst, orange=Mischforst, gelb=Laubforst, hellgelb=Naturwald)

4. Biodiversität als Entscheidungskriterium

Wie u.a. SUSTEK und POVOLNY (1980) für Laufkäfer deutlich machen konnten, ist eine pauschale Anwendung der Informationsgleichung nach SHANNON und WEAVER (1949) als Bewertungsmaß für Insektenbestände nicht zielführend (MÜLLER-MOTZFELD 2001b). Die Eveness als Nährungsmaß bezieht den konkreten Entropiewert H_s auf $H_{max,}$ mit anderen Worten auf einen reinen spekulativen Grenzwert, der Gleichverteilung der Individuen auf die Arten eines Bestandes. LLOYD und GHELARDI (1964) korrigieren dies, indem Sie auf eine der MACARTHUR-WILSON (1971)-Gleichung zugrunde-liegenden Normalverteilung Bezug nehmen. Dieses von LLOYD und GHELARDI zur Disposition gestellte Kriterium, die sogenannte Äquität, soll bei aller gebotenen Vorsicht hier als Maß für die Diversität zur Anwendung kommen und diskutiert werden.

Ki(j)M-1		Ki(m)M-1		Ki(a)M-1		Standorte
3,11	Hs	2,94	Hs	2,24	Hs	2001
72%	LG	67%	LG	63%	LG	
2,32	Hs	2,49	Hs			2002
45%	LG	45%	LG			

KiBu(m)M-1		KiBu(m)M-2		KiBu(a)M-2		KiBu(a)M-1		Standorte
				2,17	Hs	3,11	Hs	2000
				40%	LG	80%	LG	
2,36	Hs	2,31	Hs	2,74	Hs	2,94	Hs	2001
53%	LG	51%	LG	66%	LG	82%	LG	
1,79	Hs	1,89	Hs	2,36	Hs	2,62	Hs	2002
41%	LG	37%	LG	53%	LG	65%	LG	

Bu(j)M-1		BuEi(m)M-1		Bu(m)M-1		Bu(a)M-1		Standorte
		2,34	Hs			3,13	Hs	2000
		41%	LG			74%	LG	
2,94	Hs	2,83	Hs	3,25	Hs	3,43	Hs	2001
67%	LG	76%	LG	113%	LG	103%	LG	
2,82	Hs	2,53	Hs	3,15	Hs	2,98	Hs	2002
52%	LG	49%	LG	63%	LG	85%	LG	

Abb. 20: Äquitätswerte (LG) der 25 Jahresuntersuchungen auf 11 Waldstandorten

Aus dem Vergleich der Untersuchungsjahre geht hervor, dass die Werte für die Äquität (LG) des Jahres 2001 stets über den Werten von 2002 liegen (Abb.20). Das Jahr 2000 erreicht abgesehen vom Standort „KiBu(a)M-1“ ebenfalls nicht die Werte für 2002. Weiterhin fällt auf, dass die Nadelforste (58,4%) und die jungen Mischforste (45%) im Durchschnitt geringere Äquitätswerte erreichen als die älteren Mischforste (64%), die Laubforste (66%) und in besonderem Maß als die Naturwaldparzelle (87%). In den Untersuchungen des Jahres 2001 auf den Standorten „Bu(m)M-1“ und „Bu(a)M-1“ wurde ein Wert über 100% ermittelt, der als Hinweis für eine bessere Habitatqualität bzw. strukturelle Bedingungen dieser

Standorte aufgefasst werden kann. Große Schwankungen von 50% Unterschied zwischen den Untersuchungsjahren sind auf dem Standort „Bu(m)M-1“ zu verzeichnen, der bedingt durch den Holzeinschlag die größte strukturelle Veränderung innerhalb der Untersuchungsperiode erfuhr.

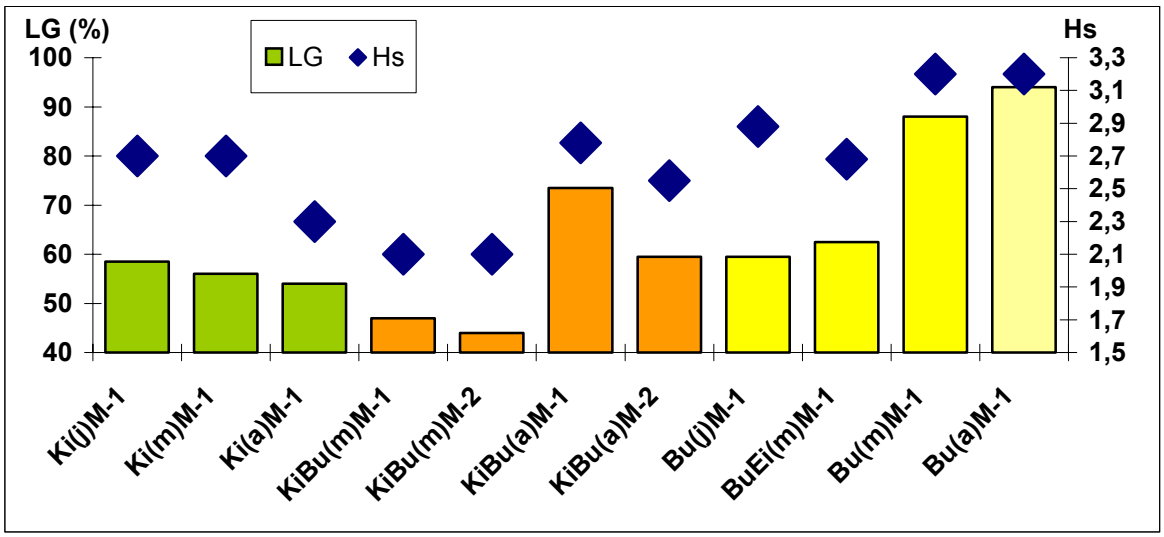


Abb. 21: Vergleich der Diversitätswerte der Carabidenzönose - blaue Linie: Diversität (Hs) nach SHANNON-WEAVER; farbige Säulen: Diversität (LG) nach MAC ARTHUR bzw. LLOYD-GHELARDI (grün = Nadelforst, orange = Mischforst, gelb = Laubforst, hellgelb = Naturwald)

Während die Äquität in den Kiefernbeständen mit dem Alter abnimmt, steigt sie in den Mischforsten und in den Laubforsten über die Jahre an (Abb.21). Der Naturwald als das Kriterium mit dem angenommenen ökologischen Optimalwert hat den höchsten Einzelwert (94%). Aus dem Abstand zwischen den verschiedenen Nutzwaldtypen und dem Naturwald können weitere Angaben zur Qualität eines Waldtyps abgeleitet werden. So erreicht der 160jährige Laubforst (Bu(m)M-1) eine ähnlich hohe Diversitätsrate (88%) wie der Naturwald. Den älteren Mischforstbeständen folgen die reinen Laubbeständen sowie die Laubforste jüngerer und mittlerer Altersstufe. Am Schluß stehen die Nadelforste und die jüngeren Mischforste. Eine Sonderstellung junger Gehölzbestände geht aus diesen Berechnungen nicht hervor.

5. Zum Vergleich der Laufkäferbestände der Untersuchungsstandorte

5.1. Renkonen

Einer der bewährtesten Indices zum Vergleich von Artenbeständen verschiedener Standorte bzw. verschiedener Jahre ist der Index nach RENKONEN (1938). Er wird auch als Dominantenidentität bezeichnet und wird aus der Summe der jeweils niedrigsten Dominanzwerte der gemeinsamen Arten zweier Standorte gebildet.

Nach dem Index lassen die 25 Jahresuntersuchungen von 11 unterschiedlichen Waldstandorten bei einem Referenzwert auf der Basis von 50% Übereinstimmung kaum Differenzierungen erkennen (Abb. 22). Danach bilden 22 Jahresreihen den Standortverband „I“, dem sowohl Laub-, Nadel- als auch Mischforste aller Altersstufen angehören. Auch die unter „II“ zusammengefaßten Buchenwälder sind bei ca. 47% Übereinstimmung dem erstgenannten Verband eng zugeordnet, zumal andere Jahresuntersuchungen von diesen Standorten auch in der ersten Gruppe enthalten sind. Mit 35% zeigt der Kiefern-Mischforst „BuEi(m)M-1“ die größte Eigenständigkeit aller Untersuchungsflächen. Eine standörtliche Differenzierung auf einem höheren prozentualen Level läßt keine eindeutigen Zuordnungen nach Baumarten oder Altersklassen erkennen. Lediglich kommt es zur Bildung zweier inhomogener Untergruppen, bei der sich eine tendenzielle Aufsplittung in die Waldtypen „Nadelforst“ und „Laubforst/Laubwald“ andeutet. Insgesamt belegen diese Werte den allgemeinen Eindruck eines hohen Verwandtschaftsgrades unter allen untersuchten Waldbeständen.

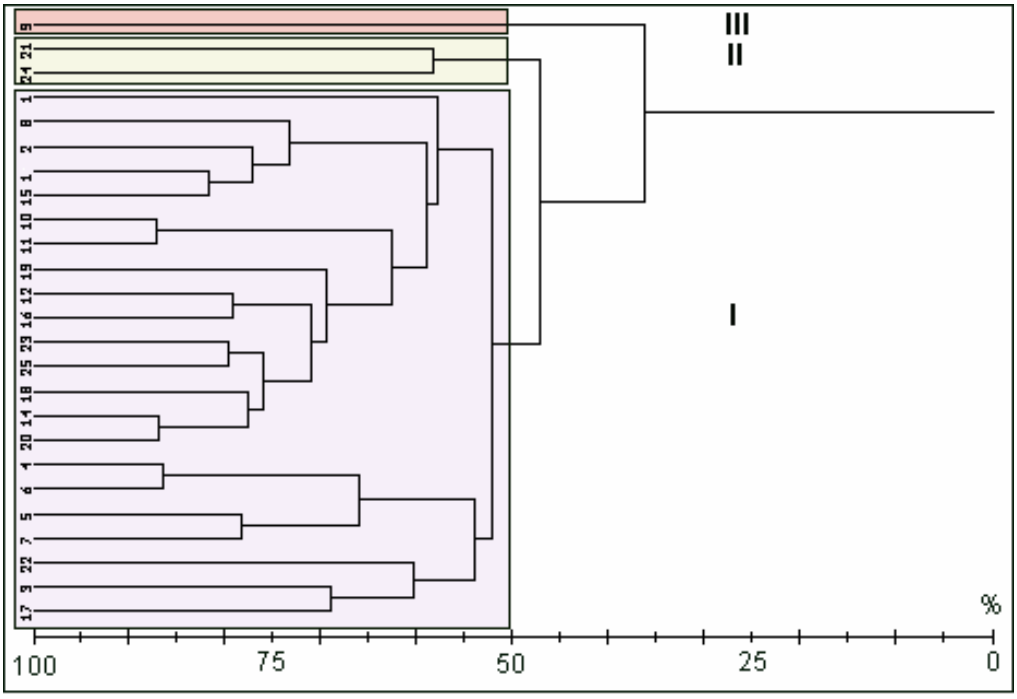


Abb. 22: Clusterdiagramm von 25 Jahresuntersuchungen auf der Basis des Renkonenindex (Nummer 1-25 siehe Tab. 2 im Teil „Stratum Bodenoberfläche“).

5.2. Mengenquotient

Ein vergleichbares Bild wie beim Renkonenindex ergibt sich für den Mengenquotienten (Abb. 23). Dieser ist als Quotient von Durchschnittsmenge und Vereinigungsmenge zweier Bestände (MÜLLER 1978) ein Maß für die Artenidentität zweier Zönosen. Auf der Vergleichsebene von knapp 50% Artenübereinstimmung werden wiederum 22 Jahresreihen von unterschiedlichen Baumartenbeständen und Altersklassen zu einem Standortverband (I) zusammengefaßt. Eine Unterteilung auf einer höheren prozentualen Ebene läßt eine stärkere Differenzierung zweier Gruppen als bei der Dominantenidentität erkennen und zwar in Nadel- und Mischforsten (A) bzw. in Laubforste und Laubwälder einschl. einzelner Mischforste (B). Hinzuweisen ist auf die Tatsache, dass die Ähnlichkeit zwischen zwei Untersuchungsjahren eines Standortes bisweilen geringer ist als die Übereinstimmung zweier verschiedener Waldstandorte mit unterschiedlichen Baumarten bzw. Altersstufen. Neben der Hauptgruppe (I) werden bei diesem Index weiterhin ein über zwei Jahre untersuchter Kiefernforst (II) und ein Kiefern-Mischforst (III) als separate Einheiten unterschieden.

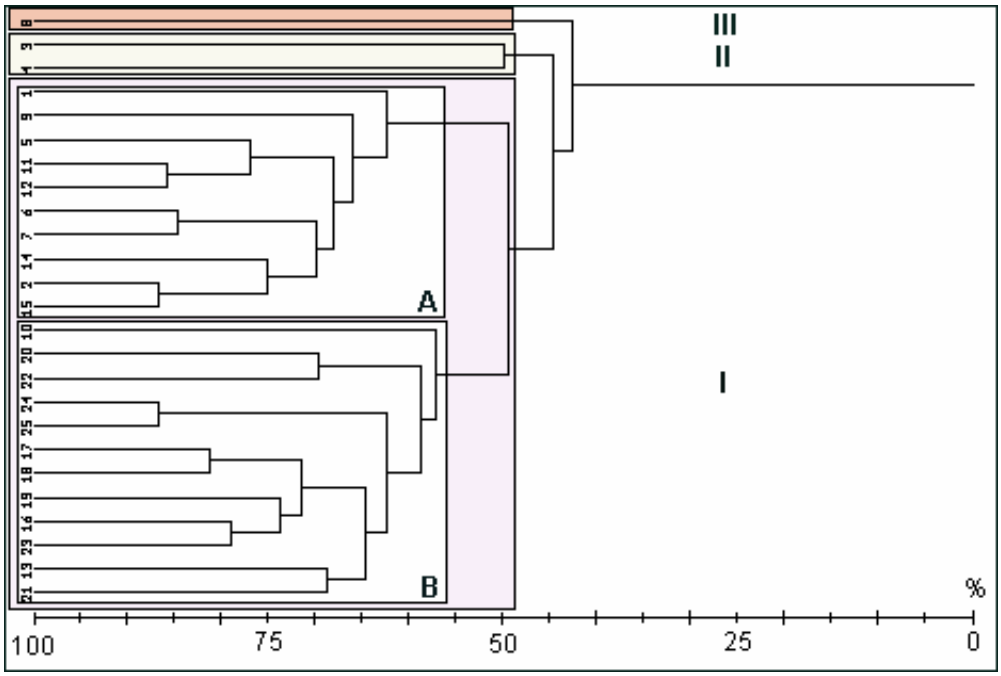


Abb. 23: Clusterdiagramm von 25 Jahresuntersuchungen auf der Basis des Mengenquotienten.

5.3. Wainstein

Der Index nach WAINSTEIN (1967) faßt die beiden vorangegangenen Indices zusammen. Aus der Clusterung der Standorte (Abb. 24), der die Überbewertungen von Arten- und Dominantenidentität glättet, geht eine homogenere Einteilung der Standorte hervor. Die Prozentangaben fallen formelbedingt im Verhältnis zu den oben berechneten Indexwerten niedriger aus. So lassen sich bei einem Level von 27% Übereinstimmung zwei Standortverbände unterscheiden. In einem Fall werden die Laubforste, der Naturwald und die von Buchen geprägten Mischforste zusammengelegt, in der anderen Gruppe sind die Kiefernreinbestände und die jungen Kiefern-Mischbestände enthalten. Eine Eigenständigkeit hat innerhalb der Laubbestände der 160jährige Buchenforst (Bu(m)M-1) mit einer Ähnlichkeit von knapp 30% gegenüber den übrigen Laubbeständen. Aus den beiden Gruppen ausgeklammert ist der weitgehend isoliert stehende Kiefern-Mischforst „KiBu(m)M-2“, der nach diesem Index lediglich einen Verwandtschaftsgrad von 20% gegenüber allen anderen Waldstandorten besitzt.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, dass sich eine eindeutige Zuordnung der Standorte untereinander nicht vorbehaltlos aus den Indices ableiten läßt, sondern eine vermeintliche klare Gliederung durch die Schwankungen zwischen den Jahren stark überlagert wird. Deutlich ist die Aufspaltung in Laubforste/wälder und Nadelforste. Verhältnismäßig deutlich ist auch die Auftrennung der Mischforste in jüngere und ältere Mischforste, wobei die älteren

Buchen-Mischforste (ab dem mit 50jähriger Rotbuche unterbauten Bestand) den Laubforsten und dem Naturwald zugeordnet sind, die jüngeren Kiefern-Mischforste (Rotbuche 8 Jahre) zu den Kiefernreinbeständen gestellt werden. Eine größere Eigenständigkeit gegenüber allen anderen Standorten hat der Mischforst inne, der mit 40jähiger Rotbuche unterbaut ist (KiBu(m)M-2). Weiterhin geht aus der Clusterung hervor, dass weder die jungen Pflanzungen noch der Naturwald eine differenzierte Einheit bilden.

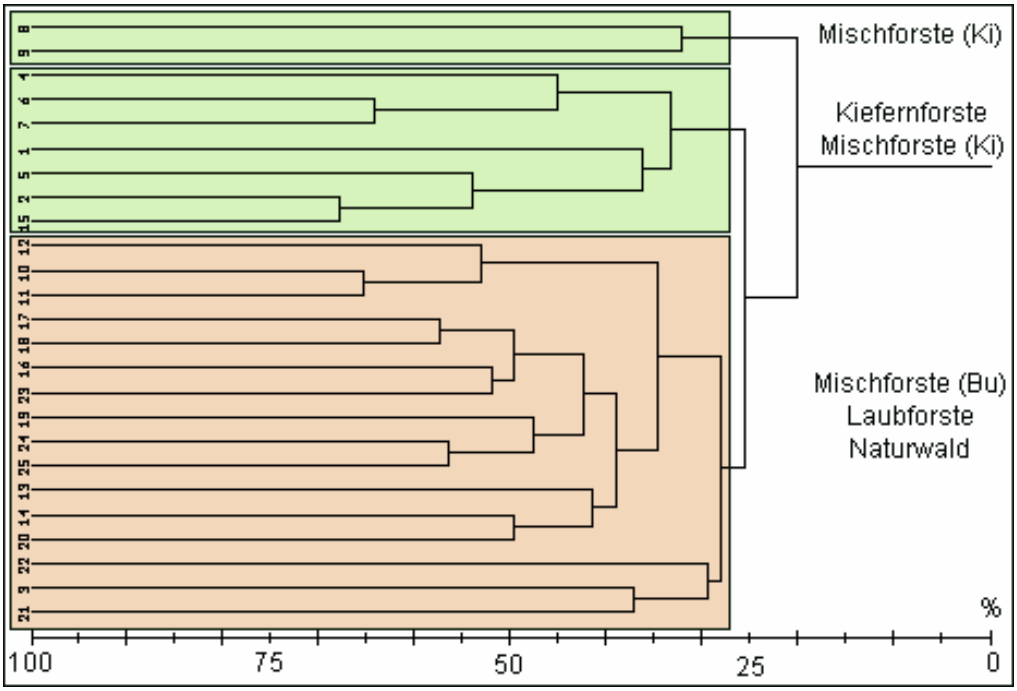


Abb. 24: Clusterdiagramm von 25 Jahresuntersuchungen auf der Basis des Wainstein-Index

5.4. Korrespondenzanalyse

Mit Hilfe von Korrespondenzanalyseverfahren werden die Artenbestände und deren Standorte in ein Beziehungssystem gebracht. In der graphischen Darstellung entsteht ein visuelles Verteilungsmuster von Standorten und Arten in der Regel auf der Grundlage der Abundanzwerte. Für den Vergleich der Daten unterschiedlicher Jahre ist es dagegen sinnvoll, die Dominanzwerte der Arten als Grundlage des Ordinationsverfahrens zu verwenden, um so auftretende Populationsschwankungen besser dämpfen zu können. Nachfolgend werden die 25 Jahresdatenreihen von 11 Waldstandorten der Jahre 2000-2002 in einer Canonischen Korrespondenzanalyse (CCA) wiedergegeben, die zusätzlich zu den Arten- und Standortangaben weitere Umweltvariablen berücksichtigen kann. Um die Bedeutung der

strukturellen Bedingungen im Wald für die Verteilung der Carabiden abschätzen zu können, wurden der Bedeckungsgrad von vier Vegetationsschichten (Moose, Kräuter, Sträucher, Bäume) zuzüglich die Laubstreuschicht sowie der Anteil der Blaubeere im Bezug auf das Vorkommen der Carabiden getestet.

In der graphischen Darstellung der Kovariablen (Abb. 25) wird anhand der Länge der abgebildeten Pfeile die Bedeutung der einzelnen Strukturmerkmale ersichtlich. Aus der Lage der Pfeile zueinander lassen sich weiterhin strukturelle Bezüge untereinander herstellen. Danach korrespondieren auf der einen Seite die Baumbedeckung mit der Laubstreuauflage. Diese Parameter haben auf der zweiten Achse stark negative Werte (Tab.7). Auf der anderen Seite ergeben Krautschicht, Moosschicht und der Beerstrauchanteil (*Vaccinium myrtillus*) einen zu den ersten beiden Faktoren antagonistischen Verband von Parametern. Diese Strukturen zeigen auf der y-Achse erhöhte positive Werte. Die Anordnung der Arten und Standorte entlang der y-Achse muß deshalb primär unter diesen Gesichtspunkten betrachtet werden.

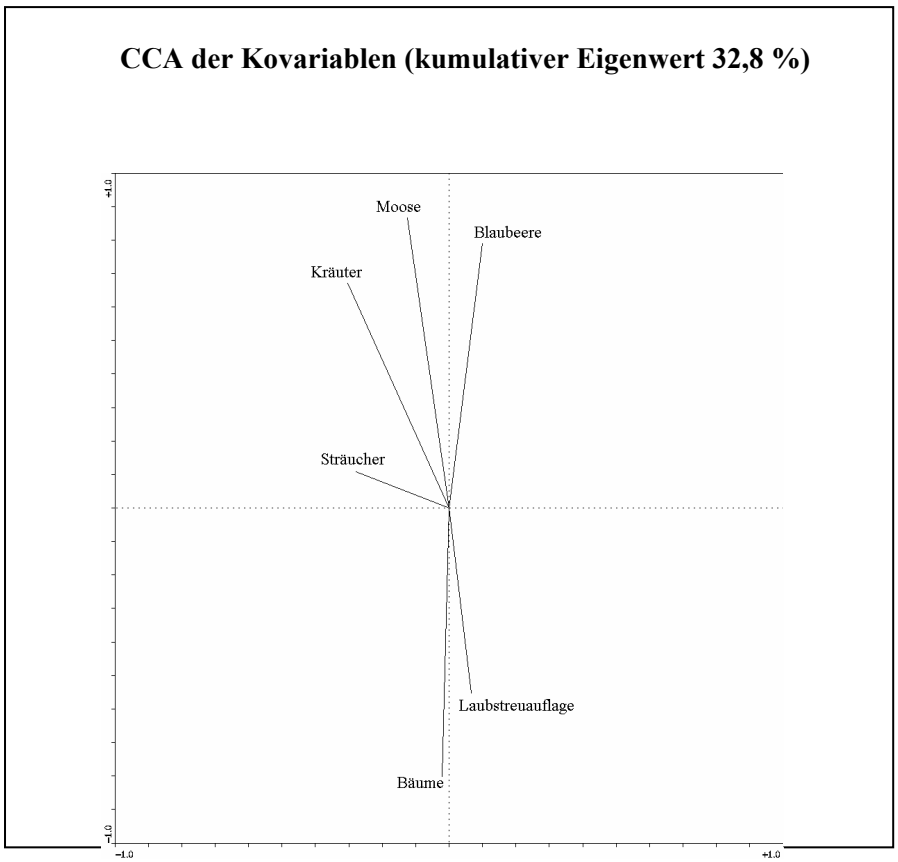


Abb. 25: Canonische Korrespondenzanalyse der Carabiden in Verbindung mit den abiotischen Faktoren als Kovariablen – Abbildung der verwendeten Kovariablen

Auf die x-Achse haben diese Strukturmerkmale nur einen sehr geringen Einfluß. Da die x-Achse jedoch den größeren Eigenwert hat (21%), ist davon auszugehen, dass hier weitere Faktoren eine Rolle spielen. Hierzu gehören im Ökosystem „Wald“ der pH-Wert, die Korngröße und der Sandgehalt des Bodens, die Bodenfeuchte, die Temperatur, sowie die chemische Zusammensetzung (N-/C-Gehalt) und die strukturelle Beschaffenheit des Bodens.

Tab. 7: Korrelation der ersten zwei Hauptachsen der CCA mit den Kovariablen (rot = signifikant negativer Wert, grün = signifikant positiver Wert)

	Achse 1	Achse 2
Eigenwert	0,238	0,134
% Eigenwert	21%	11,80%
Korrelation mit:		
Baumschicht	-0,0138	-0,6962
Strauchschicht	-0,2534	0,0949
Krautschicht	-0,2629	0,5831
Moosschicht	-0,1041	0,7703
Laubstreuschicht	0,0632	-0,4588
Beersträucher	0,1454	0,6945

In der graphischen Darstellung (Abb.26) verläuft die Anordnung der Standorte entlang der y-Achse (Varianz: 11,8%) nach den strukturellen Eigenschaften. Im positiven Achsenabschnitt werden die lichten, moos- und beerstrauchreichen Kiefern- und Mischbestände angeordnet, während im negativen Abschnitt der y-Achse die schattigen Laub- und Buchen-Mischbestände mit hoher Laubstreuauflage positioniert sind. Die Anordnung entlang der x-Achse (Varianz: 21%) muß in erster Linie in Abhängigkeit zu den hygrothermischen Bedingungen interpretiert werden. So liegen 9 der 11 Standorte auf der x-Achse dicht zusammen. Aufgrund der recht ähnlichen Bodenbeschaffenheiten innerhalb dieses genetisch einheitlichen Gebietes lassen sich kaum Differenzierungen erkennen. Lediglich der 160jährige Buchenforst „Bu(m)M-1“ und der Kiefern-Mischforst „KiBu(m)M-2“ haben auf der x-Achse eigenständigere Positionen. Dies läßt sich damit begründen, dass der kuppige Buchenstandort „Bu(m)M-1“ einen hohen Anteil an Geschiebemergel und damit gute Wasserhalteeigenschaften aufweist und so ein verhältnismäßig kühles Bodenklima erzeugt,

während der Standort des Kiefern-Mischforstes „KiBu(m)M-2“ sonnenexponiert ist und von den hygrothermischen Gesamtbedingungen her gesehen als trockener und wärmebegünstigter einzustufen ist. Im Falle des 160jährigen Buchenstandortes „Bu(m)M-1“ kommt noch hinzu, dass die zeitgleiche Waldbewirtschaftung zu einer Beeinträchtigung der Zönose geführt hat.

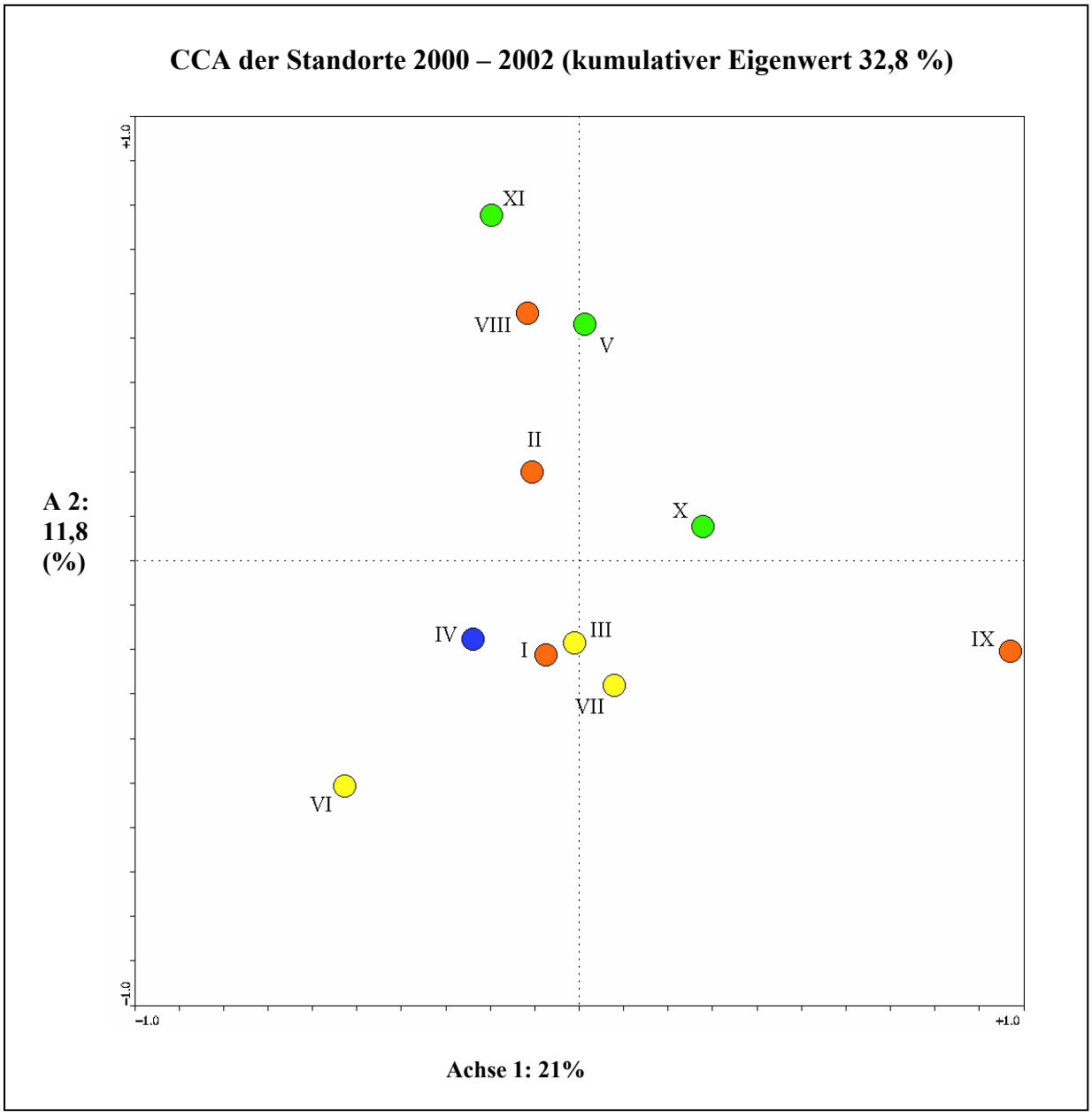


Abb. 26: Canonische Korrespondenzanalyse der Carabiden in Verbindung mit den abiotischen Faktoren als Kovariablen – Abbildung der Standorte (gelb=Laubforste, orange=Mischforste, grün=Nadelforste, blau=Naturwald)

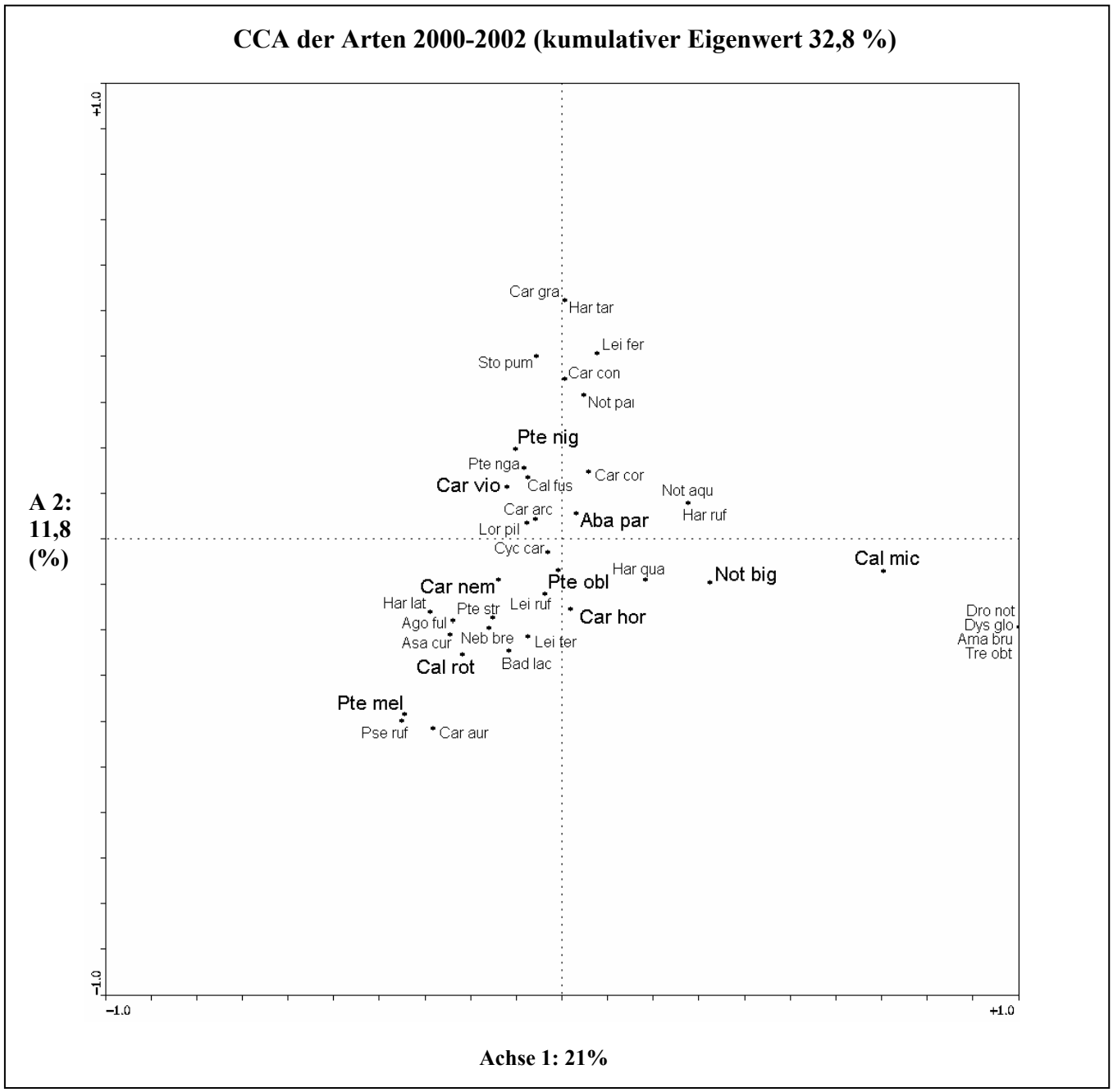


Abb. 27: Canonische Korrespondenzanalyse der Carabiden in Verbindung mit den abiotischen Faktoren als Kovariablen – Abbildung der Laufkäferarten (die Hauptarten der Untersuchung sind fettgedruckt)

Die Verteilung der Carabiden (Abb. 27) erfolgt nach dem gleichen Muster wie schon die Standorte zueinander positioniert wurden. Die Arten finden sich an den Stellen wieder, wo sie in der Regel ihr Maximalvorkommen haben. Vergleichbar mit der Anordnung der Standorte in einem dreieckigen Areal um den Schnittpunkt der x- und y-Achse herum, werden auch alle unspezifischen Waldarten innerhalb dieses Dreiecks dargestellt. Die Arten im Zentrum dieses

Dreiecks zeigen keine stärkere Präferenz gegenüber einer bestimmten Waldstruktur. Zu ihnen gehören *Carabus violaceus, Pterostichus oblongopunctatus, Carabus nemoralis* und *Abax parallelepipedus*. An der Stelle, wo die Laubgehölze graphisch angeordnet wurden, sind hingegen auch die Laubwaldarten konzentriert, unter ihnen *Calathus rotundicollis, Carabus hortensis, Nebria brevicollis* und auch *Pterostichus melanarius*, eine ubiquitäre Art, die im alten Buchenforst häufig auftrat. Eine dritte Gruppe besteht im Wesentlichen aus der Art *Calathus micropterus* mit dem Schwerpunktvorkommen in einem Kiefern-Mischforst (KiBu(m)M-2). Bei akzidentellen Arten, so auch bei einigen in der Graphik abgebildeten Arten, kann es bei diesem Verfahren zu Fehlbewertungen kommen (STEGNER 1999), so dass diese Arten verfälscht angeordnet werden. Deshalb sollte vor allem auf der Grundlage der Positionen der Arten und Standorte zueinander unter Berücksichtigung der Häufigkeit der Arten eine Beurteilung erfolgen. Wie schon bei den Standortgraphik bildet die Untersuchungsfläche „Bu(m)M-1“ einen herausragenden Eckwert der Skala, dessen abweichende Position zu einem Teil auf die Waldbewirtschaftungsmaßnahmen zurückgeführt werden muß. Auf der y-Achse ist das Verteilungsbild der Arten nicht so eindeutig wie bei den Standorten. Das bedeutet, dass die strukturellen Unterschiede zwischen den Standorten größer sind als die Unterschiede in den Verteilungsmustern der Carabiden dies wiedergeben. Auf der graphischen Darstellung sind vor allem die unspezifischen Waldarten ohne Tendenz um den Schnittpunkt beider Achsen herum verteilt. Diese Arten, die auf nahezu allen Standorten festgestellt wurden, zeigen damit keine signifikante Präferenz gegenüber einer bestimmten Bestandsart oder einem Altersstadium. Hingegen sind die als Laubwaldarten eingestuften Laufkäfer – ähnlich der Standortanordnung - knapp unterhalb der Mitte konzentriert. Zu den Kiefernforsten finden sich hingegen keine entsprechenden Arten im positiven Abschnitt der y-Achse. Lediglich *Calathus micropterus* und *Carabus convexus* lassen sich als Arten mit einem engeren Bezug zu Nadelbständen interpretieren.

Eine eigenständige Nadelforstfauna konnte somit bei dieser Untersuchung nicht nachgewiesen werden. Auch die Laubwaldfauna ist wenig differenziert. So ist abschließend festzuhalten, dass es in den nordostdeutschen, planaren Waldgebieten eine von einzelnen Präferenzen zeigenden Arten abgesehen recht einheitliche und wenig differenzierte Waldcarabidenfauna gibt, die das Vermögen hat, die Waldbestände in diesem geographischen Raum gleichermaßen zu besiedeln.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse den Gesamteindruck der Untersuchung, dass alle Standorte nach der Carabidenfauna der Bodenoberfläche her betrachtet von einem hohen Maß an Grundübereinstimmung geprägt sind. Dies geht auch aus der Einzelanalyse von 4 Laub-

und Mischwaldbeständen (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2, BuEi(m)M-1, Bu(a)M-1) hervor, in der die Jahresschwankungen dreier Jahre (2000-2002) berücksichtigt werden. Es wurde hierbei deutlich, dass die Übereinstimmungen von zwei verschiedenen Standorten eines Jahres des öfteren größer sind als die eines Standortes über zwei unterschiedliche Jahre.

6. Diskussion

Nachfolgend werden die elf Walduntersuchungsflächen nochmals anhand ihrer Laufkäfergesellschaften charakterisiert und mit Hilfe von verschiedenen Maßzahlen zusammenfassend dargestellt. Ein Kriterium ist die Artenzahl eines Standortes als Durchschnittswert aus den Jahresuntersuchungen. Weitere Eckwerte sind die auf einer Fläche festgestellte Zahl aller Waldarten (incl. der Arten der Feucht-/Auwälder) und die Zahl der Nichtwaldarten. Die Nichtwaldarten werden auch als Dominanzanteil an der Carabidenzönose angegeben. Zu den für die Untersuchung maßgeblichen bestandsbildenden Waldarten sind jeweils in der Standorttabelle Indiceswerte angegeben, die zeigen, ob eine Art entweder überdurchschnittlich (positiver Einzelwert) oder unterdurchschnittlich (negativer Einzelwert) auf einer Fläche vorkommt. Grundlage dieses Rechenverfahrens ist die Bildung eines Ausgangswertes für eine Art, die auf der Gesamtdatenlage aus allen elf Untersuchungsflächen über drei Jahre basiert. An diesem Referenzwert oder Nullwert können die entsprechenden Arten auf den jeweiligen Einzelflächen in ihrer Häufigkeit beurteilt werden. Da die verschiedenen Waldbestände unterschiedlich häufig beprobt wurden – z.B. 10 Jahresuntersuchungen in Mischforsten gegenüber 5 Untersuchungen in Nadelforsten -, wurden für die jeweiligen Beständen Durchschnittswerte gebildet, die zwischen den 4 Kategorien „Nadelforst, Mischforst, Laubforst und Naturwald“ auf einem ausgeglichenen, nicht überbewertenden Mengenniveau nochmals gemittelt wurden. Auf diese Weise konnte ein „Bestands-Erwartungswert“ gebildet werden. Nach der Formel

(Bestandswert Einzelfläche / Erwartungswert) * log

konnte ein Standortindex für die einzelnen Arten berechnet werden, der in der Regel zwischen +1 und –1 liegt. Aus der Summe der Waldcarabidenarten wurde (mit Ausnahme der akzidentellen Arten, die bereits in die Waldartenzahl eingehen) ein Waldindex errechnet, der das Potenzial der Waldcarabiden eines Standortes ausdrücken soll. Die Waldarten werden in den Tabellen zur Verdeutlichung ihrer Affinität zu Waldstandorten nach den Kategorien a)

stenöke Waldarten, b) euryöke Waldarten sowie c) Arten der Trockenwälder aufgelistet. Aus dem Vergleich der Untersuchungsflächen können sowohl auf Artniveau als auch auf die Zönose bezogen charakteristische Unterschiede zwischen den Flächen herausgearbeitet werden, so dass insgesamt eine Bewertung unter den verschiedenen Flächen möglich wird. Die Flächen werden nachfolgend in den Kategorien „Nadelforste, Mischforste, Laubforste, Naturwald“ in der Reihenfolge ihrer Altersstadien behandelt.

6. 1. Nadelforste

6.1.1.Walduntersuchungsfläche „Ki(j)M-1“:

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**0,13**
	Carabus violaceus	**-0,1**
Euryöke Arten der Wälder und Gehölze	***Carabus hortensis***	**0,12**
	Carabus nemoralis	**0,33**
	Cychrus caraboides	**-0,34**
	Leistus rufomarginatus	**-0,73**
	Nebria brevicollis	**-0,91**
	Notiophilus biguttatus	**0,23**
	Pterostichus niger	**-0,37**
	Pterostichus oblongopunctatus	**-0,72**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**0,61**
	Carabus convexus	**0,49**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-1,26**
	Anzahl Waldarten	**16**
	Anzahl Nichtwaldarten	**4**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**1,4**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**16**

Diese junge Kiefernpflanzung zeichnet sich durch eine recht hohe Anzahl an Waldarten und Nichtwaldarten aus, obwohl der Anteil der letztgenannten Gruppe an der Gesamtzönose mit lediglich 1,4% sehr gering ist. Der Waldartenindex ist mit –1,26 im Flächendurchschnitt betrachtet erhöht. Vor allem die Trockenwaldarten *Calathus micropterus* und *Carabus convexus* zeigen hohe positive Einzelwerte. Auch die beiden stenöken Waldarten *Abax parallelepipedus* und *Carabus violaceus* erreichen nach der Abundanz noch mittlere Werte.

Es fällt auf, dass fast alle Großcaraben auf diesem Standort eine höhere Aktivität zeigen, fast alle übrigen Arten dagegen haben einen negativen Indexwert. Zur Relativierung dieses eher positiven Gesamteindruckes ist darauf hinzuweisen, dass aufgrund der Beschaffenheit der Bodenoberfläche (geringe Nadelstreuauflage, weitgehend fehlende Kraut- und Strauchschicht) die erhöhte Mobilität der Carabiden auf diesem Standort eine große Rolle in der Form spielen kann, dass mehr Tiere gefangen werden als an stärker durchkrauteten Flächen oder Stellen mit einem größeren Raumwiderstand (z.B. aufgrund einer hohen Laubstreuauflage). Demnach würde es sich nur um eine scheinbar höhere Individuendichte gerade im Bezug auf die Großcaraben handeln. Die Diversitätswerte für diesen Standort waren für Nadelforste gesehen etwas erhöht, im Gesamtvergleich aller Flächen dagegen leicht unterdurchschnittlich.

6.1.2. Walduntersuchungsfläche „Ki(m)M-1“:

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,72**
	Carabus violaceus	**-0,05**
Euryöke Arten der Wälder und Gehölze	***Calathus rotundicollis***	**-0,4**
	Carabus hortensis	**-0,7**
	Carabus nemoralis	**-0,11**
	Cychrus caraboides	**-0,31**
	Notiophilus biguttatus	**-0,31**
	Pterostichus niger	**-0,05**
	Pterostichus oblongopunctatus	**-0,43**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-0,77**
	Carabus convexus	**0,41**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-3,44**
	Anzahl Waldarten	**16**
	Anzahl Nichtwaldarten	**6**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**4,8**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**16,5**

Eine auf das Kiefernjungstadium (Ki(j)M-1) folgende Altersstufe ist die Fläche „Ki(m)M-1“. In diesem bereits mehrfach durchforsteten Bestand haben die meisten Waldarten unterdurchschnittliche Fangsummen. 10 Waldarten haben einen negativen Index, lediglich *Carabus convexus* erreicht einen positiven Wert. Bemerkenswert sind die Bestandsangaben

von *Abax parallelepipedus.* Diese Art, die basierend auf den Ergebnissen dieser Untersuchung als die charakteristische und häufigste Waldart des Gebietes bezeichnet werden kann, ist in der Gesamtuntersuchung zwar sehr ausgeglichen vertreten, doch auf diesem Standort hat sie den geringsten Aktivitätswert von allen elf Untersuchungsflächen. Profitieren können an diesem Standort lediglich die Trockenwaldarten (u.a. *Carabus arcensis*). Sie sind in den warmen, lichten Kiefernbeständen nach Arten und Individuen betrachtet überdurchschnitt-lich gut vertreten. Die Zahl der nachgewiesenen Waldarten ist insgesamt hoch (16). Der Waldindex liegt im Vergleich der Flächen dagegen sehr niedrig (-3,44), entspricht aber mehr den tatsächlichen Verhältnissen als der erhöhte Waldindex der jungen Kiefernkultur. Bedingt durch die lichte und offene Waldstruktur erreichen die Nichtwaldarten nach Artenzahl (6) und nach Prozentanteilen (4,8%) ebenfalls höhere Werte. Insgesamt betrachtet handelt es sich bei diesem Kiefernforst um ein Altersstadium, in dem die Waldcarabiden primär negative Bestandswerte haben.

6.1.3. Walduntersuchungsfläche „Ki(a)M-1“:

Das aus forstwirtschaftlicher Sicht finale Stadium eines Kiefernbestandes ist die Untersuchungsfläche „Ki(a)M-1“ mit dem rund 160jährigen Kiefernreinbestand. Dieser Forst wurde im Gegensatz zu allen anderen Flächen nur über ein Jahr (2001) untersucht. Dennoch sind Unterschiede gerade im Hinblick auf die beiden vorangegangenen Flächen und den folgenden Waldstandorten erkennbar. Insgesamt lässt sich für diesen Kiefernforst eine große Ähnlichkeit zum Standort „Ki(m)M-1“ belegen. Ebenso wie in diesem Bestand so sind auch auf der Fläche „Ki(a)M-1“ die Waldarten im Gesamtvergleich unterrepräsentiert und haben einen negativen Index. Lediglich *Carabus convexus* erreicht knapp einen positiven Einzelwert. Demnach ist auch der Gesamtindex stark negativ (-3,52). Es ist der geringste Index aller elf Untersuchungsflächen. Positiv für einen Waldstandort zu bewerten ist das vollständige Fehlen von Nichtwaldarten auf der Fläche. Dies ist auch mit ein Grund für die geringe Gesamtartenzahl, die nur aus Waldarten besteht (10). Dennoch ist ein größeres Potenzial für Waldarten auf der Grundlage dieser Untersuchungsergebnisse für diesen Standort aktuell nicht erkennbar.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,19**
	Carabus violaceus	**-0,05**
Euryöke Arten der Wälder	***Carabus nemoralis***	**-0,32**
und Gehölze	***Cychrus caraboides***	**-0,05**
	Leistus rufomarginatus	**-0,88**
	Notiophilus biguttatus	**-0,54**
	Pterostichus niger	**-0,31**
	Pterostichus oblongopunctatus	**-0,89**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-0,34**
	Carabus convexus	**0,05**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-3,52**
	Anzahl Waldarten	**10**
	Anzahl Nichtwaldarten	**0**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**0**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**10**

6. 2. Kiefern-Buchen-Mischforste

6.2.1.Walduntersuchungsfläche „KiBu(m)M-1“:

Die Untersuchungsfläche „KiBu(m)M-1“ zeigt in ihrem äußeren Erscheinungsbild (Alter, struktureller Aufbau) Parallelen zur Fläche Ki(m)M-1, von der sie sich im Wesentlichen durch den jungen Buchenaufwuchs unterscheidet. Der Waldindex weist für die Waldcarabiden wie schon im Fall der Fläche „Ki(m)M-1“ mehrheitlich negative Werte aus (7 von 10 Arten). Nur *Pterostichus niger* und *Carabus convexus* erreichen positive Werte. *Cychrus caraboides*, eine Art, die sich von Gehäuseschnecken ernährt, ist mit einer durchschnittlichen Abundanz auf der Fläche vertreten. Die stenöken Arten und die Großcaraben sind auf dieser Untersuchungsfläche zwar unterrepräsentiert, dennoch fallen die negativen Zahlenwerte geringer aus als auf den beiden vorausgegangenen Standorten. Er liegt bei –1,77 und ist damit höher als der des gleichaltrigen Kiefernforstes (Ki(m)M-1) ohne Buchenverjüngung und als der des 160jährigen Kiefernbestandes (Ki(a)M-1). Die drei festgestellten Nichtwaldarten kommen auf der Fläche nur sporadisch vor und haben einen Dominanzanteil von lediglich 1,7%. Die Gesamtartenzahl ist auch auf dieser Fläche wie auch

schon auf den vorangegangenen Flächen (mit Ausnahme der Kiefernpflanzung „Ki(j)M-1“) niedrig und liegt bei durchschnittlich 12 Arten. Nach den Bestandsindices der Waldcarabiden erreicht dieser Nadelforst mit Buchenverjüngung insgesamt eine mittlere Qualitätsstufe. Die Kiefernbestände „Ki(m)M-1, Ki(a)M-1, KiBu(m)M-1“ unterschieden sich von ihren Abundanzen und von ihrer Artenzusammen-setzung her nur geringfügig voneinander. Die Aktivitätsdichten sind in allen Kiefernforsten gegenüber den Laubbeständen reduziert.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,11**
	Carabus violaceus	**-0,06**
Euryöke Arten der Wälder	***Carabus hortensis***	**-0,45**
und Gehölze	***Carabus nemoralis***	**-0,44**
	Cychrus caraboides	**0**
	Notiophilus biguttatus	**-0,01**
	Pterostichus niger	**0,33**
	Pterostichus oblongopunctatus	**-0,58**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-0,89**
	Carabus convexus	**0,44**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-1,77**
	Anzahl Waldarten	**10**
	Anzahl Nichtwaldarten	**3**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**1,7**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**12**

6.2.2.Walduntersuchungsfläche „KiBu(m)M-2“:

Dieser zweischichtige Kiefernforst mittlerer Alterstufe (mit Buchenverjüngung) passt sich in das Bild der bisher behandelten Kiefern- und Kiefern-Mischbestände ein. Der Waldartenindex ist wiederum deutlich negativ und beträgt –2,99. Damit entspricht der Wert etwa den Verhältnissen der Kiefernreinbestände (Ki(m)M-1, Ki(a)M-1). Dieser stark negative Wert basiert vor allem auf den negativen Einzeldichten, die die meisten Waldarten haben. Dazu zählen auch alle Großcaraben, die mit stark negativen Werten (bei *Carabus violaceus* und *Carabus nemoralis*) den Waldartenindex wesentlich beeinflussen. Lediglich *Notiophilus biguttatus* erreicht von den Fangsummen her einen positiven Bestandswert. Die

durchschnittliche Artenzahl ist wie für Kiefernbestände typisch mit 13 Arten gering, ebenso wie die Waldartenzahl mit 12 Arten. Der Dominanzanteil der Nichtwaldarten an der Gesamtzönose ist gering und beträgt durchschnittlich 1,4% (4 Arten). Dies spricht dafür, dass es sich um ein größeres geschlossenes Waldgebiet handelt, in das nur wenige externe Arten hineinstrahlen können. Wiederum handelt es sich von den Fangsummen her um eine reduzierte Waldzönose mit Arten, die zum Teil stark negative Bestandsindices aufweisen, also Dichten haben, die deutlich unter den durchschnittlichen Erwartungswerten liegen.
Die bisher behandelten Flächen (Ki(j)M-1, Ki(m)M-1, Ki(a)M-1, Bu(j)M-1 und KiBu(m)M-2) lassen sich aufgrund ihrer Artenzusammensetzung und von ihren Abundanzwerten her als eine zusammenhängende Standortgruppe zusammenfassen und den folgenden Flächen gegenüberstellen.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,34**
	Carabus violaceus	**-0,96**
Euryöke Arten der Wälder	***Calathus rotundicollis***	**-0,4**
und Gehölze	***Carabus hortensis***	**-0,4**
	Carabus nemoralis	**-1**
	Cychrus caraboides	**-0,15**
	Leistus rufomarginatus	**-0,49**
	Notiophilus biguttatus	**0,56**
	Pterostichus niger	**-0,28**
	Pterostichus oblongopunctatus	**-0,29**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**0,76**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-2,99**
	Anzahl Waldarten	**12**
	Anzahl Nichtwaldarten	**4**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**1,4**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**13**

6.2.3. Walduntersuchungsfläche „KiBu(a)M-1“:

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,22**
	Carabus violaceus	**-0,16**
Euryöke Arten der Wälder	***Calathus rotundicollis***	**-0,74**
und Gehölze	***Carabus hortensis***	**0,18**
	Carabus nemoralis	**-0,4**
	Cychrus caraboides	**0,55**
	Leistus rufomarginatus	**0,32**
	Nebria brevicollis	**-1,26**
	Notiophilus biguttatus	**0,22**
	Pterostichus niger	**-0,18**
	Pterostichus oblongopunctatus	**0,31**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-0,35**
	Carabus convexus	**0,17**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-1,56**
	Anzahl Waldarten	**16**
	Anzahl Nichtwaldarten	**1**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**0,3**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**13,7**

Dieser 140jährige Kiefernmischbestand unterscheidet sich geringfügig von den bisher behandelten Kiefernforsten im Hinblick auf die Abundanzwerte und die Artenzusammensetzung der Carabidenzönose. So ist zum einen eine recht umfangreiche Zahl von Waldarten vertreten. 16 der 25 insgesamt während der Untersuchung nachgewiesenen Waldarten sind für diese Untersuchungsfläche belegt, darunter die stenöken Arten wie auch alle Trockenwaldarten. Andererseits ist der Anteil der Nichtwaldarten mit 0,3% (3 Arten) ähnlich niedrig wie auf den zuvor besprochenen Flächen und weist diesen Standort als ein obligates Waldhabitat aus. Die durchschnittliche Artenzahl liegt mit 13,7 im mittleren Bereich der Skala. Der Waldartenindex erreicht abgesehen von der jungen Kiefernkultur (Ki(j)M-1) den bisher höchsten Wert mit –1,56. Die Waldarten sind von ihren Bestandswerten her ausgeglichen. 6 der 13 Arten haben positive Indices, darunter *Cychrus caraboides, Leistus rufomarginatus* und *Pterostichus oblongopunctatus.* Geringe Negativwerte haben die stenöken Waldarten. Auf dieser Fläche stark unterrepräsentiert sind Arten, die frischere, kräftigere Laubwälder bevorzugen, wie *Nebria brevicollis* und *Calathus rotundicollis.*

Insgesamt handelt es sich aus carabidologischer Sicht betrachtet um ein stärker differenziertes Waldhabitat mittlerer Qualitätsstufe mit einem größeren Spektrum an Waldarten unter weitgehendem Ausschluß von Nichtwaldarten.

6.2.4. Walduntersuchungsfläche „KiBu(a)M-2“:

Die Werte für den 180jährigen Kiefernmischforst zeigen große Parallelen mit den Werten der etwas jüngeren Untersuchungsfläche „KiBu(a)M-1“. Ähnlich ist die hohe Zahl an Waldarten (17), der geringe Anteil der Nichtwaldarten (1,2%) und die durchschnittliche Jahresartenzahl (14). Etwas niedriger liegt der Waldartenindex (-2,18), der damit immer noch eine durchschnittliche Qualitätsstufe erreicht. Unterschiede gibt es auf dem Artniveau. So erreichen die stenöken Waldarten hier im Gegensatz zur Fläche „KiBu(a)M-1“ durchgehend positive Werte. Insgesamt haben 6 der 13 Arten auf dieser Fläche positive Indices. Bei den Trockenwaldarten erreicht *Carabus convexus* einen deutlich niedrigeren Waldindex (-0,73) gegenüber dem Standort „KiBu(a)M-1“. Für die anderen Großcaraben (*C. violaceus, C. hortensis, C. nemoralis*) gilt, dass ihre Abundanzwerte ein jeweils entgegengesetztes Vorzeichen haben als auf der Fläche „KiBu(a)M-1“, d.h., dass die Art, die auf der Fläche „KiBu(a)M-2“ überdurchschnittlich häufig vorkommt, auf der Fläche „KiBu(a)M-1“ mit geringeren Dichten vertreten ist und umgekehrt. Für alle übrigen euryöken Arten sind die Werte für diese Mischbestände sehr ähnlich, so dass abschließend ein hoher Grad an Übereinstimmung festzuhalten ist. Der Carabidenzönose nach handelt es sich bei dieser Untersuchungsfläche „KiBu(a)M-2“ wie schon bei der Fläche „KiBu(a)M-1“ um ein Waldhabitat mittlerer Qualitätsstufe. Abgesehen von der erhöhten Zahl an Waldarten sind die übrigen Werte (Gesamtartenzahl, Waldartenindex) durchschnittlich.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**0,29**
	Carabus violaceus	**0,15**
Euryöke Arten der Wälder und Gehölze	***Calathus rotundicollis***	**-0,8**
	Carabus hortensis	**-0,26**
	Carabus nemoralis	**0,08**
	Cychrus caraboides	**-0,11**
	Leistus rufomarginatus	**0,3**
	Nebria brevicollis	**-0,57**
	Notiophilus biguttatus	**0,08**
	Pterostichus niger	**-0,36**
	Pterostichus oblongopunctatus	**0,13**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-0,38**
	Carabus convexus	**-0,73**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-2,18**
	Anzahl Waldarten	**17**
	Anzahl Nichtwaldarten	**2**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**1,2**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**14**

6. 3. Laubforste

6.3.1. Walduntersuchungsfläche „Bu(j)M-1“:

Wie schon bei der jungen Kiefernpflanzung (Ki(j)M-1) so muß man auch im Fall der jungen Buchenpflanzung in Betracht ziehen, dass auf diesen Waldflächen bestimmte zeitlich abhängige Faktoren, die mit dem Bestandsalter in Verbindung stehen, stärker Einfluß nehmen als in älteren, etablierten Waldbeständen. Bei den Eckdaten fällt der erhöhte Anteil der Nichtwaldarten (4 Arten) an der Gesamtzönose (5,8%) auf. Daneben beherbergt die Fläche die höchste Zahl von Waldarten aller Standorte (18), sodass daraus insgesamt eine große durchschnittliche Artenzahl (17,5) resultiert. Der Waldartenindex liegt wie schon bei den alten Kiefernmischforsten (KiBu(a)M-1, KiBu(a)M-2) in einem mittleren Bereich (-1,98). Auf Artniveau betrachtet weist diese Fläche einige Charakteristika auf. Trockenwaldarten sind auf dieser Fläche nahezu bedeutungslos, ebenso sind die stenöken Waldarten tendenziell unterrepräsentiert. *Carabus violaceus* erreicht mit –0,52 einen insgesamt sehr niedrigen Wert,

während *Abax parallelepipedus* die Fläche in einer durchschnittlichen Dichte besiedelt. 7 der 12 aufgelisteten (bestandsbildenden) Waldarten sind mit Negativwerten vertreten. Unter den weniger anspruchsvollen, euryöken Waldarten erreicht lediglich *Carabus hortensis* deutlich positive Werte. Mit Ausnahme von *Nebria brevicollis*, die gemessen an dem Erwartungswert sehr niedrige Dichten auf der Fläche hat, liegen die übrigen Arten im Bereich des Nullwertes, was bedeutet, das sie etwa so häufig auf der Fläche vorkommen, wie im Durchschnitt der Gesamtuntersuchung. Insgesamt handelt es sich um ein strukturarmes Waldhabitat der mittleren Qualitätsstufe, das jedoch eine erhöhte Zahl von Waldarten aufweist.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**0,05**
	Carabus violaceus	**-0,52**
Euryöke Arten der Wälder	***Calathus rotundicollis***	**-0,14**
und Gehölze	***Carabus hortensis***	**0,37**
	Carabus nemoralis	**-0,1**
	Cychrus caraboides	**0**
	Leistus rufomarginatus	**0,2**
	Nebria brevicollis	**-0,55**
	Notiophilus biguttatus	**-0,01**
	Pterostichus niger	**-0,04**
	Pterostichus oblongopunctatus	**0,01**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-1,25**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-1,98**
	Anzahl Waldarten	**18**
	Anzahl Nichtwaldarten	**4**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**5,8**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**17,5**

6.3.2. Walduntersuchungsfläche „BuEi(m)M-1“:

Dieser Buchen-Eichenbestand zeigt in seinem äußeren Erscheinungsbild und von den Fangzahlen her eine Reihe von Parallelen zur jungen Buchenpflanzung „Bu(j)M-1“. So haben die stenöken Waldarten fast identische Werte und die Trockenwaldarten sind wie auf der Fläche „Bu(j)M-1“ stark unterrepräsentiert oder fehlen. Der Waldartenindex liegt mit –1,19

ebenfalls in einem mittleren Qualitätsbereich. 8 der 12 bestandsbildenden Waldarten haben einen negativen Indexwert. Die Zahl der Nichtwaldarten ist durchschnittlich (4). Ihre Bedeutung innerhalb der Carabidenzönose ist nur gering (2% Dominanzanteil) und weist diese Fläche als obligatorischen Waldstandort aus. Die jährliche Gesamtartenzahl liegt mit 15,3 Arten unter dem Wert, den die junge Buchenpflanzung erreicht. Im Vergleich aller Flächen ist dieser Wert durchschnittlich. Auf Artniveau erreichen die euryöken Waldarten *Pterostichus. niger, Pterostichus oblongopunctatus*, *Carabus nemoralis* positive Werte. *Abax parallelepipedus* als die häufigste und weit verbreitete stenöke Waldart hat einen leicht erhöhten Wert, hingegen ist der Index für die zweite stenöke Waldart *Carabus violaceus* weit unterdurchschnittlichen. Die Laufkäferzönose dieses einheitlich strukturierten Laubforstes erreicht insgesamt einen Waldartenindex, der aufgrund der durchschnittlichen Fangsummeneinzelwerte in einem mittleren Bereich liegt. Auch alle übrigen Werte dieser Fläche lassen sich als durchschnittlich bezeichnen.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**0,11**
	Carabus violaceus	**-0,5**
Euryöke Arten der Wälder	***Calathus rotundicollis***	**-0,13**
und Gehölze	***Carabus hortensis***	**-0,06**
	Carabus nemoralis	**0,41**
	Cychrus caraboides	**-0,07**
	Leistus rufomarginatus	**-0,35**
	Nebria brevicollis	**-0,04**
	Notiophilus biguttatus	**-0,46**
	Pterostichus niger	**0,07**
	Pterostichus oblongopunctatus	**0,26**
Arten der Trockenwälder	***Carabus convexus***	**-0,43**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-1,19**
	Anzahl Waldarten	**15**
	Anzahl Nichtwaldarten	**4**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**2,0**
	Durchschnittliche Artenzahl / Jahr	**15,3**

6.3.3. Walduntersuchungsfläche „Bu(m)M-1:

Auf der Walduntersuchungsfläche „Bu(m)M-1“, einem 160jährigen Rotbuchenbestand, stockt das Klimaxstadium der Buchenforste. Die Artenzahl der Waldcarabiden auf dieser Fläche ist erhöht und liegt bei 15. In diesem Laubforst konnte keine Trockenwaldart nachgewiesen werden. Die durchschnittliche Gesamtartenzahl der Fläche ist leicht überdurchschnittlich und beträgt 16, die Zahl der Nichtwaldarten liegt bei 5. Ein charakteristisches Merkmal dieser Fläche ist der hohe Dominanzanteil der Nichtwaldarten an der Gesamtzönose, der im Durchschnitt der Untersuchungsjahre bei 17,6% lag und der höchste Einzelwert von allen elf Untersuchungsflächen darstellt. Dieser Wert muß in erster Line im Zusammenhang mit den Störungen infolge der Waldbewirtschaftung während der Untersuchungen gesehen werden. Vor allem *Pterostichus melanarius*, eine ubiquitäre Laufkäferart, erreichte auf der Fläche den höchsten Einzelwert einer Nichtwaldart während der gesamten Untersuchung. Darüber hinaus war die Art auch die häufigste Nichtwaldart innerhalb der gesamten Untersuchungsreihe. Bei diesem Buchenforst handelt es sich der Carabidenzönose nach im gegenwärtigen Zustand um einen stark extern beinflußten Bestand. Dies wird noch durch die Tatsache gestützt, dass von den 11 bestandsbildenden Waldcarabidenarten 10 zum Teil hohe negative Werte haben, also wesentlich geringere Dichten haben als der theoretische Erwartungswert vorgibt. Dazu gehört auch *Abax parallelepipedus,* eine stenöke Art, die hier mit dem zweitniedrigsten Abundanzwert aller Standorte registriert wurde. Lediglich *Carabus nemoralis*, eine mesophile Waldart, die in der Lage ist, Gehölze und Waldbeständen aller Art zu besiedeln, ist überdurchschnittlich häufig auf der Fläche vertreten. Demzufolge hat auch die Carabidenzönose mit einem Wert von –3,07 einen für diesen alten 160jährigen Laubbaumbestand sehr geringen Waldindex. Diese Waldfläche hat damit gegenwärtig nicht ihr erwartetes Laubwald-Potential ausschöpfen können.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,61**
	Carabus violaceus	**-0,28**
Euryöke Arten der Wälder	***Calathus rotundicollis***	**-0,05**
und Gehölze	***Carabus hortensis***	**-0,16**
	Carabus nemoralis	**0,49**
	Cychrus caraboides	**-0,37**
	Leistus rufomarginatus	**-0,44**
	Nebria brevicollis	**-0,34**
	Notiophilus biguttatus	**-0,38**
	Pterostichus niger	**-0,4**
	Pterostichus oblongopunctatus	**-0,53**
Arten der Trockenwälder		
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-3,07**
	Anzahl Waldarten	**15**
	Anzahl Nichtwaldarten	**5**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**17,6**
	Durchschnittliche Artenzahl	**16**

6. 4. Naturwald

6.4.1. Walduntersuchungsfläche „Bu(a)M-1“:

Als Referenzfläche zu den übrigen Nutzwaldtypen ist die Untersuchungsfläche „Bu(a)M-1“ (Naturwaldparzelle) Teil des Flächenschemas, die somit den qualitativen Bezugspunkt für alle übrigen Walduntersuchungsflächen darstellt. Auf dieser Fläche stehen einer überdurchschnittlichen Zahl von Waldarten (17) eine geringe Zahl von Nichtwaldarten (2) gegenüber, deren Anteil im Mittel der drei Untersuchungsjahre 4,7% beträgt. Weiterhin ist die mittlere Gesamtartenzahl mit 15 nachgewiesenen Arten im Flächenvergleich als durchschnittlich zu bezeichnen. Trotz einer hohen Grund-übereinstimmung zwischen allen Untersuchungsflächen sind auch Unterschiede zwischen der Naturwaldfläche und den übrigen Forstbeständen festzustellen. Für die untersuchten Laubwälder typisch sind auch bei dieser Fläche die geringen Werte für die Trockenwaldarten, denen die Standortbedingungen nicht zusagen. Von den übrigen 11 bestandsbildenden Waldarten haben 8 positive Werte, lediglich

Carabus nemoralis hat einen höheren Negativwert. Aus den Einzelwerten resultiert ein Waldartenindex von -0,81. Dies stellt gleichzeitig den höchsten Wert in der gesamten Untersuchung dar. Ferner hat der Naturwald außer in der Gesamtfangsumme auch bei den Präferenzgruppen „Wald/unspezifisch“ und „Laubwald“ die höchsten Fangsummen (Abb.14). Die Carabidenzönose des Naturwaldes kann danach als das Waldoptimum innerhalb dieser Untersuchung angesehen werden.

Stenöke Waldarten	***Abax parallelepipedus***	**-0,04**
	Carabus violaceus	**0,22**
Euryöke Arten der Wälder und Gehölze	***Calathus rotundicollis***	**0,48**
	Carabus hortensis	**0,11**
	Carabus nemoralis	**-0,49**
	Cychrus caraboides	**-0,12**
	Leistus rufomarginatus	**0,23**
	Nebria brevicollis	**0,33**
	Notiophilus biguttatus	**0,09**
	Pterostichus niger	**0,04**
	Pterostichus oblongopunctatus	**0,13**
Arten der Trockenwälder	***Calathus micropterus***	**-1,06**
	Carabus convexus	**-0,73**
Eckdaten	**Waldartenindex**	**-0,81**
	Anzahl Waldarten	**17**
	Anzahl Nichtwaldarten	**2**
	Anteil Nichtwaldarten (%)	**4,7**
	Durchschnittliche Artenzahl	**15**

Aus dem Vergleich der Waldindices der elf Untersuchungsflächen wird ersichtlich (Abb.28), dass alle Forstbestände, sowohl Nadel-, Misch- als auch Laubbestände, negative Werte haben. Dennoch ergibt sich aus den Werten untereinander eine qualitative Abfolge. So müssen nach einer im Verhältnis der Werte konzipierten Einteilung in drei Stufen (**Stufe 1: Waldartenindex kleiner – 3, Stufe 2: - 3 bis -1, größer –1**) die Nadelforste vor allem als Waldbestände der **Stufe 1 (geringe Qualität)** mit einer verarmten oder reduzierten Waldcarabidenfauna betrachtet werden. Lediglich die junge Kiefernmonokultur erreicht einen

im Vergleich dazu höheren Wert, der primär auf die spezifischen Standortbedingungen junger Gehölzbestände zurückzuführen ist.

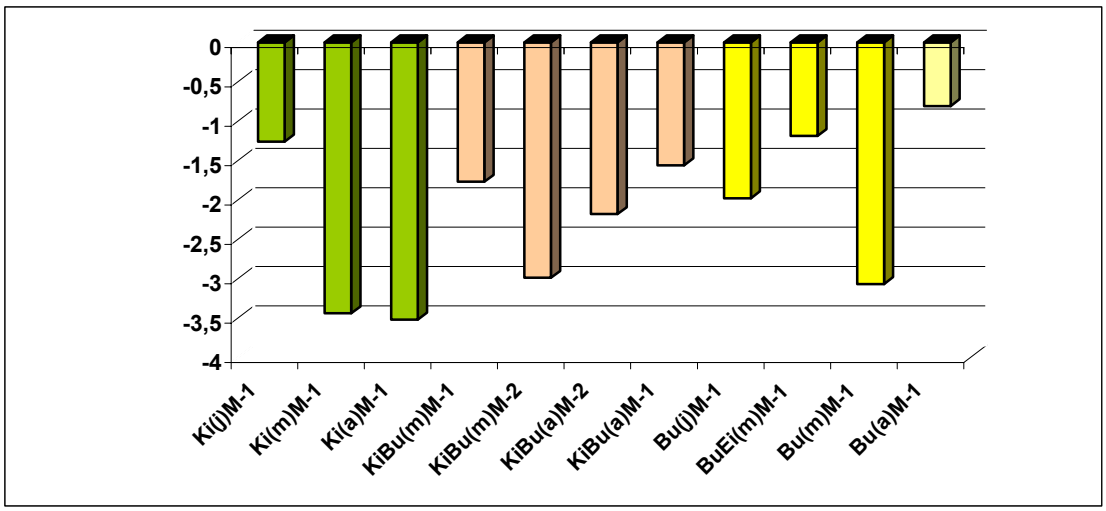


Abb. 28: Waldindex für die elf Untersuchungsflächen im Müritzgebiet (grün: Nadelforste, orange: Mischforste, gelb Laubforste, hellgelb: Naturwaldparzelle)

Der zweite untersuchte Waldbestand, die Mischforste, lassen sich in junge und ältere Mischforste unterteilen, jedoch ergeben sich aus dem Waldindex keine wesentlichen Unterschiede. Nach der Einteilung in diese Kategorien gehören alle Mischforste der **Stufe 2 (durchschnittliche Qualität)** an. Die Buchenforste mit lediglich einer Baumgeneration gehören ebenfalls bis auf den 160jährigen Buchenforst der **Stufe 2 (durchschnittliche Qualität)** an. Dieser Buchenbestand wurde durch den Holzeinschlag im Hinblick auf die Waldcarabidenfauna derart gestört, dass er gegenwärtig nur in der **Stufe 1 (geringe Qualität)** geführt werden kann. Einziger Standort der **Stufe 3 (erhöhte Qualität)** ist die Naturwaldparzelle. Sie beherbergt die umfangreichste und von den Abundanzwerten her ausgeprägteste Waldcarabidenfauna aller elf Standorte.

Es sei nochmals darauf hingewiesen, dass die Waldcarabidenfauna der Standorte im Gesamtvergleich ein hohes Maß an Grundübereinstimmung hat, das eine entsprechende Differenzierung schwierig gestaltet. Eine Einteilung der Flächen in verschiedene Wertstufen hängt demzufolge sehr stark von den jeweils verwendeten Kriterien ab. Die Bildung eines Waldcarabidenindex ist eine Möglichkeit, die Daten zusammenfassend wiederzugeben und eine Werte- bzw. Standorthierarchie zu konzipieren.

6. 5. Allgemeines zur Fauna von Wäldern bzw. Forsten im nordostdeutschen Tiefland – am Beispiel der Tiergruppe der Laufkäfer (*Coleoptera, Carabidae*)

Aus den Untersuchungen der Jahre 2000 bis 2002 zur Carabidenfauna auf den Probeflächen im Müritzgebiet lassen sich einige grundlegende Erkenntnisse ableiten. Zum einen hat sich gezeigt, dass zwischen den sehr unterschiedlich strukturierten Waldbeständen ein hohes Maß an Grundüberein-stimmung mit Werten von bis zu 50% Deckungsrate (siehe Clusteranalysen) besteht, so dass die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen in einem eng begrenzten Rahmen liegen. So haben gerade bei Forstwäldern, zu denen zehn der elf Untersuchungsflächen gehören, die Baumart, das Bestandsalter, der strukturelle Aufbau oder der Unterwuchs verhältnismäßig geringe Auswirkungen auf die Struktur der Carabidenzönose. Alle Forstwälder wurden gleichermaßen von einer einheitlichen Gruppe mesophiler, euryöker Waldarten besiedelt.

Als das entscheidende Kriterium für die Etablierung einer spezifischeren Waldcarabidenfauna ist der Natürlichkeitsgrad anzusehen, der sich im Vorhandensein mehrerer Baumgenerationen - junge, mittlere, alte, sehr alte und abgestorbene Bäume in einem Bestand – manifestiert (das Vorhandensein mehrerer Baumarten ist dabei im Sinne einer komplexen Waldcarabidenfauna fakultativ einzustufen und sollte stets standortabhängig beurteilt werden). Das Kriterium mehrere Generationen in Verbindung mit mehreren Baumarten wird innerhalb dieser Untersuchung nur durch die Naturwaldparzelle (Bu(a)M-1), die als Totalreservat seit Jahren unbewirtschaftet ist, erfüllt.

Die beprobten Wälder des Müritzgebietes sind - mit Ausnahme der Naturwaldparzelle - ursprünglich alle als konventionelle Nutzwälder ab etwa der Mitte des 19. Jahrhunderts angelegt worden. Dieser Status ist für die Habitatqualität noch über einen langen Zeitraum hinaus meßbar, wie z.B. die alte 160jährige, seit langem unbewirtschaftete Kiefernmonokultur „Ki(a)M-1“ belegt. Auch im fortgeschritteneren Alter kann sich auf diesen Flächen selbst bei Einstellung der forstlichen Bewirtschaftung keine differenzierte, waldtypenspezifische Carabidenfauna etablieren, wenngleich auch auf dieser Fläche als einzigen Standort ausschließlich Waldcarabiden gefunden wurden. Vielmehr ist von Bedeutung für die Wertigkeit und den Differenzierungsgrad der Waldcarabidenfauna der Status „Forst“ bzw. „Pflanzung“ einerseits oder „Naturwald“ andererseits.

Betrachtet man die Werte der Waldarten ausschließlich auf die Nutzwälder bezogen, so lassen sich im Hinblick auf die Bestockung und das Bestandesalter geringfügige Differenzierungen erkennen. So sind Nadelforste und junge Kiefernmischforste noch artenärmer, die

Waldcarabiden haben dort vergleichsweise nur unterdurchschnittliche Fangraten (siehe Waldindices). Die Laubforste und die älteren Kiefernforste haben etwas höhere Werte. Junge Pflanzungen – dazu gehören die Kiefernkultur „Ki(j)M-1“ und das Buchenstangengehölz „Bu(j)M-1“ - sind frühe Waldentwicklungsstadien mit einem oftmals eigenen Gepräge, die noch nicht Wald im engeren Sinn darstellen. Kurzfristig und temporär kann es in diesen Gehölzstadien zur Bildung einer Zönose kommen, für die höhere Fangsummen bei einzelnen Waldcarabidenarten im Vergleich mit älteren Beständen dieses Waldtyps erreicht werden können. Erst mit zunehmendem Alter des Nutzwaldes kristallisiert sich allmählich die für die konventionellen Forstwälder des nordostdeutschen Tieflandes typische euryöke Waldcarabidenzönose heraus. Bei den Nadelforsten zeichnet sich der Trend ab, dass sich mit steigendem Alter des Bestandes die Carabidengesellschaft auf einen Mindestbestand an Waldarten reduziert und die Abundanzen der Waldcarabiden auf einem niedrigem Niveau stagnieren. Ein zusätzliches Einwandern weiterer, wertspezifischer stenöker Waldarten ließ sich in dem Zusammenhang nicht beobachten. Bei alten Laubforsten ist hingegen davon auszugehen, dass aufgrund eines mit dem Alter gewachsenen Strukturangebotes vergleichsweise höhere Fangzahlen und eine höhere Artenzahl erreicht werden können. Bei dieser Walduntersuchung wurde durch den Holzeinschlag in dem betreffenden 160jährigen Buchenforst die Carabidengesellschaft derart beeinträchtigt, dass die Werte diese Annahme nicht stützen können. Für die alten Mischforsten mit den zwei fest etablierten Baumschichten lässt sich dieser Trend erkennen.

So ist festzuhalten, dass sich das Arteninventar - abgesehen von einzelnen Nichtwaldarten – in erster Linie aus euryöken, weit verbreiteteten Waldcarabidenarten zusammensetzt. Selbst zwei als stenök einstufbare Waldcarabidenarten zeigten zwischen den einzelnen Waldhabitaten keine größeren Unterschiede. *Abax parallelepipedus* die noch dazu die am häufigsten festgestellte Art während der Untersuchungen war und der jedes vierte Tier angehörte, war auf allen Flächen mit hohen Abundanzen vertreten und zeigte kaum eine Präferenz. Auch *Carabus violaceus* wurde auf allen elf Untersuchungsflächen nachgewiesen. Diese Art ließ immerhin eine geringe Spezifität für ältere Laub- und Mischwälder erkennen. Abgesehen von dieser Art lassen sich keine für die Waldindikation bedeutsamen wertbestimmenden Arten (Exklusivarten, Zeigerarten, Zielarten) oder gar Artengemeinschaften für einen bestimmten Waldtyp differenzieren. Mit Hilfe der Artenindices haben sich hauptsächlich Dichteunterschiede und bedingte Habitatpräferenzen für einzelne Arten darstellen lassen können, die als ein Kriterium für die Waldbewirtschaftung im Verbund mit anderen Tier- und Pflanzengruppen bei der Einstufung von Waldbeständen

hinzugezogen werden könnten. *Carabus glabratus*, eine Art, die historisch alte Waldstandorte besiedelt und als eine Referenzart hätte fungieren können, konnte weder in den historisch eher jungen Forsten noch im Naturwald nachgewiesen werden. Abschließend in Thesenform die Ergebnisse dieser Laufkäferuntersuchung:

1. **Die Carabidenzönosen der Forstwälder rekrutiert sich in erster Linie aus euryöken Waldarten bzw. unspezifischen Wald- und Gehölzarten.**

2. **Die Carabidenzönosen der elf Walduntersuchungsflächen zeigen ein hohes Maß an Grundübereinstimmung. So beträgt die Artenidentität für 22 der 25 Jahres-untersuchungsreihen 50% oder mehr.**

3. **Die Naturwaldparzelle ist der Waldtyp mit der höchsten Fangzahl an Waldcarabiden. Zusätzlich erreicht der Naturwald nach dem Waldartenindex den höchsten Einzelwert von allen elf Untersuchungsflächen.**

4. **Die Unterschiede in der Carabidenfauna der Bodenoberfläche sind in den nordost-deutschen Forstwäldern im Hinblick auf die Baumart, das Bestandsalter, die Waldstruktur und den Unterwuchs relativ gering.**

5. **In den Nadelforsten und in den jungen, von Kiefern geprägten Mischforsten sind die Fangzahlen niedriger (durchschnittlich 60 Ind./Falle und Jahr) als in den Laubforsten und in den älteren, von Buchen geprägten Mischforsten (90 Ind./Falle u. Jahr).**

6. **Die Fangzahlen der Waldcarabiden in den Kiefernreinbeständen sind mit zunehmendem Bestandsalter rückläufig (von 60 auf 40 Ind./Falle und Jahr). Bei Mischforsten steigen die Werte stärker an (von 60 auf 100 Ind.), in den Laubforsten nur geringfügig (von 100 auf 110 Ind.).**

7. **In den jungen (monotonen) Buchen-Stangengehölzen und Kiefern-Kulturen wurden überdurchschnittliche Arten- und Individuenzahlen gemessen. Als Aufforstungen, die aus Kahlschlagflächen hervorgegangen sind, unterliegen sie verglichen mit älteren Waldbeständen sowohl in struktureller Hinsicht (geringer**

Raumwiderstand an der Bodenoberfläche) als auch von der Artenzusammensetzung her (Auftreten von Offenlandarten) modifizierten Bedingungen.

8. **Laufkäfer historisch alter Waldstandorte (*Carabus glabratus*) ließen sich weder in den Forstbeständen noch im Naturwald nachweisen.**

Literatur

BUTTERWECK, M. & JESCHKE, R. (2001): Wie schwer ist das Laufen im Wald? Laufwiderstandsmessungen an *Abax parallelepipedus* (Piller et Mitterpacher, 1783) in unterschiedlichen Habitaten. - Angewandte Carabidologie, Supplement II: 99-104.

ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. - Pedobiologia 18, S. 378-380.

FREUDE, H. (1976): 1. Familie Carabidae in FREUDE/HARDE/LOHSE: Die Käfer Mitteleuropas. Bd. 2 - Krefeld 302 S.

GHILAROV, M.S. (1964): Connection of Insects with the soil in different climatic zones. - Pedobiologia 4: 310-315

LLOYD, M. & GHELARDI, R.J. (1964): A table for calculating the "equitability" component of speciesdiversity. - J. Anim. Ecol. 33: 217-225.

LOHSE, G.A. & LUCHT, W.H. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. I. Supplementband mit Katalogteil. Goecke& Evers, Krefeld: 346S.

RENKONEN, O. (1938): Statistisch ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. - Ann. Zool. Soc.zool.-bot. Fenn., Vanamo 6, 1: 1-231.

MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O. (1971) : Biogeographie der Inseln. – Goldmann Verlag München: 201 S.

MÜLLER, G. (1978): Parameter der Carabidensukzessionen auf der Basis von Aktivitätsdichtewerten.– Pedobiologia 18: 422-447.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1989): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als pedobiologische Indikatoren. – Pedobiologia 33: 145-153.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001a): Laufkäfer in Wäldern Deutschlands. - Angewandte Carabidologie, Supplement II: 99-104.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001b): Reliktendemismus und Biodiversitäts-Artefakte – Schützen wir das „Richtige"? Pulsatilla Heft 4: 47-58.

SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949): The mathematical theory of communication. – Urbana (Univ. Illinois Press), deutsche Ausgabe: München, Wien 1976: 143S.

STEGNER, J. (1999): Die Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) in Erlenbruchwäldern in Nordwestsachsen und ihre Reaktionen auf die Lebensraumdynamik. – Diss. Univ. Greifswald: 245 S.

SUSTEK, Z. & POVOLNY, D. (1980): Anwendung der Shannon-Wiener-Formel für das Studium der vertikalen Zonation der Insektenfauna.- Acta Musei. Reginaehradecensis. A. Suppl.: 126-132.

TRAUTNER, J. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Faunistisch-ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdungssituation und Checkliste der Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera, Carabidae).- Naturschutz u. Landschaftsplanung 27 (3), 96-105 + Anhang Checkliste.

WAINSTEIN, B.A. (1967): Some methodes of evaluation of similarity of biocoenoses. – Zoologichesky Zhurnal (Moskau) XLVI7: 981-986.

ANHANG

Tab. I: Fangsummen (pro Falle und Jahr) nach Arten und Untersuchungsflächen

Jahr	2000				2001										2002									
Standorte	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	Ki(a)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(j)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(j)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1
Mesophile Waldarten:																									
Abax parallelepipedus	15	65	44	29	14	4	17	12	22	8,8	33	15	20	3,1	7,5	63	6,6	37	7	33	72	67	47	14	46
Amara brunnea	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
Calathus micropterus	0	0	0	0	4,4	0	0,8	0,2	4,3	0,4	1	0	0	0	0,3	12	0,6	0,3	25	2	1,2	0	0,2	0	0,2
Calathus rotundicollis	1,4	1,2	0,8	8,4	0	0,2	0	0	0,2	0	0	4,5	2,8	3,3	6,7	0	0	0	0	0	0	1,9	1,2	1,6	7,6
Carabus arcensis	0,8	0,2	0	0	0	0,2	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0
Carabus convexus	0,6	0	0,4	0,2	1	1,4	0,4	1,2	0	0,6	0	0	0	0	0	1,2	0,6	0,8	0	0,4	0,2	0	0	0	0
Carabus coriaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0,2	0	0	0,6	0,2	0	0	0	0,2	0	0,2	0	0
Carabus hortensis	10	2,6	12	6,8	10	1	0	1,6	5,1	9,6	4,2	1,8	14	3,7	11	8,9	0,2	0,4	1,6	13	5,4	11	19	6,7	9,8
Carabus violaceus	6,4	3,8	0,8	8	3,2	6,2	4,4	2	0	5,7	6,6	0,2	0,6	6	6,2	4,5	3,2	8,5	1	1	14	2	3,8	1	12
Cychrus caraboides	8,4	0,6	1	0,8	0,6	0,6	1,4	1,8	1,3	8,9	2,6	2,6	1,4	1,7	2,7	0,9	1	1,4	1	2,4	1,2	0,8	1,6	0,2	0
Harpalus latus	0	0	0,2	0	0,2	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0,2	0	0	0	0	0,2	0,2	1,2	0
Harp. quadripunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
Leistus rufomarginatus	6,8	9,4	1	4,4	0,4	0	0,4	0	0,4	8,8	6,2	1	3,5	0,8	4,5	0,8	0	0	2,4	4,3	3	2,5	6,4	1,5	6,8
Notiophilus biguttatus	3,6	2,4	1	3,2	4,6	0,2	0,6	0,2	4,3	3,2	2,6	0,6	0,2	0,6	1,5	2,6	0	0,2	9	3,4	2,4	0,6	2	1,2	3,2
Pt. oblongopopunctatus	20	22	35	14	1,6	6,6	1,4	4,2	5,5	24	18	17	7,4	2,2	9,3	4,3	3,8	2,5	7,6	45	15	26	27	7,5	28
Stomis pumicatus	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0,2	0
Ubiquitäre Waldarten:																									
Carabus nemoralis	1,2	2,3	5	0,2	3,8	2,2	1	1,4	0	0,8	1,8	6,5	1,7	5,6	0	4,3	0,8	0,4	0,4	0,6	3,5	4,4	1,6	7,4	0
Nebria brevicollis	0,4	0	0,4	7	0,6	0	0	0	0	0	0,2	1,8	0,4	0	11	0	0	0	0	0	0	15	1	2,3	1,9
Pterostichus niger	5	7,4	7,2	7,2	4	8	6,8	24	0,7	7	13	16	8,7	1,7	13	8,6	19	36	0,8	19	2,2	38	18	19	37
Feucht-/Auwaldarten:																									
Agonum fuliginosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asaphidion curtum	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	2,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	2
Badister lacertosus	0,2	0	0,8	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0
Carabus granulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus nigrita	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus strenuus	0	0,2	0,4	2,2	0,2	0	0	0	0	0	0	1,7	0,4	0	4,3	0	0	0	0	0,3	0	0,7	0	0	2,5
Sonstige Arten:																									
Calathus fuscipes	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0,2	0,2	0,2	0
Carabus auratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0
Dromius notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyschirius globosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0
Harpalus rufipalpis	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpalus tardus	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus ferrugineus	0	0	0	0	0,2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus terminatus	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loricera pilicornis	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0
Notiophilus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notiophilus palustris	0	0,2	0	0	0,2	0	0	1,2	0,2	0	0,6	0	0	0	0	0,4	0,6	0,2	0,2	0	2,8	0	0	0	0
Pseudophonus rufipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0,2	0
Pterostichus melanarius	0	0,2	0,2	0,6	0	0,4	0	0,2	0	0	0	0	6,2	1,3	0,5	0	0	0	0	0	0	1,4	1	23	4,9
Trechus obtusus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abundanz (ges.)	80,2	117	110	93	48,8	31,8	34,6	49,8	44,7	78,3	91	68,2	67,8	30,4	80,9	113	38	87,5	56	125	122	173	130	88	162
Artenzahl (ges.)	15	15	17	17	16	16	10	13	13	13	14	13	16	12	15	15	17	11	13	13	13	16	19	20	13

Tab. II: Dominanzwerte der Arten und Untersuchungsflächen

Jahr	2000				2001											2002									
Standorte	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	Ki(a)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(j)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(j)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1
Mesophile Waldarten:																									
Abax parallelepipedus	19	55	40	31	28	13	50	24	50	11	36	21	29	10	9,2	56	17	43	13	26	59	39	36	16	29
Amara brunnea	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0
Calathus micropterus	0	0	0	0	9	0	2,3	0,4	9,5	0,5	1,1	0	0	0	0,3	10	1,6	0,3	44	1,6	1	0	0,2	0	0,1
Calathus rotundicollis	1,7	1	0,7	9	0	0,6	0	0	0,4	0	0	6,5	4,1	11	8,3	0	0	0	0	0	0	1,1	0,9	1,8	4,7
Carabus arcensis	1	0,2	0	0	0	0,6	0	0	0	0,3	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0
Carabus convexus	0,7	0	0,4	0,2	2	4,4	1,2	2,4	0	0,8	0	0	0	0	0	1,1	1,6	0,9	0	0,3	0,2	0	0	0	0
Carabus coriaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0,3	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0,2	0	0,2	0	0
Carabus hortensis	12	2,2	11	7,3	20	3,1	0	3,2	11	12	4,6	2,6	21	12	14	7,9	0,5	0,5	2,9	10	4,4	6,5	14	7,6	6,1
Carabus violaceus	8	3,2	0,7	8,6	6,6	19	13	4	0	7,2	7,3	0,3	0,9	20	7,7	4	8,4	9,7	1,8	0,8	11	1,2	2,9	1,1	7,1
Cychrus caraboides	10	0,5	0,9	0,9	1,2	1,9	4	3,6	2,8	11	2,9	3,8	2,1	5,4	3,3	0,8	2,6	1,6	1,8	1,9	1	0,5	1,2	0,2	0
Harpalus latus	0	0	0,2	0	0,4	0,6	0	0,4	0	0	0	0	0	2	0	0	0,5	0	0	0	0	0,1	0,2	1,4	0
Harp. quadripunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
Leistus rufomarginatus	8,5	8	0,9	4,7	0,8	0	1,2	0	0,9	11	6,8	1,5	5,2	2,6	5,6	0,7	0	0	4,3	3,4	2,5	1,4	4,9	1,7	4,2
Notiophilus biguttatus	4,5	2,1	0,9	3,4	9,4	0,6	1,7	0,4	9,6	4,1	2,9	0,9	0,3	2	1,8	2,3	0	0,2	16	2,7	2	0,3	1,5	1,4	2
Pt oblongopunctatus	25	19	31	15	3,3	21	4	8,4	12	31	20	25	11	7,2	11	3,8	10	2,9	14	36	12	15	20	8,5	17
Stomis pumicatus	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0	0,2	0
Ubiquitäre Waldarten:																									
Carabus nemoralis	1,5	2	4,5	0,2	7,8	6,9	2,9	2,8	0	1	2	9,5	2,5	18	0	3,8	2,1	0,5	0,7	0,5	2,8	2,5	1,2	8,4	0
Nebria brevicollis	0,5	0	0,4	7,5	1,2	0	0	0	0	0	0,2	2,6	0,6	0	14	0	0	0	0	0	0	8,7	0,8	2,6	1,1
Pterostichus niger	6,2	6,3	6,5	7,7	8,2	25	20	47	1,5	8,9	15	23	13	5,4	16	7,6	49	41	1,4	15	1,8	22	14	21	23
Feucht-/Auwaldarten:																									
Agonum fuliginosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asaphidion curtum	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	2,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1,2
Badister lacertosus	0,2	0	0,7	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0
Carabus granulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus nigrita	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus strenuus	0	0,2	0,4	2,4	0,4	0	0	0	0	0	0	2,4	0,6	0	5,3	0	0	0	0	0,3	0	0,4	0	0	1,5
Sonstige Arten:																									
Calathus fuscipes	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	1,1	0	0	0	0	0,1	0,2	0,2	0
Carabus auratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	0
Dromius notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyschirius globosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0
Harpalus rufipalpis	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpalus tardus	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus ferrugineus	0	0	0	0	0,4	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus terminatus	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loricera pilicornis	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0,2	0
Notiophilus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notiophilus palustris	0	0,2	0	0	0,4	0	0	2,4	0,4	0	0,7	0	0	0	0	0,4	1,6	0,2	0,4	0	2,3	0	0	0	0
Pseudophonus rufipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,2	0
Pterostichus melanarius	0	0,2	0,2	0,6	0	1,3	0	0,4	0	0	0	0	9,1	4,1	0,6	0	0	0	0	0	0	0,8	0,8	26	3
Trechus obtusus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dominanz (ges.)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Tab. III: Biomassewerte (gr) nach Arten und Untersuchungsflächen

Jahr	2	0	0	0	2	0	0	1							2	0	0	2						
Standorte	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	Ki(a)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(j)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(m)M-2	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuEi(m)M-1	Bu(j)M-1	Bu(m)M-1	Bu(a)M-1
Mesophile Waldarten:																									
Abax parallelepipedus	3	13	8,8	5,8	2,8	0,8	3,5	2,4	4,5	1,8	6,6	2,9	3,9	0,6	1,5	13	1,3	7,4	1,4	6,5	14	13	9,3	2,8	9,2
Amara brunnea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calathus micropterus	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0,6	0,1	0	0	0	0	0
Calathus rotundicollis	0,1	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0,1	0,3	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0,3
Carabus arcensis	0,3	0,1	0	0	0	0,1	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0
Carabus convexus	0,2	0	0,2	0,1	0,4	0,6	0,2	0,5	0	0,2	0	0	0	0	0	0,5	0,2	0,3	0	0,2	0,1	0	0	0	0
Carabus coriaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0,4	0	0	1,2	0,4	0	0	0	0,4	0	0,4	0	0
Carabus hortensis	7	1,8	8,3	4,8	7	0,7	0	1,1	3,5	6,7	2,9	1,3	10	2,6	7,8	6,2	0,1	0,3	1,1	9,1	3,8	7,9	13	4,7	6,9
Carabus violaceus	4,5	2,7	0,6	5,6	2,2	4,3	3,1	1,4	0	4	4,6	0,1	0,4	4,2	4,3	3,2	2,2	6	0,7	0,7	9,7	1,4	2,7	0,7	8,1
Cychrus caraboides	2,5	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,4	0,5	0,4	2,7	0,8	0,8	0,4	0,5	0,8	0,3	0,3	0,4	0,3	0,7	0,4	0,2	0,5	0,1	0
Harpalus latus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harp. quadripunctatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus rufomarginatus	0,1	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0	0,1	0	0,1
Notiophilus biguttatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0
Pt. oblongopopunctatus	0,1	0,1	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0	0	0,1	0	0	0	0	0,3	0,1	0,2	0,2	0	0,2
Stomis pumicatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ubiquitäre Waldarten:																									
Carabus nemoralis	0,7	1,4	2,9	0,1	2,2	1,3	0,6	0,8	0	0,5	1,1	3,8	1	3,3	0	2,5	0,5	0,2	0,2	0,4	2	2,6	0,9	4,4	0
Nebria brevicollis	0	0	0	0,7	0,1	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1,4	0,1	0,2	0,2
Pterostichus niger	1,1	1,6	1,5	1,5	0,9	1,7	1,5	5,1	0,1	1,5	2,9	3,3	1,9	0,4	2,8	1,8	4	7,7	0,2	4,1	0,5	8,2	3,9	4	8
Feucht-/Auwaldarten:																									
Agonum fuliginosum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asaphidion curtum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Badister lacertosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabus granulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus nigrita	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus strenuus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonstige Arten:																									
Calathus fuscipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Carabus auratus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0
Dromius notatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyschirius globosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpalus rufipalpis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpalus tardus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus ferrugineus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leistus terminatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loricera pilicornis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notiophilus aquaticus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Notiophilus palustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudophonus rufipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pterostichus melanarius	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	1	0,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0,2	0,2	3,8	0,8
Trechus obtusus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Biomasse (ges.)	20	21	23	19	16	9,8	9,2	12	8,7	18	20	13	19	12	19	29	9,3	22	4,7	22	31	36	31	21	34

Einzelwerte Biomasse (gr):

Abax parallelepipedus	0,2	Notiophilus biguttatus	0,006	Carabus auratus	0,618
Amara brunnea	0,012	Pt. oblongopopunctatus	0,006	Dromius notatus	0,001
Calathus micropterus	0,025	Stomis pumicatus	0,01	Dyschirius globosus	0,0007
Calathus rotundicollis	0,04	Carabus nemoralis	0,588	Harpalus rufipalpis	0,04
Carabus arcensis	0,4	Nebria brevicollis	0,094	Harpalus tardus	0,045
Carabus convexus	0,4	Pterostichus niger	0,215	Leistus ferrugineus	0,0085
Carabus coriaceus	2	Agonum fuliginosum	0,01	Leistus terminatus	0,0084
Carabus hortensis	0,7	Asaphidion curtum	0,0035	Loricera pilicornis	0,016
Carabus violaceus	0,7	Badister lacertosus	0,012	Notiophilus aquaticus	0,006
Cychrus caraboides	0,3	Carabus granulatus	0,433	Notiophilus palustris	0,0035
Harpalus latus	0,04	Pterostichus nigrita	0,05	Pseudophonus rufipes	0,119
Harpalus quadripunctatus	0,04	Pterostichus strenuus	0,009	Pterostichus melanarius	0,164
Leistus rufomarginatus	0,014	Calathus fuscipes	0,066	Trechus obtusus	0,0028

Sonderstruktur Alt- und Totholz

Coleoptera: Käfer

Dipl.-Biol. H. Ringel & Dipl.-Biol. J. Hampel

1. Einleitung

Die Ordnung der Käfer ist in Deutschland nach den Hautflüglern und Dipteren die drittgrößte Organismengruppe. Von den etwa 8000 mitteleuropäischen Käfer-Arten gelten wiederum ca. 2000 als xylobiont und stellen damit die umfangreichste Gruppe der heimischen holzbewohnenden Arten. Xylobionte Organismen im weiteren Sinne sind nach GEISER (1994) alle Tiere, die sich zum überwiegenden Teil ihres Lebens am oder im gesunden, toten oder zerfallenden Holz aufhalten. Für das Land Mecklenburg-Vorpommern sind derzeit ca. 3500 Käfer nachgewiesen (AHRENS 1998) von denen etwa 660 als xylobiont in engerem Sinn gelten können, wenn nur die Arten berücksichtigt werden, die sich tatsächlich direkt oder indirekt (über Pilze) vom Holz ernähren. Die räumliche Ausdehnung der Bäume und ihre differenzierten Strukturen sowie Abbaustadien bieten einer hohen Anzahl von Arten die Möglichkeit sich anzupassen. Die theoretischen, ökologischen Einzelnischen gibt GEISER (1994) mit unvorstellbaren 2 Mrd. an. Die meisten Arten sind mit ihrer Ernährung auf diese Abbaustadien eingestellt und nur wenige Primärbesiedler gelten als monophag (KÖHLER 1996). Darüber hinaus sind im Lebensraum Wald weitere, exklusiv an den Lebensraum Wald gebundenen Arten zu berücksichtigen, die nicht xylobiont sind und z.B. zu den Phytophagen, Saprophagen oder Zoophagen gehören.

Für den Erhalt einer hohen Artenzahl ist die Verfügbarkeit der geeigneten Lebensräume erforderlich. Für viele Tiere ist bereits ein kleiner trockener Ast ausreichend, um ihre Entwicklung vollziehen zu können. Diese Arten sind nicht gefährdet, da derartige Lebensräume selbst im aufgeräumtesten Wald beim Sturm aus den Wipfeln herunterfallen. Mit zunehmendem Alter der Bäume wird das Angebot immer mannigfaltiger, da viele Sonderstrukturen erst mit ansteigender Stammstärke entstehen. Allerdings treten spätestens hier Käfer und menschliche Nutzung in Konkurrenz miteinander. Arten mit ganz ausgefallenen Ansprüchen haben nur ein sehr dünnes Angebot zur Verwertung: Sonderstrukturen wie angebrannte Stämme, großvolumige Baumhöhlen, besonnte Hochstubben, tote starke Äste oder absterbende Bäume mit lebender und bereits toter Seite

sucht der spezialisierte Käfer in den meisten Wäldern oft vergeblich. Im Wirtschaftswald erreichen die Bäume in der Regel gerade ein Drittel bis die Hälfte ihrer möglichen Lebensspanne. Die für viele gefährdete Arten notwendigen Zerfallsstadien, die eine kleinräumige Strukturierung der homogenen Bestände einleiten, beginnen erst nach dem Zeitpunkt des Umtriebes (SCHERZINGER 1996). Umso schwerwiegender ist der derzeitige Verlust der älteren Wirtschaftswälder im Bundesland (WERNICKE 2002), sind es doch gerade die ältesten Bestände, die am Anfang dieser Entwicklung stehen und unter verhaltener Nutzung das Überleben vieler reliktärer Arten sichern können. Nicht unbegründet gehören 77% der durch die FFH-Richtlinie geschützten Käfer zu diesen Alt- und Totholzarten (MÜLLER-MOTZFELD 2000).

Steht den Käfern ein Baum zur alleinigen Verfügung, beginnt eine Sukzession entsprechend den Anpassungen der Arten: zuerst werden die dünnen Ästchen besiedelt, die nach ein paar Jahren am Stamm absterben. Es kommen bei älteren Bäumen nach und nach besonnte Wipfeläste hinzu, die schon stärkere Durchmesser erreichen. Kleine Bruthöhlen von Vögeln bieten nestbewohnenden Arten Lebensraum. Dies können auch Initialstellen zur Höhlenbildung sein, die wieder einer ganzen Lebensgemeinschaft (unter anderem mit der bekannten FFH-Art *Osmoderma eremita*) über Jahrzehnte als Entwicklungsstätte dienen können. Stirbt der Baum ganz ab oder bricht die Krone zu Boden, beginnt eine starke Besiedlung der nun wehrlosen und noch nahrhaften Rinde durch Borken-, Bock- und andere Käfer. Innerhalb weniger Monate haben die Larven der Borkenkäfer ihre natürliche Aufgabe so gründlich durchgeführt und den Bast soweit aufgearbeitet, dass von einer Kiefer die gesamte Borke abfällt und in den Stoffkreislauf zurückgeführt wird. Den Borkenkäfern folgt ein ganzes Heer von Feinden: *Histeriden*, *Rhizophagiden* und *Cleriden* machen auf der Borke und in den Gängen Jagd auf die Käfer und ihre Larven. Das zunehmend morsche Holz wird nun u.a. von verschiedenen Arten der Gattung *Strangalia* besiedelt, bevor es nach und nach zerfällt.

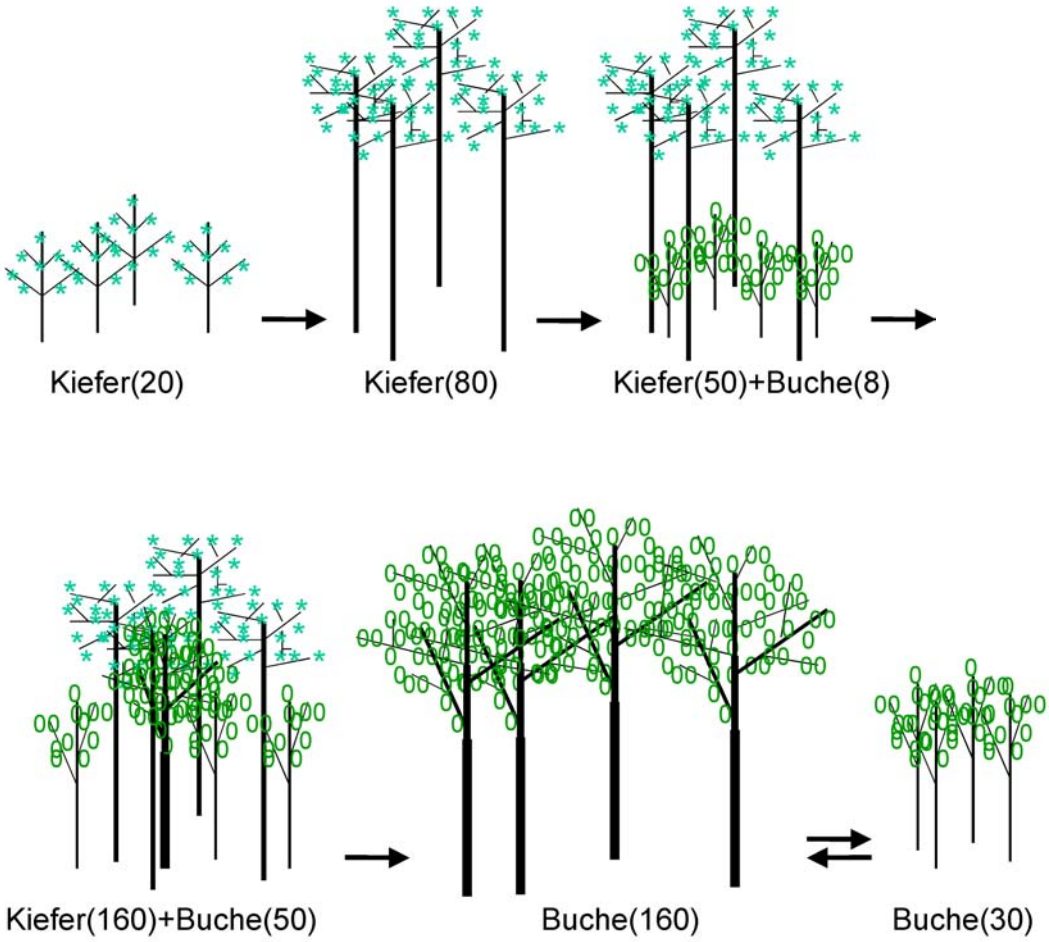
1.1 Untersuchungsansatz

Die große Zahl von Holzkäfern und ihre Anpassung an verschiedene Baumarten, Mikrohabitate und Zersetzungsstufen machen die Gruppe geeignet zur Beurteilung des Zustandes der Fauna in verschiedenen Stadien der Waldentwicklung.

Im Verbund mehrerer Teilprojekte werden im Auftrag des BMBF deutschlandweit die Auswirkungen eines Waldumbaues von angepflanzten, standortfremden Baumbeständen zu den potentiell natürlich vorkommenden Baumarten untersucht. Im norddeutschen Tiefland handelt es sich um den Umbau von Kiefernforsten über Mischbestände von Kiefer mit Buche im Unterwuchs zu Buchenwäldern.

Im Teilprojekt „Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im norddeutschen Tiefland“ werden die Auswirkungen der Veränderung der Baumartenzusammensetzung untersucht. Mittels eines Straten-spezifischen Untersuchungsansatzes werden neben den Käfern des Alt- und Totholzes auch Bodenorganismen, epigäische Arthropoden, Schmetterlinge, Kleinsäuger, Fledermäuse und Vögel untersucht.

Die Holzkäfer wurden auf 6 repräsentativen Sukzessionsgliedern im Serrahner Teil des Müritz-Nationalparkes und dessen Umgebung beprobt. Durch diese Zusammenstellung ergibt sich eine hypothetische Abfolge, wie sie auch für die zukünftig umgebauten Flächen zutreffen könnte (Abb.1).



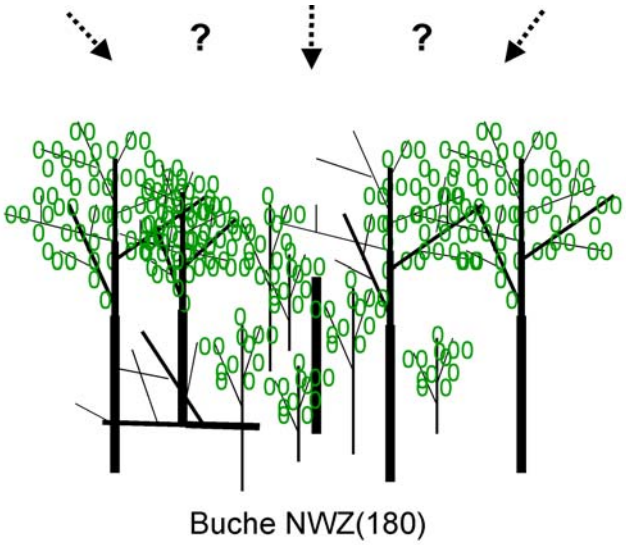


Abbildung 1: Hypothetische Abfolge der untersuchten Probeflächen

Der Aspekt der Weiterentwicklung vom Wirtschaftswald zur Naturwaldparzelle oder einer schonenden, für alle Waldorganismen nachhaltigen Bewirtschaftung muss hier offen bleiben. Forschungen zu dieser Frage fanden z.T. auf benachbarten Flächen parallel in einem Projekt des BfN zur Bewirtschaftung alter Buchenwälder statt. Die Ergebnisse liegen aber noch nicht vor.

2. Material und Methoden

Im Rahmen der Untersuchung wurden mit den eingesetzten Methoden ca. 345200 Individuen aus allen Gruppen gefangen. Aus der untersuchten Gruppe der Coleoptera konnten 35586 Individuen ausgewertet werden. Diese Käfer ließen sich 507 Arten zuordnen.

Tabelle 1: Individuen- und Artenzahlen der Nachweismethoden

	Exemplare	Artenzahl
Handfang	568	112
Kronenfallen	11477	276
Stammeklektoren	10580	229
Schlitzfallen	10642	358
Probefallen 2000	2319	200

Die Erfassung der Käferfauna in den untersuchten Forsten erfolgte mit dem Ziel einer möglichst umfangreichen Bestandsaufnahme. Zu diesem Zweck wurden verschiedene Fangmethoden angewandt. Dies soll gewährleisten, dass Arten mit ihren ganz individuell angepassten Ansprüchen an ihren Lebensraum Wald repräsentativ gefangen werden. Die Beprobung erfolgte daher mit einem ganzen Fallenset am jeweiligen Standort. Es wurden für

jeden Fallentyp 5 Replikationen eingesetzt. Das Set bestand aus Anflugfallen in Bodennähe, Anflugfallen im Kronenraum und offenen Stammeklektoren. Ergänzend wurden Handfänge durchgeführt.

Im ersten Jahr wurde aufgrund des verspäteten Projektbeginnes nur eingeschränkt gefangen und dafür ein Methodenvergleich durchgeführt. Hier kamen auf einer Fläche über die obigen Methoden hinaus weitere Fallen und Fangtechniken zum Einsatz, bestehend aus gelben Leimtafeln, Gelbschalen und Leimringen. Darüber hinaus wurde an drei Terminen Nachtfang durchgeführt. Für den Vergleich der Standorte wurden nur die tatsächlich vergleichbaren Erfassungen mit der selben Untersuchungsmethode im selben Zeitraum herangezogen.

Tabelle 2: Standzeit, Fallenzahl und Leerungen der verwendeten Fallen und Methoden

	Standorte	Stamm-eklektoren	Kronenfallen	Schlitzfallen	Handfang
2000	1	13.7.-24.8./ 3/3	1.6.-24.8./ 5/6	18.5.-24.8/ 20/7	11.5./14.6./ 7.7./10.8.
2001	6	3.5.-26.7./ 5/6	3.5.-26.7./ 5/6	3.5.-26.7./ 5/6	22.5./20.6./ 23.7.
2002	6	2.5.-25.7./ 5/6	2.5.-25.7./ 5/6	2.5.-25.7./ 5/6	
Methodentest		Gelbschalen	Gelbtafeln	Leimringe	Nachtfang
2000	1	15.6.-24.8./ 5/5	15.6.-24.8./ 5/5	18.5.-24.8/ 10/7	16.5./14.6./ 7.7.

2.1 angewandte Fangmethoden

2.1.1 Handfang

Auf allen untersuchten Flächen wurde jeweils an drei Terminen im Mai, Juni und Juli Handfang zur Komplettierung des Artenspektrums durchgeführt. Hierbei wurden mit Messer oder Axt Borkenteile abgehoben, Stubben und Stämme eröffnet oder in dürren Ästchen nach Käferbefall gesucht. Der Einsatz eines Käfersiebes zeigte sich sehr schnell als ungeeignet für die untersuchten Standorte, da hier nur in Ausnahmefällen Material zum Durchsieben vorhanden war. Dafür war die Anwendung von Klopfschirm und Kescher mit größerem Erfolg verbunden. Der Klopfschirm besteht aus einem Federstahlring mit aufgespanntem weißem Tuch, welches unter Zweige, Äste, Holzstücke oder an einen Stamm gehalten oder gedrückt werden kann. Anschließendes Abklopfen des Objektes mit einem Stock lässt die am Holz sitzenden Insekten herunterfallen wobei sie auf den aufgespannten Klopfschirm zu liegen kommen. Sie können dann leicht mit einem Exhaustor von der weißen Unterlage

aufgelesen werden. Der Kescher kam bei höherer Bodenvegetation zum Einsatz. Ein kräftiger Stahlbügel hält einen derben Stoffsack. Der Kescher wird in schwingenden Bewegungen durch die Vegetation geführt, so dass die hier sitzenden Insekten in den Beutel fallen. Ausgelesen werden auch sie mit dem Exhaustor.

2.1.2 Leimring

Das handelsübliche Papier für Leimringe wurde mit einer Drahtschlinge möglichst dicht anliegend an Stämme und dickere Äste angebracht. Bestrichen wurde es anschließend mit Raupenleim. Bei älteren Bäumen mit grobrissiger Rinde mussten vorher die Flächen mit einem Zugeisen geglättet werden, damit das Papier ausreichend eng anlag. Die nun den Stamm entlanglaufenden oder anfliegenden Insekten bleiben am aufgetragenen klebrigen Raupenleim haften und können abgesammelt werden. Ein Nachteil dieser Methode ist, dass größere Tiere oft ungehindert über den Leim gelangen und nicht erbeutet werden. Teilweise werden die festgeklebten Tiere auch von Vögeln nachträglich abgepickt. Weitere Komplikationen traten zur Blütezeit von Kiefer und Buche auf. Die Klebrigkeit des Leimes ließ durch anhaftenden Pollen rasch nach. Durch hohe Feuchtigkeit kam es zum schnellen verrotten des Trägerpapiers, so dass nach 4 Wochen die Leimringe erneuert werden mussten. Die abgesammelten Tiere sind stark durch den Leim verklebt und müssen erst einzeln mit Essigäther gereinigt werden. Bei vielen Individuen war dadurch eine Bestimmbarkeit auch nicht zu erreichen, da die Tiere durch die lange Zeit ohne Konservierungsmittel in sehr schlechtem Erhaltungszustand waren. Die Struktur der untersuchten Standorte gewährte darüber hinaus meist keine optimalen Anbringungsmöglichkeiten der Leimringe. Hierfür sind besonnte, frischtote Holzpartien von großer Bedeutung, die auf den Untersuchungsflächen kaum vertreten waren. Aus diesen Gründen, wurde nur im ersten Untersuchungsjahr mit dieser Methode gearbeitet. Ab Mitte Mai bis Ende August 2000 (7 Leerungen) wurden die Leimringe 14-tägig kontrolliert und bei Bedarf gewechselt.

2.1.3 Leimtafel

Eine gelbe Plastiktafel wurde mit Raupenleim bestrichen und an Äste gehängt. Blütenbesuchende Insekten fliegen bevorzugt diese überdimensionale Blütenattrappe an und bleiben hier haften. Die Aufbereitung der Fänge erfolgte analog zum Leimring. Ab Mitte Mai bis Ende August wurden die Leimringe 14-tägig kontrolliert oder gewechselt. insgesamt wurden auch hier 7 Leerungen durchgeführt.

2.1.4 Gelbschale

Auch diese Fangmethode täuscht blütenbesuchenden Insekten ein lohnenswertes Anflugobjekt vor. Die Schale ist mit der Fangflüssigkeit Ethylenglykol gefüllt. Um bei starkem Regen ein Überlaufen zu verhindern, ist ein kleines Überlaufloch eingebohrt. Die Fallen wurden außerdem mit einem Dach aus klarem Plastik versehen und an Holzständern in etwa 1m Höhe über dem Boden angebracht. Damit sollten kleinere am Boden lebende Tiere von den Gefäßen fern gehalten werden, um die Fänge vor ihrem Zugriff zu schützen. Fliegt ein interessiertes Insekt die vermeintliche Blüte an, so fällt es in die Fangflüssigkeit und wird hier konserviert. Diese Methode erwies sich erwartungsgemäß als wenig effektiv, da nur wenige Individuen gefangen wurden. Im Wald, wo es normalerweise kaum Blüten gibt, sind auch nur wenige Blütenbesucher unterwegs, die in diese Fallen gelangen können. Ab Mitte Juni 2000 wurden die Fallen 14-tägig geleert bis Ende August (5 Leerungen).

2.1.5 Schlitzfallen



Abbildung 2: fängig gestellte Schlitzfalle

Als Anflugfalle in Bodennähe wurden modifizierte Borkenkäfer-Schlitzfallen eingesetzt. Diese hatten im Gegensatz zu den üblicherweise benutzten Fallen eine weiße Farbe. Die Reuse über der Fangschale wurde entfernt, um größere Arten vom Fang nicht auszuschließen. Auf der Falle wurde ein größeres Dach aus klarem Plastik angebracht, um ein Vollaufen der Falle mit Regenwasser zu verhindern. Die Regenwasser-Ablauflöcher der Fangschale wurden verschlossen und die abgedichtete Fangschale mit einer Fangflüssigkeit gefüllt. Diese Flüssigkeit aus einem (20:10:70) Alkohol- Essigsäure- Ethylenglykol-Gemisch hat einerseits konservierende Eigenschaften und übt andererseits eine unspezifische Lockwirkung auf holzbewohnende Insekten aus. Diese Fangflüssigkeit wurde auch im ähnlich gelagerten „Buchenwald-Projekt“ des BfN verwendet. Sie wird durch KÖHLER (2000) vorgeschlagen.

Pheromone wurden nicht eingesetzt, da sie eine sehr spezifische Lockwirkung auf wenige Arten ausüben. Ab dem zweiten Jahr erfolgte als Ausgleich für die ineffektiven Gelbschalen und Tafeln das Auftragen eines gelben Streifens an einer Außenseite der Falle, um das Spektrum der Blütenbesucher mit Gelb-Fixierung trotzdem mit abzudecken.
Die Anbringung der Schlitzfalle erfolgte mittels Draht an Baumstämme, so dass sie in ca. 1,5m Höhe senkrecht am Stamm hing. Umherfliegende Tiere prallen gegen die Außenseite, fallen herunter und gelangen durch die Trichterstruktur der Falle in das Fanggefäß. Ab Mai wurden die Fallen 14-tägig geleert bis mindestens in den Juli hinein (6 Leerungen).
Im ersten Jahr wurde ein Versuch zur Fängigkeit verschiedener Schlitzfallen und Fangflüssigkeiten durchgeführt. An Ständern wurden in ca. 1,5m Höhe eine schwarze sowie eine weiße Falle mit Alkohol- Essigsäure- Ethylenglykol-Gemisch und eine weiße Falle nur mit Ethylenglykol in Reihe unmittelbar nebeneinander aufgehängt. Eine weitere weiße Falle kam am nächsten Baum mit Alkohol- Essigsäure- Ethylenglykol-Gemisch zum Einsatz. Ab Mitte Mai wurden die Fallen 14-tägig geleert bis Ende August (7 Leerungen).

2.1.6 Stammeklektor



Abbildung 3: fängig gestellter Stammeklektor

Mit Stammeklektoren werden die Tiere erfasst, die sich am Stamm heraufbewegen. Eingeschränkt soll dies auch für die herablaufenden Tiere gelten. Der Eklektor besteht aus einem dunklen Zeltgehäuse, welches oben mit einem Metallband dem Stamm dicht anliegend in ca. 1,5m Höhe befestigt ist. Eine Plexiglas-Bodenplatte am Gehäuse mit 4 Trichtern und

Fanggefäßen lässt einen Spalt zum Stamm frei. Am Zelt befinden sich nach oben weitere 4 Fanggefäße (Kopfdosen) an schornsteinartigen, innen besandeten Röhren. In das Zeltgehäuse gelangte Tiere können sich daher sowohl nach oben als auch nach unten orientieren und gefangen werden. Ist von unten das Eindringen entlang des Stammes relativ einfach, so setzt der Fang absteigender Tiere ein Überklettern des gesamten Zeltgehäuses sowie eine „Überkopfwanderung“ an der glatten Bodenplatte voraus: ein äußerst unwahrscheinliches Ereignis.

Am Standort KiBu(a)M2 bot sich auch ein umgestürzter Baum zum Einsatz eines offenen Eklektors für liegende Stämme an. Dieser Eklektor ist in seiner Grundform ein Halbrohr. Mit diesem wird der Stamm auf seiner Oberseite durch Abstandhalter überschirmt. In der Mitte diente ein Diaphragma zur Trennung in zwei Hälften. Nach unten wird das Halbrohr mit Zeltstoff am Stamm befestigt. Die Tiere laufen auf dem Stamm entlang und können von beiden Seiten in die Halbröhre geraten. In der Mitte werden sie durch den Zeltstoff entweder nach oben in eine Kopfdose oder zu den Seiten jeweils in Fangflaschen geleitet.

Die Fanggefäße waren im ersten Jahr nur mit Ethylenglykol gefüllt, in den folgenden beiden Jahren mit dem Alkohol- Essigsäure- Ethylenglykol-Gemisch. Dies führte jedoch im Jahr 2001 zu einer Attraktion von Fliegen, so dass die Fanggefäße überquollen und der Inhalt teilweise in Verwesung überging. Aufgrund der Materialfülle kamen aus diesem Jahrgang nur die Käfer-Familien der *Silphidae, Lymexylonidae, Cerambycidae, Scolytidae* und die Hälfte der *Curculionidae* zur Auswertung. Im Folgejahr wurden die Eklektoren modifiziert, indem jeweils nur ein Fanggefäß an Ober- und Unterseite des Stammeklektors angebracht wurde. Die anderen Öffnungen blieben unbestückt und verhinderten auch den übermäßigen Fang von Fliegen und die anschließende Zersetzung. Die Fangergebnisse wurden entsprechend verrechnet.

Der Einsatz von Stammeklektoren setzt voraus, dass der Durchmesser der zu beprobenden Bäume bekannt ist, da verschiedene Eklektorgrößen eingesetzt werden müssen. Der Auswahl der Standorte folgen daher eine Vermessung der Bäume, um die entsprechenden Eklektorgrößen bestellen zu können. Dabei sind Lieferfristen von bis zu 6 Wochen aufgetreten, was insbesondere im ersten Jahr zu einem verzögerten Einsatz dieser Fallen führte. Die Zeltstoffe sind darüber hinaus bei beschatteten, feuchten Beständen oft nach einer Einsatzperiode verschlissen und mussten ersetzt werden. Die Standzeit erstreckte sich im ersten Jahr von Mitte Juli bis Ende August (3 Leerungen) und wurde später wie die anderen Fallen von Mai bis Ende Juli 14-tägig geleert (6 Leerungen).

2.1.7 Kronenfalle



Abbildung 4: herabgelassene Kronenfalle

Dieser Fallentyp dient der Erfassung der Fauna die sich in den Baumkronen aufhält und zum Teil erhebliche Unterschiede zur bodennahen Fauna besitzt. Die Falle besteht aus zwei gekreuzten, klaren Plexiglasscheiben, die zur Anlockung mit einer weißen und gelben markierten Fläche versehen sind. Gegen Regen sind die Scheiben mit einem Dach versehen. Unterhalb der Scheiben befindet sich ein Trichter, der in eine Fangflasche mündet. Hier wird wiederum die Fangflüssigkeit (Alkohol- Essigsäure- Ethylenglykol-Gemisch) verwendet. Um die Lockwirkung des weißen Trichters und des Fanggefäßes zu unterbinden, ist der untere Teil der Falle mit einer tarnfarbenen Plane umhüllt. Der Fang der Tiere beruht auf dem Anflug gegen die durchsichtigen Scheiben und das hinunterfallen in den Trichter und damit in die Fangflasche. Da an einem Standort auch Fledermäuse die Fallen scheinbar als Tagesversteck aufsuchten und hier verendeten, wurde eine Modifikation vorgenommen. In den Trichter wurde einfach ein Wirtel eine jungen Kiefer gesteckt, so dass die Käfer einerseits vorbeifallen konnten andererseits die Fledermäuse Halt fanden, um sich aus dem glatten Trichter wieder zu befreien. Das Heraufbringen der Fallen in den Baumkronen erfolgte durch den Einsatz eines Bogens: am Pfeil wurde die Sehne einer Angel angeklebt und dann über geeignete Äste geschossen. An der Sehne wurde eine geflochtene Schnur hinterher gezogen an dieser die Falle aufgehängt wird. Bei den beprobten Kiefern mussten tote Äste vorhanden sein, da an frischen Ästen die Schnur diese einschneidet, anschließend verharzt und damit

unbeweglich wird. Stürzt eine Falle bei starkem Wind oder durch Schnurbruch ab, ist sie in der Regel völlig zerstört. Die Standzeit erstreckte sich im ersten Jahr von Anfang Juni bis Ende August (6 Leerungen) und wurde später wie die anderen Fallen von Mai bis Ende Juli 14-tägig geleert (6 Leerungen).

2.2 Konservierung, Präparation, Determination

Beim Fang ist die konservierende Eigenschaft der Fangflüssigkeit Ethylenglykol von Vorteil, da die Tiere über einen längeren Zeitraum in der Falle verbleiben können ohne in Verwesung überzugehen. Es besitzt den Vorteil, auf Insekten keine anlockende Wirkung zu haben und ist daher besonders für ökologische Untersuchungen geeignet. Weiterhin verdunstet Ethylenglykol schwer, ist gut mit Wasser mischbar und konserviert die Insekten in weichem Zustand. Um eventuelle Fallenausfälle zu kompensieren, werden in der Regel fünf parallele Fallen gestellt. Einzelne zerstörte Fallen beeinflussen somit das Fangergebnis nicht und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist gesichert. Für einige Fallentypen wurde jedoch eine unspezifische Lockwirkung erzeugt: In Mischung mit dem Ethylenglykol kamen Alkohol und Essig zum Einsatz. Viele waldbewohnende Insekten suchen gezielt Saftflüsse von Bäumen auf um diese als Nahrung zu sich zu nehmen. Diese oft gärige Flüssigkeit wurde mit dem Fangflüssigkeitsgemisch imitiert.

Vorteile und einige Einschränkungen der Fallenmethode sind analog zum Bodenfalleneinsatz und sind bereits oft diskutiert worden: z.B. HEYDEMANN (1956), MÜLLER (1976), MÜLLER (1984) usw., deshalb muss hier auf diese Aspekte nicht näher eingegangen werden.

Bei Anwendung der Fallenmethode muss grundsätzlich beachtet werden, dass sich nur aktive Tiere nachweisen lassen. Sie müssen durch eigene Bewegung die Umfangslinie des Fanggefäßes überschreiten und in die Falle geraten. Die daraus ermittelten Werte sind daher Aktivitäts-Werte. Diese artspezifischen Aktivitäts-Werte sind korreliert mit der artspezifischen stationären Häufigkeit, jedoch nicht mit ihr identisch (MÜLLER 1976, MÜLLER 1984). Alle von den Fallenfängen abgeleiteten Ergebnisse (Fangzahl, Dominanz, Artenzahl etc.) sind deshalb ebenfalls als Aktivitätswerte zu verstehen.

Nach dem Einholen der Fänge wurden die Fallen ausgelesen um die taxonomischen Gruppen zu trennen und auszuzählen. Diese wurden dann in Röhrchen gefüllt und je nach Gruppe mit 70%igem Alkohol oder barberscher Flüssigkeit konserviert. Die noch zu bearbeitenden Fänge wurden den Bearbeitern überstellt. Das Material, welches zurzeit nicht bearbeitet werden

kann, wird in Magazingefäßen im Museum des Zoologischen Institutes aufbewahrt. Es steht künftigen Bearbeitern zur Verfügung.
Bei der Durchführung von Handfängen werden die erbeuteten Tiere zum Abtöten in ein Gefäß mit Essigäther überführt. Dieses konserviert die Tiere außerdem in weichem Zustand. Anschließend erfolgt die Bestimmung und ggf. Präparation sowie analog zu den anderen Fängen die Überführung des Materials in 70%igen Alkohol zur Konservierung und Magazinierung.
Die Bestimmung der meisten Käfer erfolgte nach FREUDE et al. (1964-1983) sowie LOHSE & LUCHT (1988-1993), die der *Curculionidae* nach DIECKMANN (1972-86). Für einige *Cerambycidae* wurde BENSE (1995) zur Kontrolle herangezogen. Von allen Arten wurden Trockenpräparate für eine Belegsammlung angefertigt, die sich im Zoologischen Institut der Universität Greifswald befindet.
Bei kritischen Arten wurden alle Tiere aufpräpariert, um eine spätere Determination zu ermöglichen. Viele Arten mussten außerdem genitalpräpariert werden. Dies betraf vor allem Arten der Gattungen *Epuraea*, *Cryptophagus*, verschiedene *Latridiidae*, *Scydmaenidae* und *Malthini* um einige Beispiele zu nennen. Waren die Arten z.B. durch Zugehörigkeit zum „falschen“ Geschlecht unbestimmbar wurden sie als *Gattungsname* spec. notiert.
Neben der Bestimmung und Präparation von Belegexemplaren der kritischen und interessanten Arten konnten mittlerweile einige Tiere auch im Deutschen Entomologischen Institut in Eberswalde mit Vergleichsmaterial sicher nachbestimmt werden. Dies ist notwendig, um Sicherheit in der Bestimmung zu haben, da auch die gängige Bestimmungsliteratur (FREUDE et al. 1964-83; DIECKMANN 1972-86) nicht immer alle Zweifel ausräumen kann. Die Nomenklatur ist dem aktuellen Stand nach KÖHLER & KLAUSNITZER (1998) angepasst.
Die Bestimmung der Tiere erfolgte durch H. Ringel und J. Hampel mit Zuarbeiten von P. Giertz (größter Teil der *Scolytidae*), U. Hauptmann (teilweise *Curculionidae* der Stammeklektoren 2001) und S. Kugler (*Cerambycidae*, *Silphidae, Lymexylonidae* der Stammeklektoren 2001)

3. Auswertung

Trotz der Auswahl von möglichst großen Flächen mithilfe der Forstbehörden waren Randeinflüsse nicht zu vermeiden. Einige Flächen waren in größerer Ausdehnung nicht

vorhanden. In die Bestände können deshalb die Arten benachbarter Bestände einstrahlen. Dies kann insbesondere der Fall sein bei Verdriftung während Schwärmflügen oder bei starkem Wind. Der junge Buchenbestand hatte z.B. eine so geringe Größe, dass Arten der benachbarten Altbuchen leicht hierher geraten können als auch Tiere aus einer benachbarten Moorsenke oder unweiten Nadelholzbeständen.

Als Vorbemerkung muss weiterhin vorangestellt werden, dass der alte Mischbestand (KiBu(a)M2) in der untersuchten Reihe der Umbaustadien etwas unglücklich gewählt ist. Während es sich bei den übrigen Standorten um typische Wirtschaftswälder mit den entsprechenden Nutzungsmaßnahmen handelt, liegt dieser in der Kernzone eines Nationalparks. Die letzte Nutzung fand 7 Jahre vor dem Vergleichszeitraum statt und dies unter Einschränkungen. So wurden nur ausgewählte, starke Stämme entnommen und die Säge-Reste im Bestand belassen. Auch die Behandlung vor 1990, als das Gebiet den Status eines NSG inne hatte, war sicher nicht mit normalen Wirtschaftswäldern zu vergleichen.. Das Alter der Kiefern beträgt 155 Jahre und liegt damit weit jenseits der Lebenserwartung von Kiefern in gewöhnlichen Wirtschaftswäldern. Der Unterstand setzt sich aus Buchen, Eichen, Kiefern und Birken zusammen. Das bedingt natürlich einen ins Positive verschobenen Zustand im Blick auf das Angebot von Baumarten, Stammstärken, Abwechslung in der Bodenvegetation, Alt- und Totholzstrukturen und damit der Artenzahlen. Dieses Umbaustadium muss als überbewertet gelten!

Der Vergleich der Standorte erfolgt anhand äquivalenter Fallenfänge und bezieht sich deshalb auf die Kronenfallen 2001/02, die Schlitzfallen 2001/02 sowie die ausgewerteten Käfer-Familien der *Silphidae, Lymexylonidae, Cerambycidae* und *Scolytidae* aus den Stammeklektoren 2001/02.

3.1 Carakterisierung der Standorte

3.1.1 Standort Alte Kiefern mit Buchenunterwuchs - KiBu(a)M2



Abbildung 5: Blick auf den Untersuchungsstandort

Gruppenübersicht

Bei der Betrachtung der Fallenfänge über beide Jahre zeigen sich Unterschiede auf diesem Standort So variiert nicht nur die absolute Menge des Gesamtfanges von Jahr zu Jahr, sondern auch die Anteile der einzelnen Gruppen sind starken Schwankungen unterlegen. Besonders bei den Fallentypen Kronenfalle und Stammeklektor unten wird dies deutlich. So lag die Fangzahl in den Kronenfallen 2001 schon auf einen recht hohen Niveau (ca. 1400) so waren es im darauf folgenden Jahr >2000. Dabei ist der Anteil der Schmetterlinge von 6% auf

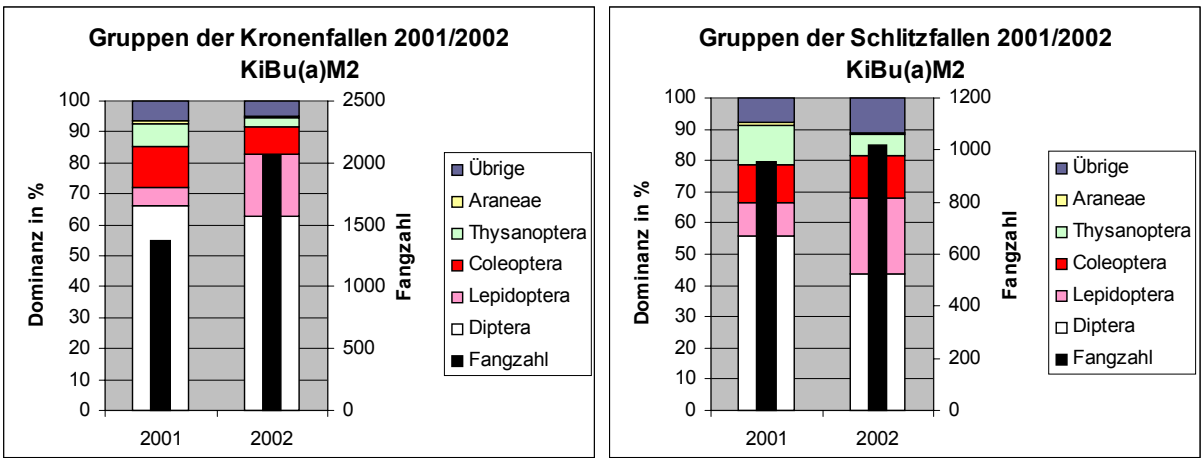


Abbildung 6: Gruppenübersicht der Kronen- und Schlitzfallen

ca. 20% gestiegen. Die Hauptmasse nahm aber in beiden Jahren die Dipteren ein, deren Anteil bei jeweils 60% lag. Auch in den Anderen Fallengruppen waren die Dipteren der Hauptbestandteil der des Falleninhaltes In den oberen Fallen der Stammeklektoren wurde 2001 fast ein Wert von 80% erreicht. Bei den unteren Fanggefäßen erreichte diese Gruppe 2002 lediglich einen Anteil von 30%. Hier waren es holometabole Larven die als Artefakt hohe Werte erreichten. In den übervollen Fanggefäßen begannen sich Larven von Fliegen und Aaskäfern zu entwickeln. In diesem Jahr sind auch die Fangzahlen ca. 50% niedriger als im Vorjahr. Die Coleopteren nehmen als drittstärkste Gruppe am gesamten Fang um 10% ein, wobei die Kronen- und Schlitzfallen recht ausgeglichen mit etwa 15% fingen.

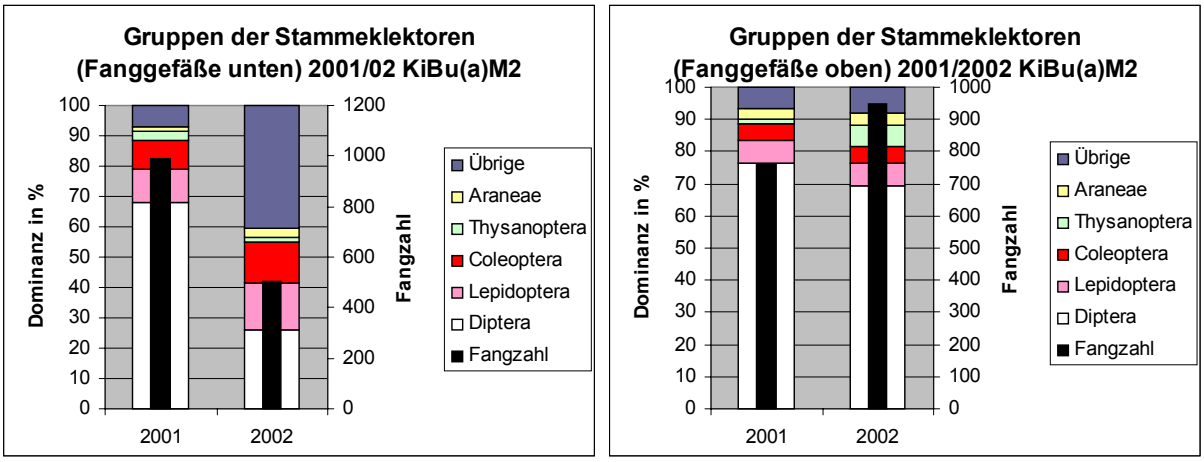


Abbildung 7: Gruppenübersicht von den unteren und oberen Fanggefäße der Stammeklektoren

Die Stammeklektoren lieferten dagegen im Schnitt Anteile unter 10%. Insgesamt wurde an diesem Standort die zweitgrößte Individuenmenge nachgewiesen.

Darstellung der Individuendichte, Artendichte und Artenzahl

	Schlitzfalle	Schlitzfalle	Stamm-Eklektor	Stamm-Eklektor	Kronen-Eklektor	Kronen-Eklektor
KiBu(a)M2	2001	2002	2001	2002	2001	2002
ID	34,1	29,7	25,1	13,4	35,2	37,4
AD	12,8	11,6	2,5	1,4	11,0	9,3
AZ	134	96	21	14	73	75

Tabelle 3: Individuendichte, Artendichte und Artenzahl der verwendeten Fallentypen

Die höchsten Individuendichten der Beprobung sind in diesem alten Mischbestand aus 160jährigen Kiefern mit Unterwuchs zu finden. Die zahlreichen Strukturen bieten vielen Arten ausreichende Entwicklungsmöglichkeiten. Von den hohen Werten weicht lediglich der Stammeklektor im Jahr 2002 nach unten ab. Hier kommt zum Tragen, dass trotz Interpolation wegen der veränderten Bestückung mit Fanggefäßen weniger Tiere in die Fallen gerieten. Die Verteilung von Artendichte, Individuendichte und Artenzahlen ist über alle eingesetzten

Fallen vom Stamm bis zur Krone recht ausgegelichen. Auffällig ist das geringere Ergebnis hinsichtlich der Artenzahl im Jahr 2002 in den Schlitzfallen. Die kann in der Sukzession von beprobten Sonderstrukturen begründet sein. Die Artenzahlen insgesamt aber liegen hoch, so dass der Standort zu den artenreichsten Fundpunkten gehört.

Dominanzstruktur

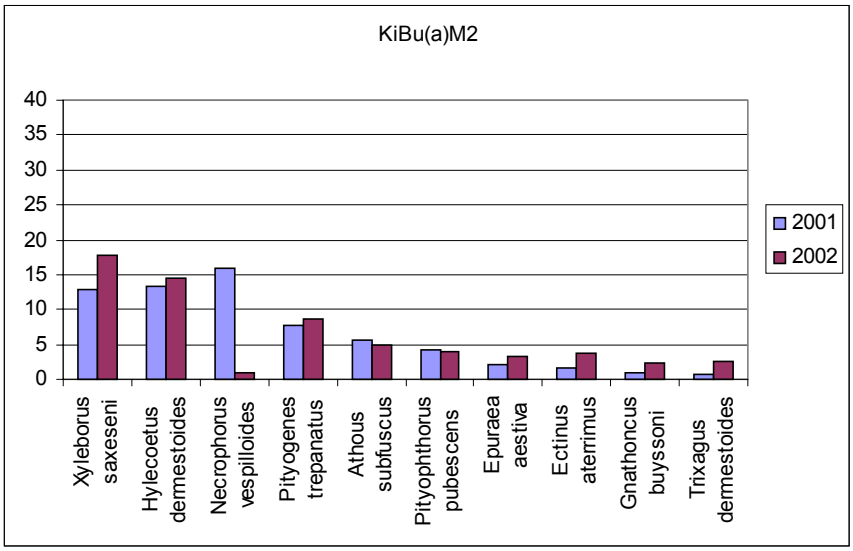


Abbildung 8: Dominanzstruktur der häufigsten Arten im jeweiligen Untersuchungsjahr

Die wichtigste Verschiebung trat auf dem Standort der alten Kiefern mit Buchenunterwuchs hinsichtlich des Auftretens von *Necrophorus* auf. Durch die Vermeidung von zu hohen Dichten in den Fanggefäßen wurden offensichtlich wesentlich weniger Tiere der Gattung *Necrophorus* (Totengräber) angelockt. Die hohe Dominanz von Borkenkäfern in beiden Jahren ist dem Auftreten sehr vieler Exemplare in den Kronenfallen zuzuschreiben. Dies ist in einem lokalen günstigen Angebot von Nährsubstrat begründet. Baumkronen einzelner, absterbender Bäume in der Nähe, deren Äste die Tiere aus der Umgebung anlocken, können ebenso wie latent vorhandenes Kronentotholz der alternden Kiefern zu Konzentrationen führen. Ansonsten sind -von Schwankungen im Bestand abgesehen- ähnliche Ergebnisse in beiden Jahren vorhanden. Insgesamt wird das Bild durch Borkenkäfer der Zweige und Äste bestimmt, den Fortschritt der Zersetzung von stärkerem Holz zeigt *Hylecoetus dermestoides* und als Vertreter der Krautschicht kommt der Elateride *Athous subfuscus* hinzu.

Von den 88 Arten, die nur auf diesem Standort gefangen wurden, sind erwähnenswert: *Ips acuminatus* als Erstnachweis für Mecklenburg. Bestätigt wurden folgende Arten, deren letzter Fund vor 1900 lag: *Cryptolestes corticinus, Mycetophagus fulvicollis, Orchesia fasciata, Rhizophagus ferrugineus, Melighetes brunnicornis* und *Notalaemus unifasciatus* sowie

darüber hinaus *Plegaderus saucius* dessen Status bislang fraglich war. *Phloiophilus edwardsii, Zilora sericea, Uloma culinaris, Corticaria pineti* und *Magdalis exarata* sind stark gefährdete Arten. Weiterhin wurde die gefährdete Art *Malthinus facialis* in 24 Ex. gefangen.

3.1.2 Standort Mittelalte Kiefer - Ki(m)M1



Abbildung 9: Blick auf den Untersuchungsstandort

Gruppenübersicht

Bis auf die Fangergebnisse aus den oberen Stammeklektoren, die sowohl in den Fangzahlen als auch in der Gruppenverteilung weitgehend übereinstimmen, zeigt sich auch an diesem Standort eine starke Variabilität in den verschieden Jahren und Fallensystemen. Allerdings

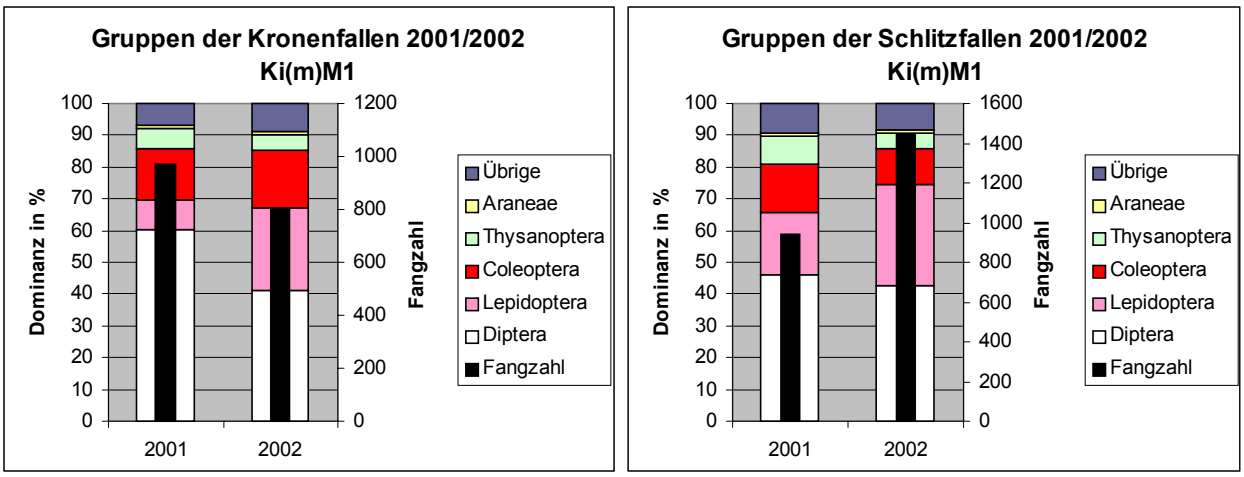


Abbildung 10: Gruppenübersicht der Kronen- und Schlitzfallen

sind hier die Gruppenanteile in den jeweiligen Fallensystemen geringeren Schwankungen unterzogen als auf den vorher beschriebenen Standort II. Die Lepidopteren als zweitgrößte Gruppe mit 20% Gesamtfanganteil haben ihren Anteil von 2001 zu 2002 annähernd verdoppelt. Dies ging meist zuungunsten des Anteils der Dipteren, die in allen Fangsystemen geringere Anteile 2002 zeigten. Mit 65% waren sie die häufigste Tiergruppe in den Fallen und mit etwa 80 % erreichten sie in den oberen Fanggefäßen der Stammeklektoren den größten Wert. Die Coleoptera liegen mit 6,5% des Fanges an dritter Stelle. Hier kommt das schlechte

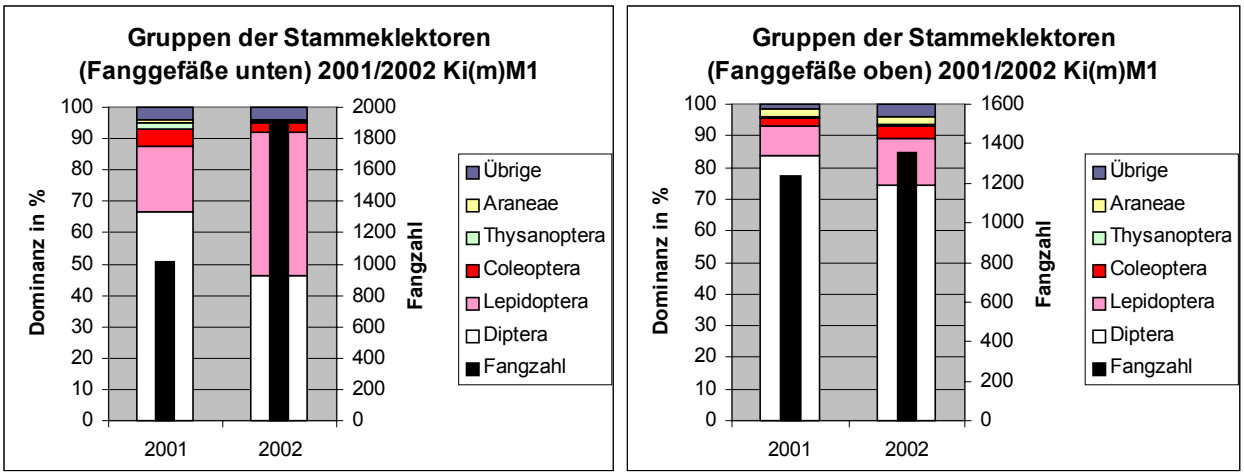


Abbildung 11: Gruppenübersicht von den unteren und oberen Fanggefäße der Stammeklektoren

Fangergebnis der Stammeklektoren zum Tragen. Sie erreichten lediglich zwischen 2,6% und 5,2%. In den Kronenfallen wurden immerhin bis zu 18% Anteil erreicht. Die Aranaea spielen mit 1,5% eher eine untergeordnete Rolle und auch die Thysanopteren stehen mit 2,4% im Hintergrund. Bemerkenswert ist die Gesamtfangzahl auf diesem Standort, die mit 16574 den höchsten Wert auf allen sechs untersuchten Standorten erreicht, wobei das Fangjahr 2002 die besseren Ergebnisse lieferte.

Darstellung der Individuendichte, Artendichte und Artenzahl

	Schlitzfalle	Schlitzfalle	Stamm-Eklektor	Stamm-Eklektor	Kronen-Eklektor	Kronen-Eklektor
Ki(m)M1	2001	2002	2001	2002	2001	2002
ID	29,7	31	22,7	26,1	31,3	27,8
AD	12,7	11,5	1,7	1,5	10,3	7,3
AZ	91	94	11	14	79	66

Tabelle 4: Individuendichte, Artendichte und Artenzahl der verwendeten Fallentypen

Im 80jährigen Kiefernbestand ist die geringe Individuendichte der Stammeklektoren im Jahr 2002 auffällig. Hierfür ist eine Erklärung nicht zu finden, zumal im Jahr davor mit geringerem Falleneinsatz relativ mehr Individuen gefangen wurden. Die Individuendichte ist in den anderen Fallen ähnlich, was auf den vergleichbaren Gesamtfängen beruht. Die Artendichten unterscheiden sich zwischen den Jahren kaum. Die nachgewiesenen Artenzahlen sind erstaunlicherweise recht hoch. Der Grund dürfte in Nachbarschaftswirkungen liegen, da der Reinbestand nur eine relativ geringe Flächenausdehnung besitzt.

Dominanzstruktur

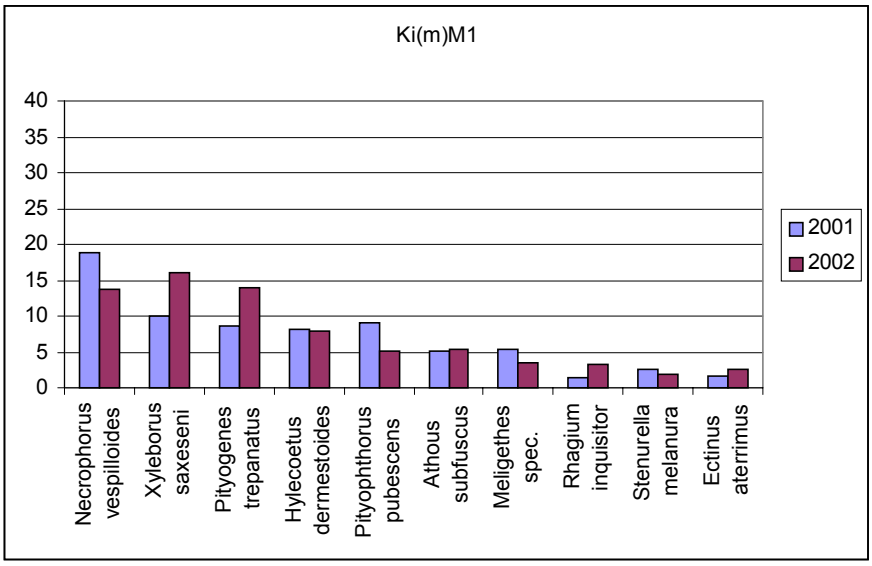


Abbildung 12: Dominanzstruktur der häufigsten Arten im jeweiligen Untersuchungsjahr

Auch im mittleren Kiefernbestand kam es durch veränderte Fanggefäße zu einer Reduktion der durch Fäulnis angelockten und gefangenen *Necrophorus*. Die Borkenkäfer nehmen unter den nachgewiesenen Arten auch hier den größten Teil ein und bestimmen im Wesentlichen das Bild der Käferzönose. Die gefundenen Arten sind bevorzugte Bewohner der dürr werdenden Äste und Zweige. *Hylecoetus dermestoides* ist hier schwächer vertreten, da im relativ jungen Bestand Totholz fast nur als schwaches Kronentotholz vorhanden ist. Durch

den recht offenen und lichten Charakter fallen Arten der Krautschicht wie *Athous subfuscus*, *Melighetes (*vor allem *aeneus)* und *Ectinus aterrimus* mehr ins Gewicht.

Von den 23 Arten, die nur auf diesem Standort gefangen wurden, sind erwähnenswert: *Carpophilus hemipterus* als Erstnachweis für Mecklenburg, *Abdera affinis* als stark gefährdete Art und *Ischnomera caerulea*, die aufgrund einer Artaufspaltung als fraglich verzeichnet war.

3.1.3 Standort Mittelalte Buche - Bu(m)M1



Abbildung 13: Blick auf den Untersuchungsstandort

Gruppenübersicht

Wie auch schon auf den beiden vorangegangenen Untersuchungsflächen II und V hat sich der Anteil der Lepidopteren zum zweiten Untersuchungsjahr hin in etwa verdoppelt. Insgesamt lag der Anteil bei 11%. Die Dipteren stellten auf dieser Fläche nahezu 56%, wobei die Stammeklektoren die etwas höheren Ergebnisse lieferten. In den Kronenfallen und

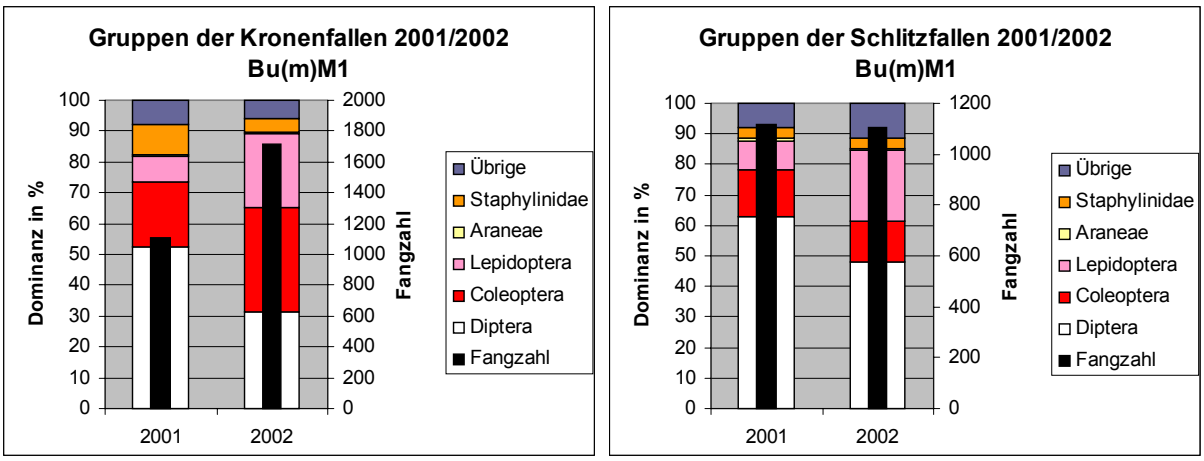


Abbildung 14: Gruppenübersicht der Kronen- und Schlitzfallen

Schlitzfallen hatten sie stark abgenommen. Die Gesamtfangzahlen aus allen Fallentypen haben zu 2002 leicht zugenommen und insgesamt wurde ein Wert von 13058 erreicht. Die Coleoptera sind auf diesem Standort die zweitgrößte Gruppe und erreichen 15,3%. Mit einer Fangzahl von 1998 wird hier die höchste Individuendichte der Standorte erreicht. Die Fänge sind recht gleichmäßig verteilt und erreichen nur in den Kronenfallen bis zu 34%.

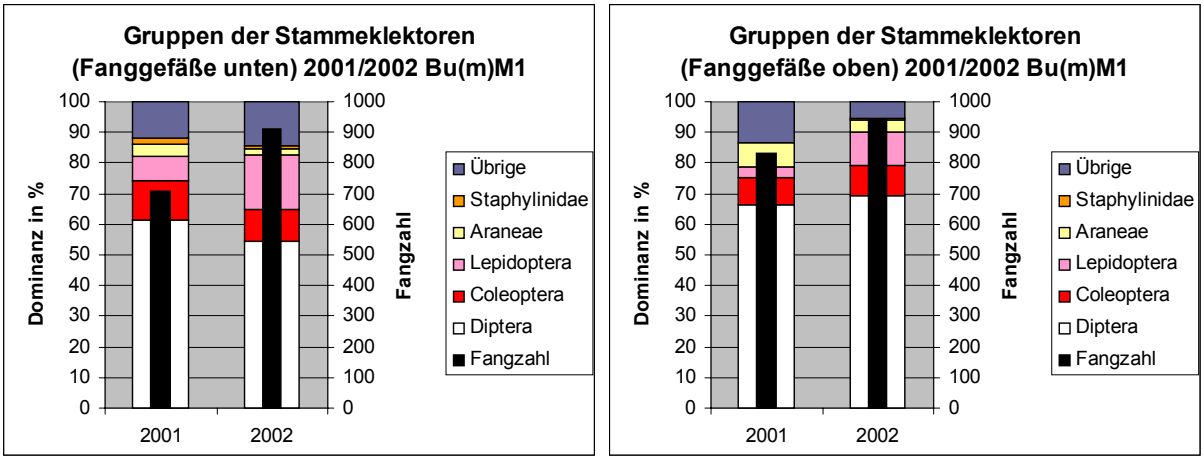


Abbildung 15: Gruppenübersicht von den unteren und oberen Fanggefäße der Stammeklektoren

Aber auch noch in den oberen Fanggefäßen der Stammeklektoren sind zwischen 9% und 10% Käfer enthalten. Die nachfolgenden Gruppen sind die Araneae und die Staphylinidae. Sie kommen auf Anteile von 3,5% bzw. 2,5%. Dabei waren die Staphylinidae eher in den Kronen- und Schlitzfallen und die Araneae in den Stammeklektoren enthalten. Thysanopteren die in den mit Kiefern bestockten Flächen immer einen recht deutlichen Anteil am Gesamtfang ausmachten kommen hier nicht zur Geltung.

Darstellung der Individuendichte, Artendichte und Artenzahl

	Schlitzfalle	Schlitzfalle	Stamm-Eklektor	Stamm-Eklektor	Kronen-Eklektor	Kronen-Eklektor
Bu(m)M1	2001	2002	2001	2002	2001	2002
ID	28,2	31,2	16,8	23,6	60,0	105,6
AD	11,3	11,7	1,6	1,7	10,8	13,5
AZ	127	106	12	9	75	73

Tabelle 5: Individuendichte, Artendichte und Artenzahl der verwendeten Fallentypen

Im Buchen-Wirtschaftswald sind hohe Individuendichten in den Kronenfallen aufgetreten. Dies liegt an der großen Zahl von Borkenkäfern. Wie auch im alten Kiefern-Buchen-Mischbestand kommt es im zunehmenden Alter zu einer starken Besiedlung des Kronenraumes durch die zweig- und astbewohnenden Arten der *Scolytidae*. Die daraus resultierenden hohen Fangzahlen, insbesondere im Frühjahr führen zu diesen hohen Werten. Die Artendichte wird davon nicht berührt da es sich meist um zahlreiche Individuen nur einer oder weniger gleicher Arten handelt. Bemerkenswert sind darüber hinaus die insgesamt hohen Artenzahlen, die für einen relativen Artenreichtum selbst im bewirtschafteten Buchenwald stehen. Damit erreicht der Buchenwald im Vergleich höchste Artenzahlen der Untersuchung.

Dominanzstruktur

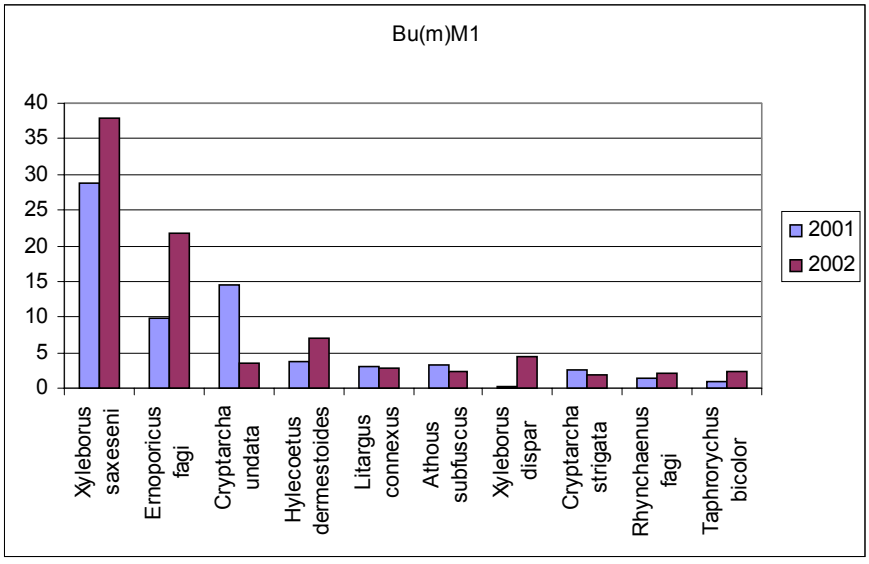


Abbildung 16: Dominanzstruktur der häufigsten Arten im jeweiligen Untersuchungsjahr

Der Buchenbestand ist vor allem durch *Xyleborus saxeseni* dominiert. Die Art wird hier vor allem im Kronenbereich gefangen. Als weiterer Borkenkäfer ist *Ernoporicus fagi* am Fundort eine häufige Art. *Hylecoetus dermestoides* als Bewohner des toten Holzes folgt nach *Cryptarcha undata*. Diese Art wurde aber vor allem in den Kronenfallen gefangen und wird

hier wohl an verpilztem Holz anzutreffen sein. Durch die stärkere Beschattung der Buchenbestände können auch andere mycetophage Arten wie *Litargus connexus* höhere Fangzahlen erreichen. Neben dem abgebildeten *Rhynchaenus fagi* gehören weitere phytophage Arten wie *Phyllobius argentatus* als gemeine Buchenbewohner ebenfalls zu den charakteristischen Tieren im Bestand. Als phyllophage Art ist auch *Strophosoma melanogrammum* in den Buchenbeständen anzutreffen. Sie wird in Anzahl mit Stammeklektoren erbeutet, da sie zum Erreichen der Krone als flugunfähiges Tier den Stamm herauf laufen muss. Die Verschiebung im Dominanzspektrum ist auf eine Durchforstung zurückzuführen. Sie begünstigte unter den Dominanten die Borkenkäfer und benachteiligte *Cryptarcha undata*.

Von den Arten, die nur auf diesem Standort gefangen wurden, sind erwähnenswert: *Xyloterus signatus* und *Trox perrisii* als Erstnachweise für Mecklenburg, *Aeletes atomarius* ist eine vom Aussterben bedrohte Art. *Protaetia lugubris* als Baumhöhlenbewohner (einer im Wirtschaftswald sehr seltenen Sonderstruktur) und *Cryptophagus labilis* sind stark gefährdete Arten.

3.1.4 Standort Junge Buche - Bu(j)M1



Abbildung 17: Blick auf den Untersuchungsstandort

Gruppenübersicht

Auf diesem Standort werden ein Trend sichtbar, der sich auf den anderen Standorten auch schon abgezeichnet hat ganz deutlich. Der Anteil der Dipteren nimmt durchgängig in allen Fallensystemen von 2001 auf 2002 ab. Dennoch bleiben die Dipteren der Hauptbestandteil in

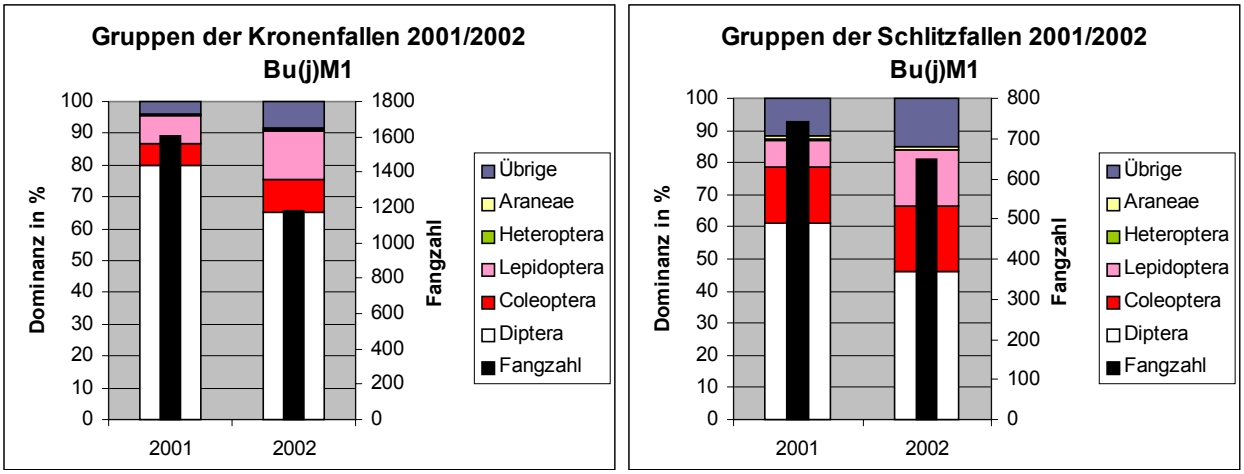


Abbildung 18: Gruppenübersicht der Kronen- und Schlitzfallen

den Fallen, der im Mittel bei 71% liegt. Damit wird der höchste Anteil an Dipteren auf allen sechs Untersuchungsflächen erreicht. Die Coleoptera sind die nächste dominierende Gruppe mit 11,7%. Dieser Wert wird durch die niedrigen Fangergebnisse im Kronenbereich geschmälert, die sich bei ca. 8% bewegen. Ein Umstand der auch auf der jungen Kiefernfläche zu beobachten ist. Es gibt nicht genügend Nischen in den jungen Kronen, als das sich eine mannigfaltige Artengemeinschaft etablieren könnte. Zudem dürfte der hohe Raumwiderstand in der Krone einen nicht unerheblichen Teil dazu beitragen. Dahingegen

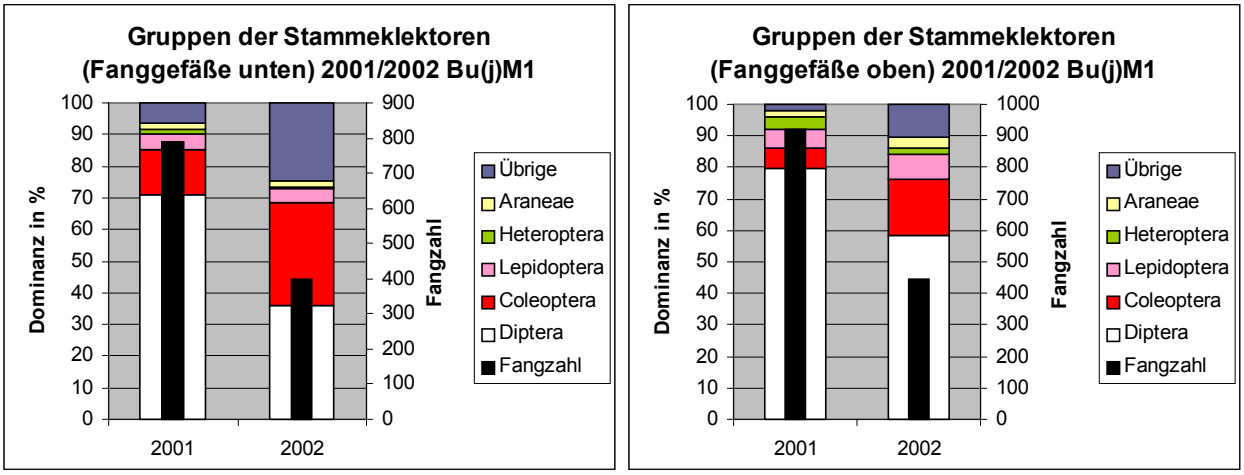


Abbildung 19: Gruppenübersicht von den unteren und oberen Fanggefäße der Stammeklektoren

fallen die höheren Individuenmengen in den Stammeklektoren des jungen Buchenbestandes auf. Dies liegt an einer starken Aktivität von Arten die sich an Wurzeln im Boden entwickeln (*Strophosoma*). Sie müssen die Entfernung vom Boden zu den als Nahrung dienenden

Blättern in den Kronen durch das Emporklettern am Stamm überwinden, da die Tiere flugunfähig sind. In diesen Fallentyp sind auch die Fangzahlwerte 2002 ganz erheblich zurückgegangen. Zum größten Teil wird es mit dem Rückgang der Dipteren zusammenhängen. Die anderen nächst häufigen Gruppen sind die Lepidopteren mit nur 7,8%, die Heteropteren und Araneae die beide unter 2% Anteil bleiben. Die Gesamtfangzahl aller Fallensysteme lag bei 11874.

Darstellung der Individuendichte, Artendichte und Artenzahl

	Schlitzfalle	Schlitzfalle	Stamm-Eklektor	Stamm-Eklektor	Kronen-Eklektor	Kronen-Eklektor
Bu(j)M1	2001	2002	2001	2002	2001	2002
ID	26,2	26,7	5,3	3,5	23,5	23,4
AD	10,9	11,9	0,8	0,7	8,3	8,8
AZ	82	83	4	8	64	61

Tabelle 6: Individuendichte, Artendichte und Artenzahl der verwendeten Fallentypen

Ein sehr ausgeglichenes Ergebnis liegt aus dem jungen Buchenbestand vor. Die Individuendichte ist fast in allen Fallentypen identisch. Bei der Artendichte bleibt der Stammeklektor auch in 2002 etwas zurück. Nur wenige Arten benutzen hier den Stamm der jungen Buchen zum Unterschlupf oder als Weg in die Krone (von *Strophosoma melanogrammum* und *S. capitatum* einmal abgesehen). Die glatte Rinde der Bäume hat weder Risse noch sind Totholzanteile am Stamm zu finden. Die höchsten Artenzahlen weisen auch hier die Schlitzfallen auf.

Dominanzstruktur

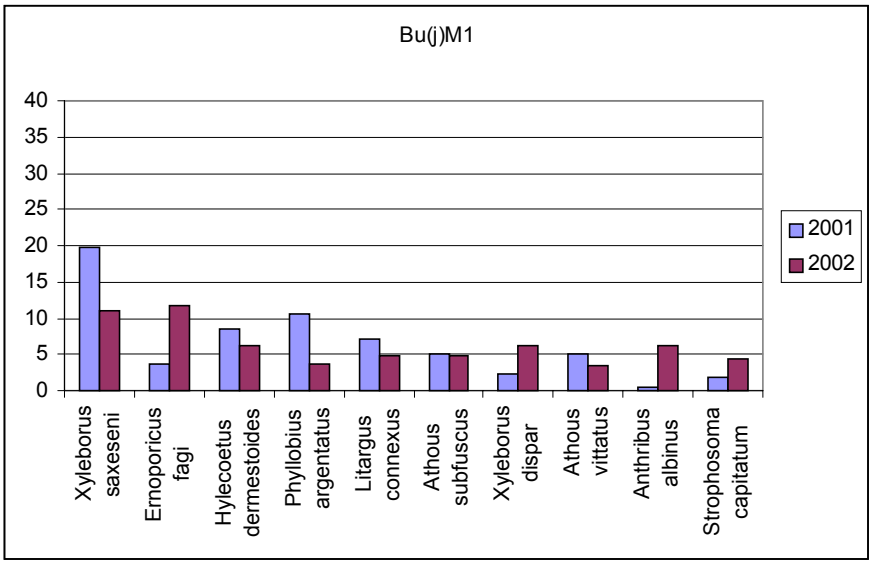


Abbildung 20: Dominanzstruktur der häufigsten Arten im jeweiligen Untersuchungsjahr

Im 30jährigen Buchenbestand dominieren von den Phyllophagen vor allem die beiden *Strophosoma*-Arten. Der dichte Bestand mit den nahen Baumkronen begünstigt diese als Schädlinge bekannten Arten in besonderer Weise. Die andere phytophage Art (*Phyllobius argentatus*) gehört mit noch größerem Individuenreichtum ebenfalls zu den dominanten Arten. In der weiteren Entwicklung werden mit zunehmender Höhe und Auflichtung des Forstes diese Arten in ihrer Dominanz weiter zurückfallen. *Hylecoetus* ist auch hier bereits vertreten und besiedelt die dünnen zurückgebliebenen Stämmchen und Durchforstungsreste. *Litargus connexus* als mycetophage Art ist von der höheren Feuchte unter dem dichten Bestandesschirm bevorteilt. Als Art des Bodens kommt *Athous vittatus* nur auf dieser Untersuchungsfläche neben *Athous subfuscus* zu nennenswerter Dominanz.

Von den 20 Arten, die nur auf diesem Standort gefangen wurden, sind erwähnenswert: *Enicmus brevicornis* als Neufund für Mecklenburg, *Elater ferrugineus* und *Mycetophagus populi* als stark gefährdete Arten sowie die 5 Ex. des gefährdeten *Rabocerus foveolatus*.

3.1.5 Standort Mittelalte Kiefer mit Buchenunterbau - KiBu(m)M1



Abbildung 21: Blick auf den Untersuchungsstandort

Gruppenübersicht

Bei der Betrachtung der Ergebnisse fallen zwei Dinge auf. Die deutliche Zunahme der Lepidopteren von 2001 auf 2002 mit der verbundenen Anteiligen Abnahme der Dipteren und

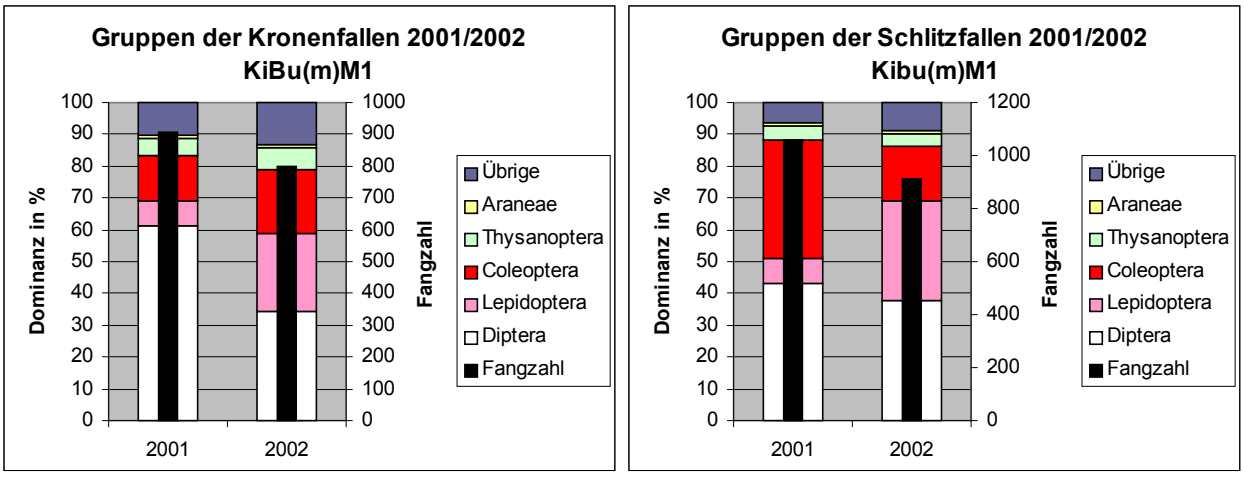


Abbildung 22: Gruppenübersicht der Kronen- und Schlitzfallen

die hohe Präsenz der Coleoptera. Sie erreicht auf dieser Fläche den höchsten Wert aller untersuchten Flächen mit 14,8%. Den Gleichen Anteil erreichen auch die Lepidopteren, die

allerdings nur 2002 stark in Erscheinung treten. Ein besonderes Fangergebnis weisen die Schlitzfallen 2001 auf, die einen Coleopterenanteil von 31,4% aufweisen. Dies ist durch den

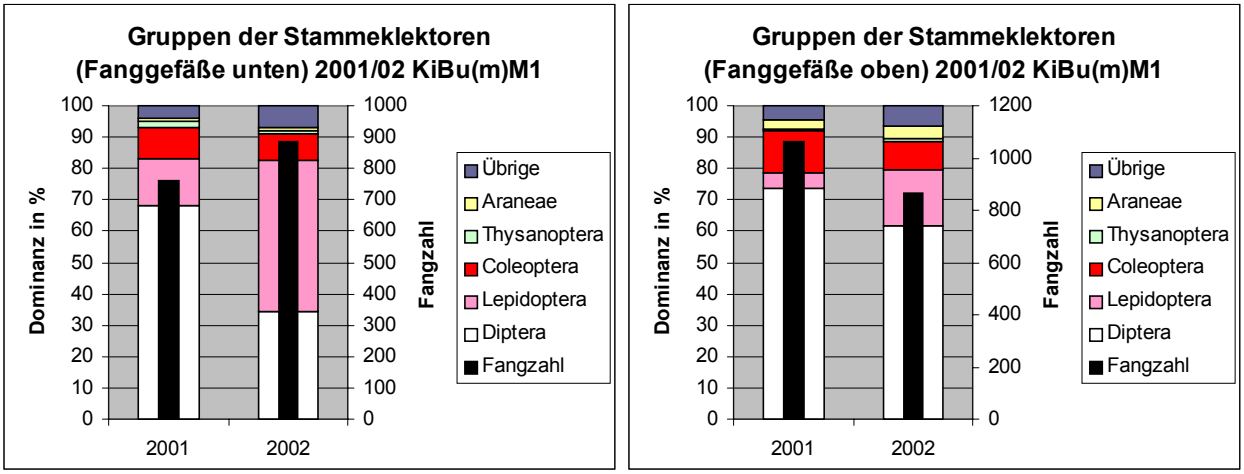


Abbildung 23: Gruppenübersicht von den unteren und oberen Fanggefäße der Stammeklektoren

Umstand geschuldet, dass viele „Blütenkäfer“ wie *Stenurella* und *Byturus* in die Fallen gelangt sind. Mit 2% Anteil folgen die Thysanopteren. Sie kamen im überwiegenden Teil in den Kronen- und Schlitzfallen vor, während die Araneae in nennenswerter Zahl nur in den oberen Fanggefäßen der Stammeklektoren zu finden waren. Sie kamen insgesamt auf unter 2% Anteil am Gesamtfang, dessen Fangzahl bei 12723 lag.

Darstellung der Individuendichte, Artendichte und Artenzahl

	Schlitzfalle	Schlitzfalle	Stamm-Eklektor	Stamm-Eklektor	Kronen-Eklektor	Kronen-Eklektor
KiBu(m)M1	2001	2002	2001	2002	2001	2002
ID	68,9	28,8	15,3	5,3	23,9	30
AD	13,8	11,1	1,74	0,8	10,1	10,7
AZ	97	93	10	9	76	62

Tabelle 7: Individuendichte, Artendichte und Artenzahl der verwendeten Fallentypen

Der 50jährige Kiefernforst mit den unterbauten Buchen wies im ersten Beprobungsjahr eine extrem hohe Individuendichte in den Schlitzfallen auf. Dies lag vor allem an der Art *Byturus tomentosus* dem Himbeerkäfer. Die im Bestand zahlreich vorhandenen Himbeersträucher waren die Quelle für Hunderte von Individuen, die sich zu den Schlitzfallen hingezogen fühlten. Da bei diesen Mengen auch in alle anderen Fallen ihren Weg fanden führte diese Art im Gefolge auch zu einer erhöhten Artendichte. Der Fang war sonst ausgeglichen hinsichtlich der Individuendichte und Artendichte. Die Artenzahlen waren im Bereich der Schlitzfallen erhöht. Durch die Lage dieser Fallen in der Nähe der durch die Bestandesauflichtung noch

reichen Bodenvegetation mit verschiedenen Strauch- und Baumarten waren mehr Arten nachzuweisen.

Dominanzstruktur

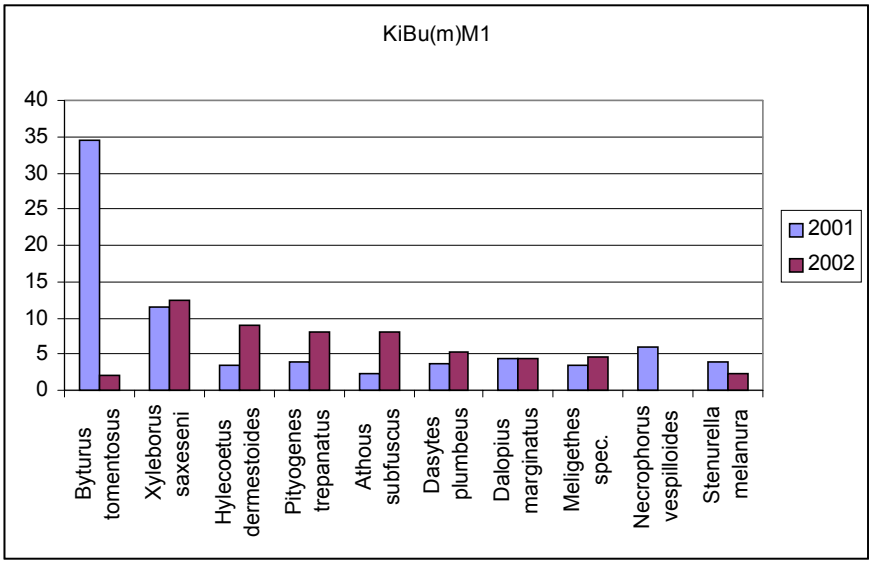


Abbildung 24: Dominanzstruktur der häufigsten Arten im jeweiligen Untersuchungsjahr

Der mittlere Kiefernbestand mit Buchenunterpflanzung zeigt eine deutliche Veränderung hinsichtlich des Auftretens von *Byturus tomentosus*. Im Jahr 2001 ist das Tier noch in Massen vorhanden um im Jahr darauf nicht mehr unter den 10 häufigsten Arten aufzutauchen. Die schnell zunehmende Bestandesdichte der Jungbuchen kann hier zu Änderungen im Mikroklima geführt haben, so dass die an den zahlreichen Himbeeren lebenden Tiere keine ausreichenden Lebensbedingungen mehr vorfinden können. In der Entwicklung kommt (trotz veränderten Fangregimes) dafür die phytophage Art *Strophosoma capitatum* als Begleiter der Buchen zu starker Entfaltung (Stammeklektoren, nicht abgebildet). Eine wichtige Gruppe stellen die Borkenkäfer, die hier noch ausschließlich an den Kiefern leben, da die jungen Buchen kaum totes Zweigmaterial aufweisen. Aufgrund des bis dahin stark aufgelichteten Bestandes ist im Fang auch die Gruppe der Boden- und Krautschichtbewohner (*Dalopius, Athous, Melighetes*) zahlreich vertreten.

Von den 24 Arten, die nur auf diesem Standort gefangen wurden, sind erwähnenswert: *Rhizophagus grandis* als Neufund für Mecklenburg, *Euthia plicata* als Bestätigung eines Fundes vor 1900, *Cryptocephalus punctiger* als stark gefährdete Art sowie die 10 Ex. des gefährdeten *Ampedus elongatulus*.

3.1.6 Standort Junge Kiefer - Ki(j)M1



Abbildung 25: Blick auf den Untersuchungsstandort

Gruppenübersicht

Der Vergleich des Fangergebnisses (Fangzahlen)der verschiedenen Fallentypen zeigt, dass der junge Kiefernstandort jeweils die geringsten Individuenzahlen aufweist. Die Gesamtfangzahl aller Fallen liegt bei 5519 und erreicht damit noch nicht einmal zur Hälfte

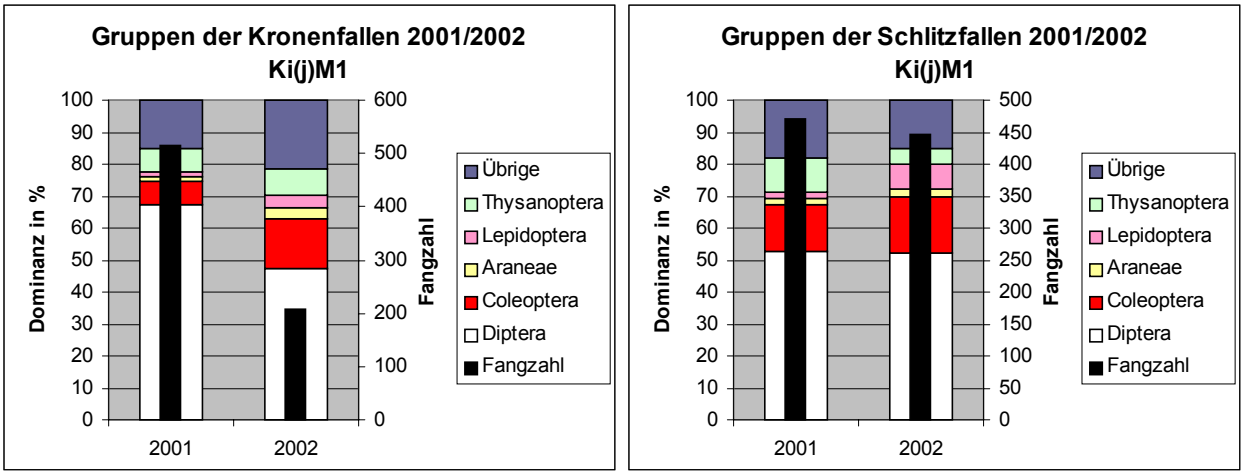


Abbildung 26: Gruppenübersicht der Kronen- und Schlitzfallen

die Ergebnisse der anderen Standorte. Der ausgesprochen geringe Fang im jungen Kiefernbestand dürfte auf den hohen Raumwiderstand in dieser Schicht zurückzuführen sein. Die Kronenfallen waren hier inmitten der dichten Nadelkronen der Schonung aufgehängt. Das Fliegen in diesem Bereich dürfte erheblich eingeschränkt sein.

Die beiden dominierenden Gruppen sind die Dipteren mit 66% und die Coleopteren mit 10%. Auch hier waren in den Kronenfallen nicht die Anteile enthalten, die man aus den älteren

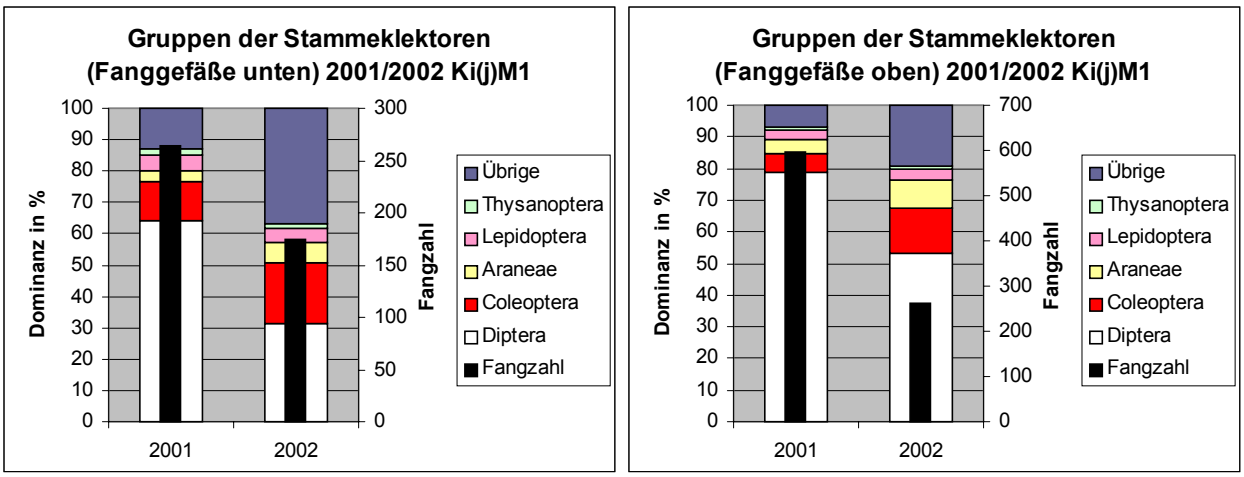


Abbildung 27: Gruppenübersicht von den unteren und oberen Fanggefäße der Stammeklektoren

Kronenbereichen mit ihrem reichhaltigeren Nischenangebot her kennt. Die Araneae und Lepidoptera kommen noch in nennenswerten Anteilen vor, die bei 4% bzw. 3,7% liegen. In dem dichten Kronenbereich hatten die Spinnen eine Chance in die Kronenfallen zu gelangen. So gerieten 2002 immerhin anteilig 3,5% in die Fallen. Die Lepidopteren kamen im Vergleich zu den anderen Standorten zu dem schlechtesten Ergebnis. Auch hier setzen sich die Abnahme der Fangzahlen und die gleichzeitige geringere Anteiligkeit der Dipteren vom Jahr 2002 fort.

Darstellung der Individuendichte, Artendichte und Artenzahl

	Schlitzfalle	Schlitzfalle	Stamm-Eklektor	Stamm-Eklektor	Kronen-Eklektor	Kronen-Eklektor
Ki(j)M1	2001	2002	2001	2002	2001	2002
ID	13,1	15,7	4,57	5,6	7,93	6,33
AD	7,57	7,4	1,57	0,5	5,57	4,49
AZ	69	64	8	5	61	52

Tabelle 8: Individuendichte, Artendichte und Artenzahl der verwendeten Fallentypen

Der junge Kiefernforst mit seinen 20jährigen Bäumen ist durch vergleichsweise geringe Individuendichten gekennzeichnet. Die Artendichten bleiben ebenfalls gering. Die Unterschiede zwischen den beiden Fangjahren sind gering, was für unveränderte Fangbedingungen spricht. Nur wenige Arten wurden auf diesem Standort nachgewiesen. Die Sättigung der Arten-Arealkurve war im 2. Jahr höher. Hier machen sich zusätzliche Arten aus den Stammeklektoren bemerkbar.

Dominanzstruktur

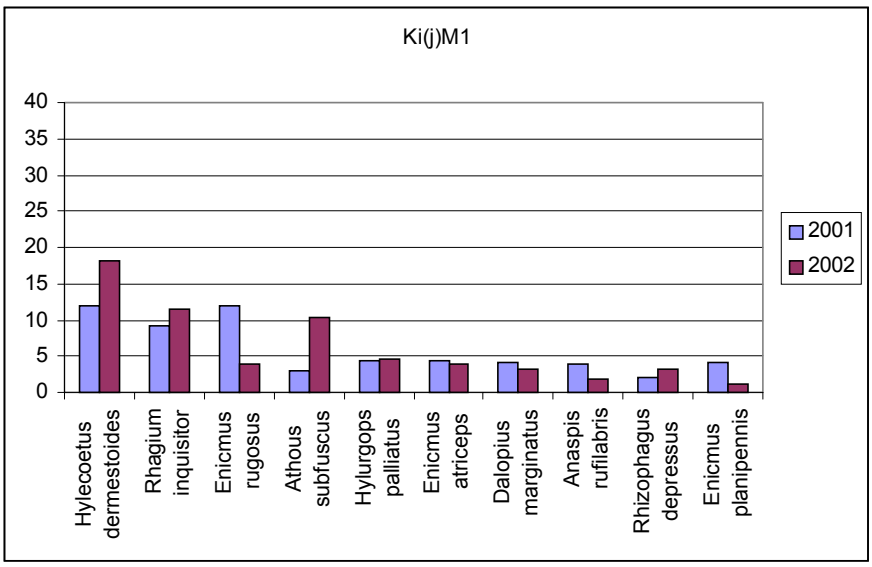


Abbildung 28: Dominanzstruktur der häufigsten Arten im jeweiligen Untersuchungsjahr

In der Kiefernschonung ist im Vergleich zu den anderen Standorten in erster Linie die geringe Dichte der Borkenkäfer auffällig. Die noch jungen, dünnen Stämmchen bieten noch nicht die benötigte Substratqualität. *Hylecoetus dermestoides* ist die häufigste Art. Er besiedelt offenbar wie *Hylurgops palliatus* die ersten Durchforstungsreste von wenigen Zentimetern Durchmesser. In nennenswerten Anteilen sind myceto-/detritophage Arten der *Lathridiidae* und *Mycetophagidae* vorhanden, die ihren Ursprung vor allem in der Streuschicht haben. Im zweiten Untersuchungsjahr kamen phytophage Arten an Kiefer mehr zur Geltung. Hierher gehört *Strophosoma capitatum* aus den Stammeklektoren. Mit *Rhizophagus depressus* (und *Thanasimus formicarius*) sind auch räuberische Vertreter unter den Dominanten anzutreffen. Arten der noch fehlenden Krautschicht gewinnen an Dominanz (*Athous subfuscus*).

Von den 12 Arten, die nur auf diesem Standort gefangen wurden, sind erwähnenswert: *Scydmaenus rufus* als Bestätigung eines Fundes vor 1900, *Corticaria alleni* als stark gefährdete Art und *Pytho depressus* als gefährdete Art, die hier in 8 Ex. nachgewiesen wurde.

3.2 Vergleich der Straten

Die xylobionten (und anderen) Käfer wurden mit verschiedenen Fallentypen beprobt: der Stamm mit Stammeklektoren, die bodennahe Schicht mit modifizierten Schlitzfallen und der Kronenraum mit Lufteklektoren. Die Fangweise dieser Fallen ist sehr unterschiedlich und ein Vergleich deshalb schwierig und mit Vorsicht zu interpretieren. So fängt ein regulär aufgestellter Stammeklektor (mit allen Fangdosen) etwa das 4fache an Individuen als Schlitz-

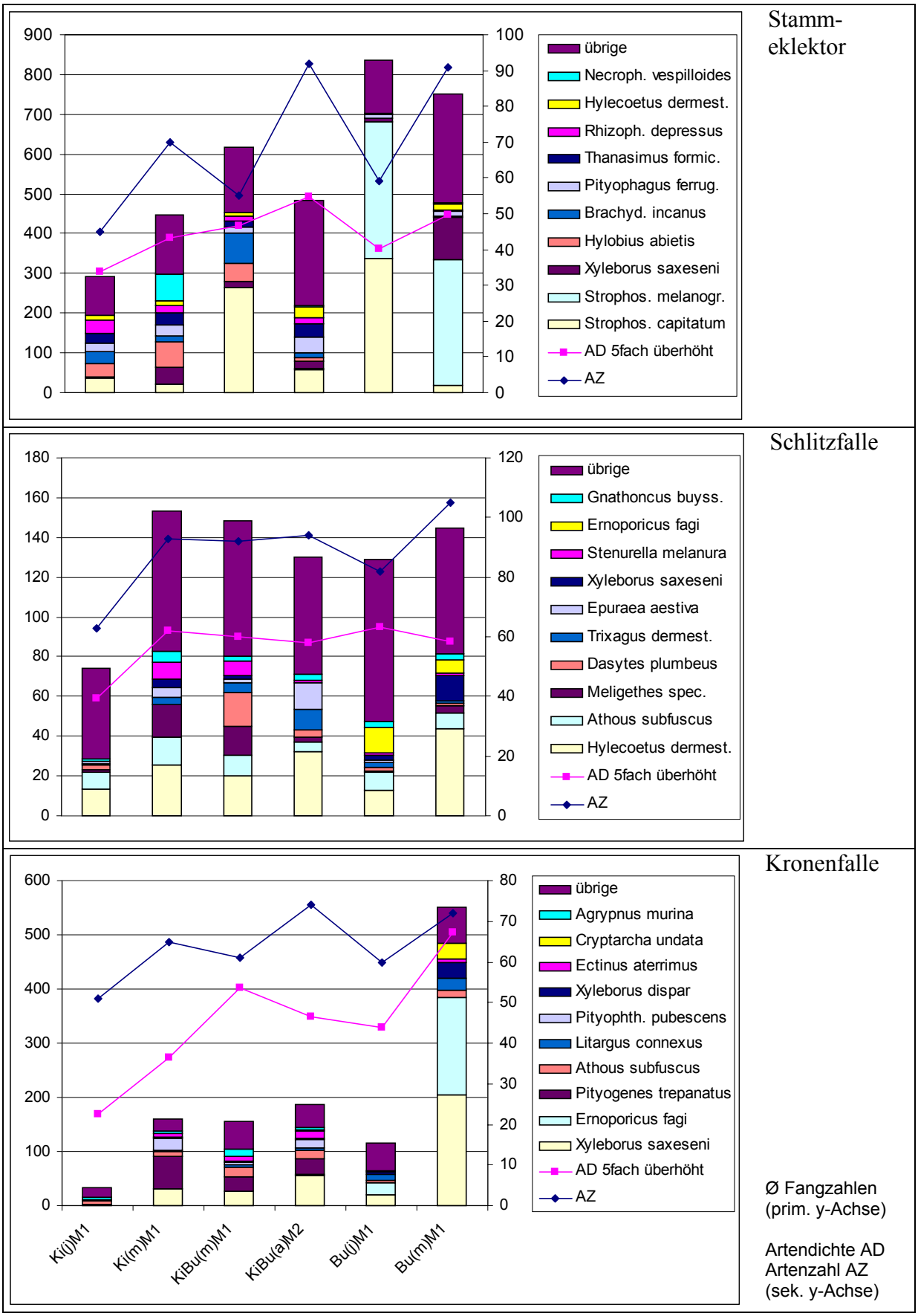


Abbildung 29: Ø Fangzahlen, Artendichten und Artenzahlen der Standorte nach Straten 2002

oder Kronenfalle. Ob dieses an der Fangmethode liegt oder tatsächlich die Aktivität im Stammbereich höher ist, kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Andererseits ist die Anbringung einer (dann vergleichbaren) Kronenfalle am Stamm unsinnig, da sie für diese Struktur nicht geeignet ist.

Der Vergleich der Standorte und der beprobten Straten (Abb. 29) präsentiert ein sehr ausgewogenes Bild bei den Fangergebnissen der Schlitzfallen. Es weicht lediglich der junge Kiefernstandort mit etwa halb so großen Fangzahlen ab. Die Stammeklektoren zeigen dagegen eine Zunahme von den Kiefernbeständen zu den Misch- und Buchenbeständen. Ein sehr ungleiches Ergebnis liegt aus den Kronenfallen vor. Der junge Kiefernbestand zeigt hier extrem geringe Fänge der Coleoptera. Sie liegen im Vergleich mit dem folgenden Buchen-Jungbestand um 2/3 niedriger. Hohe Fangzahlen sind in den Kronenfallen scheinbar an alte Bestände gebunden. Die mit Abstand höchsten Fangzahlen wurden im mittleren Buchenwald erreicht die zweithöchsten im alten Kiefern-Buchen(-Eichen)-Mischbestand. Es sind vor allem zwei Borkenkäfer die dieses Ergebnis verursachen: *Ernoporicus fagi*, ein monophager Buchenbesiedler, und der polyphage *Xyleborus saxeseni*, eine Art mit stärkerer Präferenz für Buchenstandorte. Eine ähnliche Tendenz ist auch in den anderen Straten und Fallengruppen zu beobachten: ältere Bestände zeigen oft sehr hohe Dominanzen von wenigen Arten (ein bis vier). Dieses ungleiche Dominanzverhältnis muss –trotz Anwesenheit vieler Arten, also hoher Artenvielfalt- bei der Ermittlung von Diversitätswerten zu einer *rechnerischen* Abwertung führen.

Die Werte der Artenzahlen sind für die verschiedenen Fallentypen fast kongruent. Jüngere Bestände der gleichen Zusammensetzung weisen immer geringere Artenzahlen auf als die entsprechenden Altbestände. Geringe Werte in den jungen Kiefernforsten steigen über die Mischbestände zu den Reinbeständen an.

Hinsichtlich der Artendichte (als Ausdruck der Homogenität) ergibt sich ein ähnlicher Verlauf des Anstieges von jungen Kiefernbeständen zu den Buchenreinbeständen. Er wird in den Stammeklektoren und den Kronenfallen deutlich. Die Schlitzfallen zeigen nur einen geringeren Wert in den der jungen Kiefer, während die anderen Standorte etwa gleich hohe Werte erzielen.

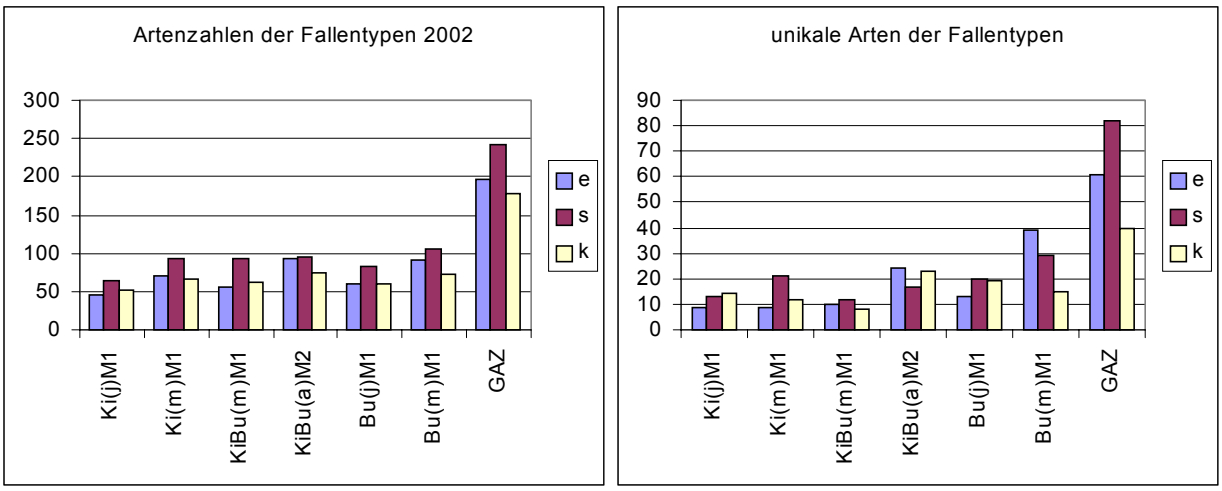


Abbildung 30: Vergleich der Fallentypen aus den verschiedenen Straten (GAZ-Gesamtartenzahl)

Die Gegenüberstellung der Fallen zeigt eine deutliche höhere Artenzahl, die mit den Schlitzfallen in Bodennähe nachgewiesen werden kann. Die Werte dieses Stratums liegen bei allen Untersuchungsflächen über den Artenzahlen des Stammbereiches und der Krone. Auch in der Zusammenfassung aller Standorte ist dieses Verhältnis sehr deutlich. Der Fang von Arten, die auf der Probefläche nur in einem Fallentyp gefangen wurden, ist ebenfalls am höchsten in den Schlitzfallen. Die Arten der Stammeklektoren werden aber auf den Standorten der älteren Bestände bedeutsam. Sie übersteigen hier die Artenzahlen der Einzelfänge der anderen eingesetzten Fallentypen. Auch die Kronenfallen erreichen nur selten die Werte der Schlitzfallen. Dies hängt mit der Lage der Fallen zusammen. Die Stammeklektoren befinden sich im gleichen bodennahen Stratum wie die Schlitzfallen, sind aber schwerer „zugänglich“. Nur Arten die direkt am Stamm leben (Totholz) werden besser erfasst. Die Hauptaktivität anderer waldgebundener Arten dürfte sich im bodennahen Bereich abspielen. Die Arten werden bei ihren Migrationen durch den Luftraum von den Schlitzfallen am ehesten gefangen. Im Kronenbereich kommen spezialisierte Arten hinzu, die aber selten die Mengen des bodennahen Stratums erreichen.

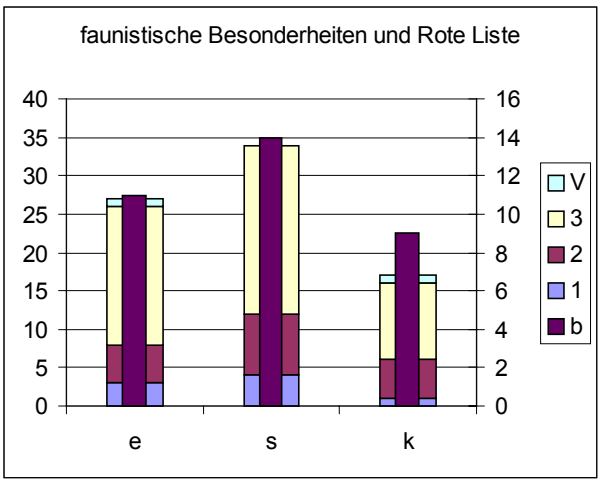


Abbildung 31: bemerkenswerte Arten in den Straten (e-Stammeklektor, s-Schlitzfallen, k-Kronenfalle, b-faunistisch bemerkenswerte Arten)

Hinsichtlich der bemerkenswerten Arten ergibt sich ein ähnliches Bild wie bei Artenzahlen und unikalen Arten. Die größte Bedeutung hatte der Einsatz der Schlitzfallen, gefolgt von den Stammeklektoren. Die Artenzahl der Kronenfallen liegt auch hier etwa bei der Hälfte der Arten der Schlitzfallen. Aufgrund der Unzugänglichkeit dieses Stratums für Untersuchungen ist hier allerdings die Dichte übersehener und unentdeckter Vorkommen höher. Das resultiert in einem relativ zur Artenzahl hohen Wert an faunistisch interessanten Arten. Diese sind aber nicht zwangsläufig gefährdet.

In Tabelle 9 ist als wichtiges Ergebnis die Bindung der Arten an die Fallen und damit an die Straten aufgezeigt. Zur obligaten Stammfauna gehören neben den Arten, die von der Bodenoberfläche gelegentlich den Stamm herauflaufen (Carabiden, phytophage der Krautschicht) vor allem Holzbesiedler wie Cerambyciden (*Corymbia rubra, Rhagium spec*.) *Ptilinus pectinicornis* oder Jäger der Gattungen *Thanasimus, Rhizophagus* und *Pityophagus*. Hierher gehören auch die flugunfähigen *Strophosoma*-Arten. In die Schlitzfallen geraten mit hoher Stetigkeit vor allem *Epuraea*-Arten und Latridiiden für die wahrscheinlich die Lockwirkung von Entscheidung ist um ihren Aufenthalt am Boden zu verlassen. *Stenurella melanura, Anastrangalia sanguinolenta* und *Byturus tomentosus* werden von der hellen Farbe gelockt. Zu den typischen Kronenbewohnern gehören vor allem Zweigbewohnende Scolytiden, der Jäger *Nemosoma elongatum, Cryptarcha undata, Agrypnus murina* sowie *Enicmus planipennis*.

Tabelle 9: Stratenpräferenz wichtiger Arten nach der Dominanz in Fallentypen (min. 6Ex.)

rel. Fangzahl	Art	Stammekl.	Schlitzfalle	Kronenfalle
4,3	Corymbia rubra	1	0	0
4,8	Bolitophagus reticulatus	1	0	0
11	Pterostichus oblongopunctatus	1	0	0
14	Pterostichus niger	1	0	0
42	Polydrusus undatus	1	0	0
133	Brachyderes incanus	0,99	0	0,01
41	Carabus hortensis	0,99	0,01	0
161	Hylobius abietis	0,99	0	0,01
676	Strophosoma melanogrammum	0,99	0,01	0,01
75	Necrophorus vespilloides	0,99	0,01	0,01
18	Carabus violaceus	0,99	0,01	0
35	Polydrusus mollis	0,98	0,02	0
108	Thanasimus formicarius	0,98	0,01	0,01
755	Strophosoma capitatum	0,98	0,01	0,01
53	Epuraea marseuli	0,97	0,03	0
6,6	Cantharis nigricans	0,97	0	0,03
25	Rhagium mordax	0,97	0,02	0,01
4,2	Thalycra fervida	0,95	0	0,05
3,9	Calodromius spilotus	0,95	0,05	0
3,6	Thanasimus rufipes	0,94	0	0,06
20	Ptilinus pectinicornis	0,94	0,04	0,01
6,8	Pissodes pini	0,94	0,06	0
6	Glischrochilus quadripunctatus	0,93	0,07	0
3,7	Myrrha octodecimguttata	0,93	0	0,07
3,5	Selatosomus aeneus	0,93	0	0,07
9,6	Cryptophagus distinguendus	0,92	0,06	0,02
12	Rhizophagus dispar	0,91	0,09	0
38	Rhagium inquisitor	0,91	0,03	0,06
9	Opilo mollis	0,89	0,02	0,08
14	Rhagium bifasciatum	0,89	0,08	0,03
90	Rhizophagus depressus	0,89	0,08	0,03
3,6	Pytho depressus	0,89	0,11	0
144	Pityophagus ferrugineus	0,87	0,12	0
27	Lagria hirta	0,87	0,13	0
7,3	Scymnus suturalis	0,87	0,03	0,1
4,6	Cartodere nodifer	0,87	0,13	0
5,8	Otiorhynchus singularis	0,83	0,08	0,09
26	Melanotus rufipes	0,82	0,11	0,08
3,2	Dromius agilis	0,81	0,06	0,13
39	Rhizophagus parvulus	0,81	0,13	0,07
5,3	Uleiota planata	0,79	0,15	0,06
5,3	Ampedus pomorum	0,77	0,11	0,12
68	Anthribus albinus	0,76	0,01	0,23
32	Cryptophagus dentatus	0,75	0,18	0,06
20	Melanotus castanipes	0,75	0,21	0,04
8,7	Hylurgops palliatus	0,74	0,23	0,03
51	Phyllobius argentatus	0,73	0,17	0,1
44	Glischrochilus hortensis	0,72	0,21	0,07
4,6	Diplocoelus fagi	0,7	0,3	0
14	Glischrochilus quadrisignatus	0,68	0,26	0,06
6	Cyphon hilaris	0,67	0,22	0,12
74	Trixagus dermestoides	0,66	0,32	0,02
3,8	Cis castaneus	0,64	0,36	0
26	Ampedus balteatus	0,61	0,36	0,04
6,7	Phymatodes testaceus	0,61	0,25	0,14
8,5	Epuraea unicolor	0,58	0,37	0,05
44	Rhizophagus bipustulatus	0,51	0,4	0,09
28	Pediacus depressus	0,44	0,52	0,04
3,5	Serica brunnea	0,46	0,47	0,07
16	Cryptophagus pubescens	0,4	0,51	0,09
10	Gnathoncus nannetensis	0,38	0,62	0
230	Hylecoetus dermestoides	0,34	0,64	0,01
3,2	Latridius consimilis	0,31	0,69	0
3,6	Mordellochroa abdominalis	0,22	0,61	0,16
16	Epuraea longula	0,2	0,79	0,01
27	Epuraea aestiva	0,18	0,82	0
7,3	Enicmus atriceps	0	1	0
20	Stenurella melanura	0	1	0
8,5	Byturus tomentosus	0	0,97	0,03
15	Anastrangalia sanguinolenta	0	0,95	0,05
28	Dasytes plumbeus	0	0,93	0,07
3,2	Stephostethus alternans	0	0,84	0,16
19	Enicmus rugosus	0,17	0,62	0,21
4,2	Enicmus testaceus	0	0,73	0,27
23	Taphrorychus bicolor	0	0,49	0,51
23	Anaspis rufilabris	0,07	0,42	0,51
29	Rhynchaenus fagi	0,16	0,33	0,51
70	Xyleborus dispar	0,19	0,22	0,58
548	Xyleborus saxeseni	0,34	0,04	0,62
34	Cryptarcha strigata	0,34	0,03	0,63
65	Litargus connexus	0,26	0,06	0,69
5,9	Megatoma undata	0,14	0,1	0,76
12	Enicmus planipennis	0	0,18	0,82
34	Agrypnus murina	0,14	0,01	0,85
38	Cryptarcha undata	0,13	0,01	0,86
6,6	Nemosoma elongatum	0	0,12	0,88
130	Pityogenes trepanatus	0,1	0	0,9
221	Ernoporicus fagi	0	0,09	0,91
45	Pityophthorus pubescens	0,04	0	0,96
12	Pityogenes bidentatus	0	0,03	0,97
23	Cortinicara gibbosa	0,44	0,32	0,24
3,2	Hedobia imperialis	0,49	0,25	0,26
44	Dalopius marginatus	0,46	0,27	0,27
40	Gnathoncus buyssoni	0,27	0,45	0,28
6,8	Xestobium plumbeum	0,29	0,32	0,38
171	Athous subfuscus	0,29	0,32	0,39
18	Athous vittatus	0,22	0,38	0,4
7,8	Athous haemorrhoidalis	0,31	0,29	0,41
6,1	Anaspis ruficollis	0,43	0,13	0,44
74	Ectinus aterrimus	0,4	0,12	0,48

3.3 Charakteristika zum Vergleich von Beständen

3.3.1 Diversität und Äquität

Die Diversität ist ein auf eine Biozönose, ein Ökosystem oder einer Raumeinheit bezogenes Maß für die Vielfalt von Erscheinungsformen (Arten und Strukturen) und der Gleichmäßigkeit ihrer Verteilung. Zur Bestimmung der Diversität wird z.B. die Eveness (Äquität) als Maß für die Gleichverteilung der Arten herangezogen, sie wird auch als Ausbildungsgrad der Diversität bezeichnet (AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDESPFLEGE (1984)). Die Einteilung nach LLOYD & GHELARDI (1964) berücksichtigt dabei die Tatsache, dass in natürlichen Beständen häufige und weniger häufige Arten nebeneinander vorkommen. Die abgeleitete Funktion kann in deren Tabellen ablesen werden und Beziehung gesetzt werden.

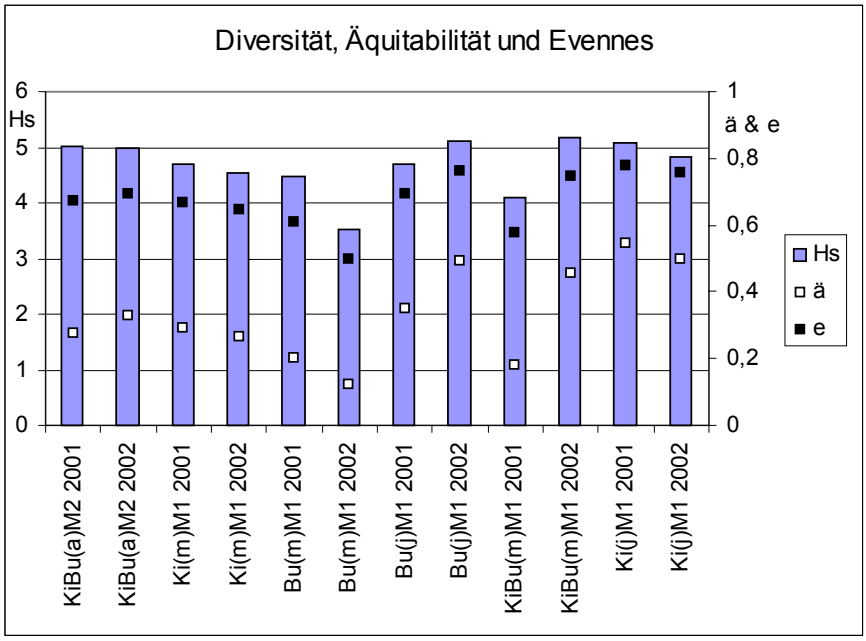


Abbildung 32: Darstellung der Diversität (Hs), Äquität (ä) und Evenness (e) nach LLOYD & GHELARDI

Bei der Auswertung der Diversitätswerte nach LLOYD & GHELARDI (1964) kommen Ergebnisse heraus, die nicht zu einer Endbewertung herangezogen werden sollten. So erreicht die junge Kiefernschonung (Ki(j)M1) in der Jahresmittlung den höchsten Diversitätswert. Auch der Äquitätswert liegt mit 0,5 deutlich höher als bei den anderen Untersuchungsflächen. Hier bewegen sich die Werte im Bereich von 0,2 bis 0,3. Nach MADER (1980) und KLAUSNITZER (1987) sollen geringere Diversitäts- und Evenesswerte eine Störung der Dominanzstruktur anzeigen. Derartige Systeme seien deshalb instabil und leicht störbar. Demzufolge wäre der junge Kiefernforst der Bestand, der die geringsten Störungen aufweist.

Ein Bestand der allein durch die gesteigerte Wuchsleistung in der Jugend und die damit verbundenen Durchforstungen in kurzen Zeitabständen seine Erscheinungsform ändert. Der sich in einem Klimaxstadium befindende 160jährige Buchenwald (Bu(m)M1) hingegen, der sein Erscheinungsbild über Jahrzehnte kaum verändert, soll eine instabile Lebensgemeinschaft mit deutlich gestörten Dominanzstrukturen aufweisen, die einen deutlich längeren Zeitabschnitt zur Verfügung hatte, sich dem Gegebenheiten anzupassen. Dies weist auf die Unbrauchbarkeit dieser Werte hin, die bei einem solchen Versuchsansatz nicht zu verwenden sind.
Die Brauchbarkeit von Diversitätsberechnungen wird von KÖHLER (2000) widerlegt, der für Naturwaldzellen eine abnehmende Diversität mit zunehmender Naturnähe zeigen konnte! Dies ist analog zu seinen Untersuchungen auf hohe Dominanzwerte einiger Arten zurückzuführen, während die Artenzahl dennoch sehr hoch ist. Das Fehlen dieser Eudominanten in den Jungbeständen, dürfte vor allem auf das völlige Fehlen von verwertbaren Ästen, geschweige denn Stämmen zurückzuführen sein. Darüber hinaus kommt es zu Veränderungen der Diversität und ihrer abgeleiteten Werte bereits innerhalb von zwei Jahren. Sie sind auf Schwankungen der Populationsstärke einzelner Arten aufgrund von beispielsweise Witterung und Nahrungsangebot zurückzuführen. Einjährige Untersuchungen laufen Gefahr, hier Trugschlüsse zu produzieren! Die notwendige Anzahl von Untersuchungsperioden für eventuell gesicherte Aussagen ist sicher noch nicht ermittelt worden. Außerdem müssen die in Monokulturen nacheinander ablaufenden Prozesse in natürlichen Wäldern mit allen Alterstufen gleichzeitig auftreten, so dass hier extreme Ausschläge ebenfalls nicht ungewöhnlich sein dürften. Der Abbau gerade abgestorbener Großstämme muss insbesondere durch die Primärbesiedler innerhalb kürzester Zeit erfolgen, mit dem Ergebnis einer lokal stark ansteigenden Populationsdichte (z.B. Borkenkäfer).

3.3.2 Dominantenidentität, Artenidentität und Wainstein-Index

Bei den folgenden Trellis-Diagrammen werden alle Standorte und einzelnen Untersuchungsjahre anhand der Dominantenidentität (Renkonen-Index), der Artenidentität (Jaccardsche Zahl) sowie deren Kombination (Wainstein-Index) (aus BALOGH J. 1958) graphisch dargestellt. Die genauen Werte lassen sich ebenfalls aus der Tabelle entnehmen.
Aus den Trellisdiagrammen werden verschiedene Aspekte deutlich. Es werden auf der Dominanz- und noch deutlicher auf der Artenebene relativ geringe Identitäten zwischen den

Randgliedern der „Sukzession“ dem jungen Kiefernforst und dem mittleren Buchenbestand erreicht. Auf relativ stabilen Untersuchungsflächen, wie dem mittleren Buchenbestand, wird beim Vergleich der beiden Untersuchungsjahre eine Artenidentität von knapp 68% erreicht während sie zum jungen Kifernforst nur 29% beträgt (analog zu den Kiefernbeständen). Alle Flächen schneiden bei diesem direkten Jahresvergleich ähnlich ab. Sie liegen bei 70-80%. Die Ursache ist im wesentlichen in zwei Aspekten zu suchen. Zum einen besteht eine hohe Grundähnlichkeit des Arteninventars von Jahr zu Jahr. Andererseits eignen sich die Fallentypen nicht zur vollständigen Erfassung der Käferfauna im Wald, so dass sich vollständige Ähnlichkeiten nicht ergeben. Trotz der Vielzahl der Erfassungsmethoden mit mehrfacher Replikation wird das Artspektrum nur unzureichend erfasst, wie die im Anhang stehenden Artenarealkurven zeigen.

	Jaccard	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
		Ki(j)M1	Ki(j)M1	Ki(m)M1	Ki(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(a)M2	KiBu(a)M2	Bu(j)M1	Bu(j)M1	Bu(m)M1	Bu(m)M1
2001	Ki(j)M1	x	82,35	50,88	51,35	50,86	58,59	38,56	35,71	32,00	25,37	38,10	29,73
2002	Ki(j)M1		x	46,49	43,48	46,55	53,54	38,78	44,26	24,43	27,42	30,32	30,71
2001	Ki(m)M1			x	78,64	76,85	62,83	70,54	56,06	34,48	30,67	41,72	37,34
2002	Ki(m)M1				x	63,03	77,55	65,91	63,64	40,91	41,86	49,32	46,10
2001	KiBu(m)M1					x	73,33	64,96	48,61	30,32	25,00	39,64	34,34
2002	KiBu(m)M1						x	58,82	65,22	33,33	39,37	44,67	41,26
2001	KiBu(a)M2							x	68,89	40,51	40,13	75,00	54,97
2002	KiBu(a)M2								x	44,44	45,45	58,04	56,72
2001	Bu(j)M1									x	83,95	52,24	52,03
2002	Bu(j)M1										x	51,88	60,71
2001	Bu(m)M1											x	68,22
2002	Bu(m)M1												x

	Renkonen	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
		Ki(j)M1	Ki(j)M1	Ki(m)M1	Ki(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(a)M2	KiBu(a)M2	Bu(j)M1	Bu(j)M1	Bu(m)M1	Bu(m)M1
2001	Ki(j)M1	x	61,83	31,68	29,30	32,37	43,23	34,75	31,89	30,93	27,40	24,17	22,07
2002	Ki(j)M1		x	30,40	30,86	25,73	46,08	37,03	37,18	26,92	27,88	19,17	17,12
2001	Ki(m)M1			x	72,81	48,94	61,03	71,08	51,85	34,72	31,31	29,87	27,83
2002	Ki(m)M1				x	43,27	60,90	69,56	63,19	38,66	35,24	35,39	35,55
2001	KiBu(m)M1					x	53,00	42,38	33,66	32,17	25,97	30,61	24,68
2002	KiBu(m)M1						x	57,18	58,82	45,30	38,92	36,62	32,71
2001	KiBu(a)M2							x	66,44	40,37	39,78	40,96	35,57
2002	KiBu(a)M2								x	43,42	42,44	43,00	39,42
2001	Bu(j)M1									x	61,95	52,17	48,22
2002	Bu(j)M1										x	49,54	52,14
2001	Bu(m)M1											x	64,67
2002	Bu(m)M1												x

	Wainstein	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002	2001	2002
		Ki(j)M1	Ki(j)M1	Ki(m)M1	Ki(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(a)M2	KiBu(a)M2	Bu(j)M1	Bu(j)M1	Bu(m)M1	Bu(m)M1
2001	Ki(j)M1	x	50,92	16,12	15,05	16,46	25,33	13,40	11,39	9,90	6,95	9,21	6,56
2002	Ki(j)M1		x	14,13	13,42	11,98	24,67	14,36	16,46	6,58	7,64	5,81	5,26
2001	Ki(m)M1			x	57,26	37,61	38,35	50,14	29,07	11,97	9,60	12,46	10,39
2002	Ki(m)M1				x	27,27	47,23	45,85	40,21	15,81	14,75	17,45	16,39
2001	KiBu(m)M1					x	38,87	27,53	16,36	9,76	6,49	12,14	8,48
2002	KiBu(m)M1						x	33,63	38,36	15,10	15,32	16,36	13,50
2001	KiBu(a)M2							x	45,77	16,35	15,96	30,72	19,55
2002	KiBu(a)M2								x	19,30	19,29	24,96	22,36
2001	Bu(j)M1									x	52,00	27,25	25,09
2002	Bu(j)M1										x	25,70	31,66
2001	Bu(m)M1											x	44,12
2002	Bu(m)M1												x

Abbildung 33: Trellisdiagramme zur Dominanten- und Artenidentität sowie deren Kombination nach WAINSTEIN

So werden im Durchschnitt nur 53% der zu erwartenden Arten (ein extrapolierter Wert) überhaupt nachgewiesen. Viele der erfassten Arten gelangten wiederum nur mit einem oder

wenigen Exemplaren in die Fallen. Dies führt zu einer Verringerung der Werte, da es sich gewissermaßen um zufällige Funde handelt. Diese einzelnen Zufallsfunde haben einen erheblichen Einfluss auf die Werte der Artenidentität. Bei der Dominantenidentität werden hingegen die häufigen überbewertet, weshalb diese Werte oft höher ausfallen. Der Wainstein-Index (Jaccard x Renkonen) soll diese Schwachpunkte ausgleichen, indem die Werte verrechnet werden (MÜHLENBERG, M 1993).

Ein Standort muss fast gesondert für sich stehen, die junge Kiefernschonung. Sie zeigt zu allen anderen Standorten sowohl in der Artenidentität als auch in der Dominantenidentität geringste Übereinstimmungen. Lediglich an beiden mit 50 bzw. 80jährigen Kiefern bestockten Beständen (Ki(m)M1; KiBu(m)M1) zeigt die Käferzönose erhöhte Identitätswerte. Es konnten sich also schon einige typische Kieferntiere im jungen Bestand etablieren. Wenn man sich dazu die Lebensgemeinschaft in einem jungen Buchenbestand ansieht, so zeigt sich eine völlig andere Artenzusammensetzung, die nur die zahlreich vertretenen Ubiquisten gemein hat (siehe dazu Tabelle im Anhang). Bei dem Wainstein-Index werden Ähnlichkeiten von z.T. nur 5% erreicht.

Als anderes Extrem muss der junge Buchenwald gelten. Auch er stellt nur geringe Ähnlichkeiten zu den untersuchten Kiefern-Standorten. Nur die mit schon älteren Buchen bewachsenen Bestände weisen eine erhöhte Ähnlichkeit auf. Für die 8jährigen Buchen im mittleren Kiefernmischbestand (KiBu(m)M1) scheint noch keine Bindung explizit an Buche lebender Arten zu bestehen. Hier liegen die Werte nach WAINSTEIN sämtlich deutlich unter 20%, z.T. sogar unter 10%.

Sehr hohe Identitäten erreichen die älteren Bestände (mit Anteilen) von Buchen untereinander. Hohe Ähnlichkeit zwischen den reinen Buchenbeständen und den älteren Mischbeständen deuten auf die Veränderung des Arteninventars in Richtung der Zönosen, wie sie in den Buchenbeständen zu finden sind. Diese Beobachtung ist auch der nächsten Abbildung (Abb. 34) Arten der Roten Liste Deutschland zu entnehmen.

Ähnlich hohe Übereinstimmungen werden in den älteren Kiefernbeständen erreicht. Allerdings tritt hier der schon angesprochene alte Mischbestand (KiBu(a)M2) zurück. Die Artengemeinschaft der 50-80jährigen Kiefern (Ki(m)M1; KiBu(m)M1) ist doch leicht stärker ausgeprägt und nicht durch die Buchenarten überprägt.

3.4 Artenzahlen, Arten der Roten Liste und Einmalfänge im Vergleich

Da in Mecklenburg-Vorpommern lediglich für die drei Familien der *Carabidae* (MÜLLER-MOTZFELD 1992), *Scarabaeidae* (RÖßNER 1993) und *Cerambycidae* (BRINGMANN 1993) Rote Listen vorliegen, muss zur Beurteilung der Gefährdungssituation die Rote Liste Deutschlands (GEISER 1998) herangezogen werden.

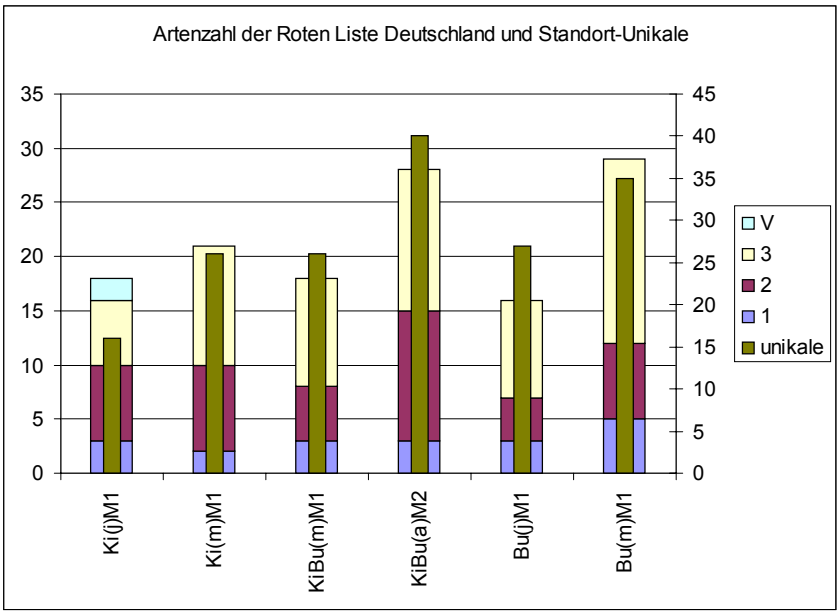


Abbildung 34: Anzahl der Rote-Liste-Arten der jeweiligen Standorte

Das Ergebnis ist die besondere Eignung des Buchenwaldes für den Erhalt gefährdeter Arten. Dagegen erreichen die Kiefernbestände bis zum Alter von 80 Jahren nur die Bedeutung eines 30jährigen Buchendickichts (Abb. 34).
Als unikale Arten werden hier die Arten bezeichnet, die innerhalb der Untersuchung nur an einem Standort gefunden wurden. Auch hier erreicht der junge Kiefernstandort die geringste Artenzahl. Der junge Buchenstandort ist gleichwertig mit den mittleren Kiefern- und Mischbeständen. Herausgehoben sind der alte Mischbestand und der Buchenwald, obwohl es sich nur um einen Wirtschaftswald handelt.

Mit der An- oder Abwesenheit von Arten in den untersuchten Rein- und Mischbeständen lässt sich eine Attraktivität für die Summe der Arten ermitteln (Abb. 35). Die vorgenommene Gruppierung unterscheidet zwischen Arten, die nur in den Reinbeständen anzutreffen sind (K und B), Arten die neben den Reinbeständen auch in den Mischbeständen anzutreffen sind (K-

KB und KB-B) sowie den indifferenten Arten (K-KB-B) die entweder auf allen Flächen anzutreffen waren oder nur in den gemischten oder nur in *beiden* Reinbeständen.

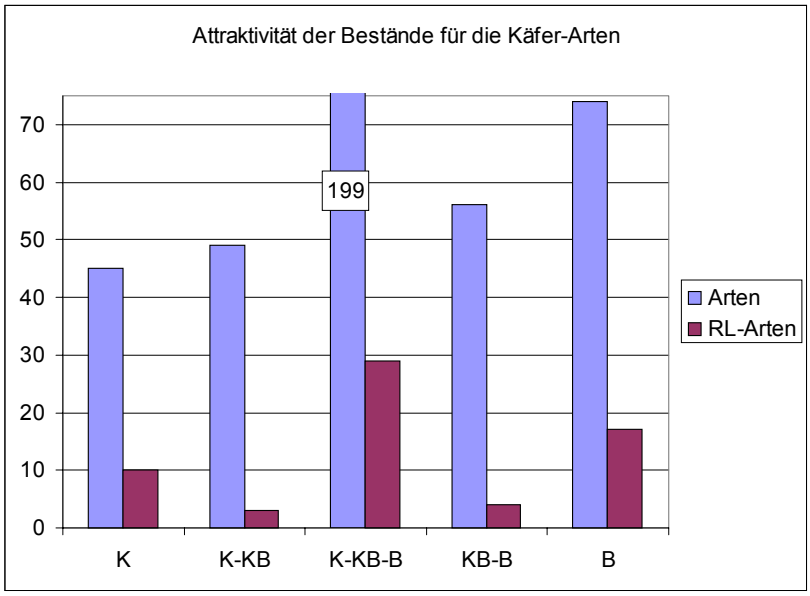


Abbildung 35: Bindung der Arten an die Baumarten und ihre Mischungen

Hinsichtlich der Gesamtartenzahl zeigt sich eine deutliche Präferenz für die Buche. An den Beständen mit Kiefern sind ca. je 45 Arten gegenüber 65 Arten in den Buchen-Beständen zu verzeichnen. Indifferente nehmen den größten Teil ein. Bei den Arten der Roten Liste Deutschland ist die Zahl der indifferenten ebenfalls am höchsten, was bei der hohen Gesamtartenzahl nicht verwunderlich ist. Die Buchenreinbestände folgen aber bei wesentlich geringerer Gesamtartenzahl als nächstes und unterstreichen die Bedeutung von Buchenwäldern für die Artenvielfalt.

Bei der Reduktion auf die beiden untersuchten Baumarten Kiefer und Buche muss zur Anwendung einer Formel übergegangen werden. Es gehen nicht nur die Arten sondern auch die Individuen in die Gewichtung ein. So können indifferente Arten, die auf allen untersuchten Flächen vorkamen, mithilfe ihrer Dominanz einer Baumart zugeordnet werden. Während die exclusiven Reinbestandsarten voll in die Berechnung eingehen, wurden die Individuenzahlen aus Mischbeständen zu 20% den Reinbeständen mit der jeweils höheren Dominanz der Art zugerechnet.

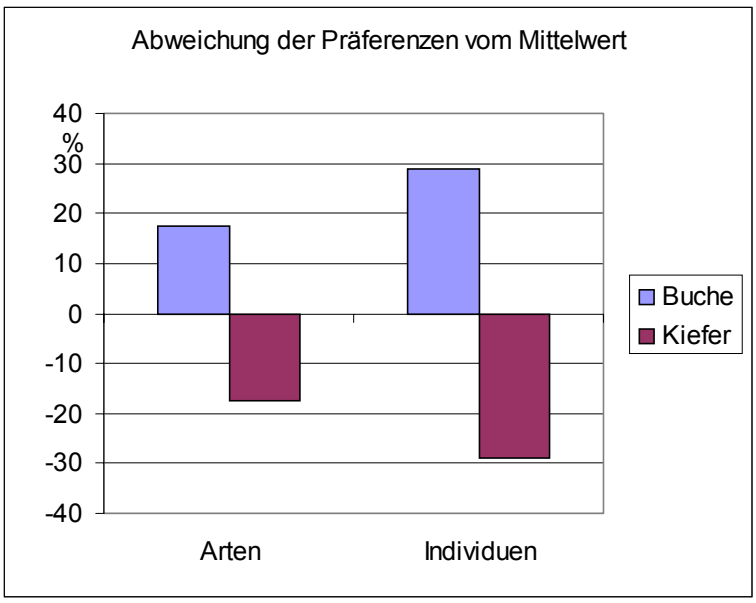


Abbildung 36: Präferenz der Arten und Individuen für die Baumart

Das Ergebnis bedarf kaum einer Interpretation: Sowohl Arten- als auch Individuenzahlen sind auf Standorten mit Buchen höher.
Das Ergebnis darf jedoch nicht pauschal angewendet werden, da auf den natürlichen Standorten der Kiefer ebenfalls exclusive Arten leben. Diese würden z.B. bei Umwandlung von autochthonen Flechten-Kiefern-Wäldern auf Dünensanden in Buchen- oder Mischwälder unnötigerweise zu einem Verlust an Diversität auf höherer topischer Ebene führen.

3.5 Präferenzen für die Umbaustadien und bemerkenswerte Arten

Die Gruppierung der Arten nach ihrer Präferenz für die verschiedenen Stadien des Waldumbaues und ihre Mischungen (vgl. Tabelle im Anhang) zeigen ein großes Feld indifferenter Arten. Jedoch ist bei einigen die Bindung an reine Buchenbestände zu erkennen (*Anobium costatum, Hedobia imperialis*). Andere Arten sind in ihrer Auswahl nicht so streng und nehmen bereits die älteren Buchen im Unterstand oder gar die kleinen unterpflanzten 8jährigen Buchen an. Auffällig ist darüber hinaus das Fehlen von Arten, die ausschließlich die reinen Kiefernbestände besiedeln. Die meisten Kiefern bewohnenden Arten nehmen die Anwesenheit von Buchen in Kauf. Erst bei Weiterführung der Bestandsumwandlung zu Buche werden die Nadelholz(Kiefern)-Bewohner verschwinden. Dagegen ist jedoch mit einer Manifestation der eigentlich indigenen, exklusiv an Buche gebundenen Fauna zu rechnen. Der Blick auf die Arten selbst zeigt, dass es sich dabei nicht nur um eine Anhäufung gewöhnlicher

„Allerweltstiere“ handelt, sondern z.T. um exklusive Spezialisten. Viele der hier nachgewiesenen Tiere gehören zu den gefährdeten Arten, die sich hochrangig in den Roten Listen befinden. So gelang der Nachweis von 15 Erstfunden für das Bundesland (im Vergleich mit AHRENS 1998). Weiterhin wurden 13 Arten aufgefunden, deren letzte Belege mehr als 100 Jahre zurückliegen, 13 Arten, die seit 40 Jahren nicht mehr gefangen wurden sowie insgesamt 84 Arten der Roten Liste Deutschland (17% der insgesamt 505 belegten Arten). Zu einigen der Arten sollen an dieser Stelle kurze Ausführungen gemacht werden.

Plegaderus saucius ist eine in Deutschland gefährdete Art und war in Mecklenburg mit fraglichem Status durch einen Nachweis von CLASEN (1853) gemeldet. Die Art wurde in 1 Individuum beim Ablösen von Rinde einer Kiefer gefunden. Sie hielt sich zusammen mit Rhizophagiden in den Gängen der Waldgärtner auf. Ein kleines Tier, welches sich leicht übersehen wird.

Scydmaenus tarsatus, perrisii und *rufus* sind Ameisengäste, die sicher durch den großen Untersuchungsaufwand zufällig in den Fallen vertreten waren. Bei *S. tarsatus* und *rufus* konnten so Bestätigungen von Funden vor 1900 erfolgen. *S. perrisii* ist eine stark gefährdete Art. Alle Arten wurden in nur einem Tier nachgewiesen. Die systematische Suche in Ameisennestern wäre sicher erfolgversprechend.

Malthodes crassicornis ist in seinem Auftreten offenbar an Kiefern (oder ihre Habitatstruktur) gebunden. Der Neufund der gefährdeten Art in Mecklenburg erfolgte in 13 Exemplaren an verschiedenen Standorten, was für eine weitere Verbreitung der Art spricht. Da Malthini nicht oft gefangen werden, schwierig zu bestimmen sind (Genitalpräparation, oft unbestimmbare Weibchen) werden sie selten gesammelt und daher leicht übersehen.

Elater ferrugineus konnte in einem Exemplar im mittleren Buchenwald angetroffen werden. Er entwickelt sich im Mulm hohler Laubbäume und ist damit Anzeiger für einen Lebensraum, der einer hohen Gefährdung unterliegt. Dies spiegelt sich in seinem Staus als stark gefährdete Art wider.

Hylis olexai ist gefährdet und konnte neu für Mecklenburg nachgewiesen werden. Eucnemiden sind im Freiland selten zu finden. Die Art wurde aber auch mit den Fallen nur in zwei Exemplaren im Buchenwald (Eklektor) sowie im alten Mischbestand (Leimring) gefangen.

Cyphon hilaris gilt als gefährdete Art und soll saure Moorgewässer besiedeln. In der Untersuchung konnte er nur in den Beständen mit Buchen in 21 Ex. nachgewiesen

werden. Zum Teil waren die Flächen weit entfernt von Gewässern gelegen, so dass auch eine Entwicklung in Phytothelmen in Betracht gezogen werden kann. Die männlichen Tiere sind mithilfe von Genitalpräparation gut zu identifizieren und auch der Anteil der Weibchen ist gering.

Anthrenus polonicus ist als östliche Art in Deutschland bislang nicht nachgewiesen. Bei den beiden Tieren handelt es sich leider um Weibchen, die in der Form des Halsschildes zur Beschreibung MROCZKOWSKIS (1951) passen, jedoch nicht in ihrer Färbung. Ein Vergleich mit bestimmtem Material konnte bislang noch nicht erfolgen, so dass dieser Nachweis noch unter Vorbehalt stehen muss.

Melighetes-Arten werden nicht gern gesammelt, da sie relativ schwierig in der Bestimmung sind. Bei der geringen Sammlerdichte in Mecklenburg befinden sich deshalb viele Arten unentdeckt im Bestand bzw. sind die Arten nur mit alten Nachweisen belegt. So ist es nicht erstaunlich, dass von den Arten mit aktualisiertem Nachweis (*M. coracinus, viridescens, morosus, brunnicornis, pedicularius* und *symphyti*) keine gefährdet ist.

Notalaemus unifasciatus hat als stark gefährdete Art in Mecklenburg nur einen Nachweis vor 1900. Die Art konnte in 13 Ex. im alten Mischbestand nachgewiesen werden. Sie wurde ausschließlich in Kronenfallen erbeutet. Weitere aktuelle Funde gelangen in Mecklenburg durch das Eintragen von Kronenästen. Es wird sich also um eine Art des schwer zugänglichen Lebensraumes Baumkrone handeln.

Cryptolestes corticinus konnte durch den Fang eines Exemplars in Schlitzfallenproben im alten Mischbestand für Mecklenburg bestätigt werden.

Latridius consimilis ist in Deutschland vom Aussterben bedroht. Die Fangergebnisse des Projektes zeigen jedoch, dass die Art in vielen Beständen vorhanden ist (48 Ex.). Sie wird fast ausschließlich mit Schlitzfallen gefangen. Das spricht dafür, dass es sich um ein Tier der Bodenstreu handelt, welches auf seinen Schwärmflügen in die Fallen gerät (ggf. durch Anlockung).

Enicmus brevicornis ist dagegen eine seltene Art der Buchenwälder. Der Neufund dieser gefährdeten Art gelang in 2 Ex. im mittleren Buchenwald. Ein weiterer Fund gelang in einem ähnlichen Bestand in den Brohmer Bergen.

Enicmus planipennis konnte als vom Aussterben bedrohte Art neu für Mecklenburg nachgewiesen werden. Der Fang von großen Individuenzahlen (162 Ex.) insbesondere

in den kieferndominierten Beständen und zum überwiegenden Teil in Kronenfallen legt nahe, dass es sich um einen übersehenen Bewohner von Kiefernkronen handelt.

Mycetophagus-Arten halten sich im bodennahen Bereich auf und wurden hier mit Schlitzfallen gefangen. Der vom Aussterben bedrohte *M. decempuncatatus* konnte nach über 100 Jahren für das Bundesland in seinem Vorkommen bestätigt werden. Er wurde in 13 Ex. an 5 Standorten nachgewiesen. Die stark gefährdete Art *M. fulvicollis* konnte nur in 1 Ex. im alten Mischbestand gefunden werden. *M. populi* ist ebenfalls stark gefährdet und wurde in einem Ex. im jungen Buchenforst gefunden.

Cis punctulatus konnte im alten Mischbestand und im mittleren Kiefernwald gefangen werden. Es stellt einen Neufund für Mecklenburg dar. Beim Handfang konnte die Art von ihrem Lebensraum –verpilzten Kiefernzweigen- geklopft werden.

Anaspis ruficollis gilt als stark bedrohte Art. Sie wurde dennoch auf allen Standorten gefunden. Die hohen Individuenzahlen sprechen für eine übersehene/nichtbeachtete Art. Ein wesentlicher Teil der Tiere wurde in Kronenfallen gefangen.

Euglenes pygmaeus ist vom Aussterben bedroht. Alte Funde gelten als unsicher. Die Trennung von *E. oculatus* ist über Genitalpräparation möglich. Unter den Tieren befand sich nur 1 Männchen, welches *pygmaeus* zugeordnet werden könnte. Eine Nachbestimmung wir noch erforderlich sein.

Xylita laevigata ist an Kiefern gebunden. Die Funde dieser bestätigten und stark gefährdeten Art gelangen auf Standorten mit Kiefern oder Kiefernanteilen. Die 10 Individuen wurden in Schlitzfallen gefangen.

Trox perrisii ist interessanter Nachweis einer hochrangig gefährdeten Art (Kat. 1RL-D). Er zählt zu den Baumhöhlen bewohnenden Arten. Die nächsten aktuellen Funde liegen erst in Sachsen. In vielen Regionen sind keine aktuellen Funde mehr bekannt geworden. Außerdem stellt der Fund von 1 Ex. im mittleren Buchenbestand den Erstnachweis für Mecklenburg dar.

Protaetia lugubris gehört ebenfalls zu den Bewohnern der Baumhöhlen. Die Art ist stark gefährdet, wenn auch in Mecklenburg noch zahlreiche Funde vorliegen. Nach Nordwesten wird die Art seltener und ist in vielen Gebieten ausgestorben. Sie wurde charakteristisch im mittleren Buchenwald in 3 Ex. nachgewiesen.

Acmaeops septentrionis konnte als stark gefährdete Art nachgewiesen werden (KULBE & RINGEL 2002). Auch *A. marginatus* war bisher nicht aus Mecklenburg gemeldet worden. Jeweils 2 Ex. wurden in Kiefernbeständen gefunden.

Pogonocherus ovatus ist eine gefährdete Art, die in Mecklenburg als verschollen galt (BRINGMANN 1998). Sie konnte in 4 Ex. in alten Mischbestand und gefunden werden. BENSE (1995) gibt als Entwicklungsstätte vor allem Abies an. Daneben sollen selten anderes Nadelholz (Pinus) oder Laubhölzer besiedelt werden. Von den hier nachgewiesenen Tieren wurden eines an Buche gefangen (Stammeklektor), zwei an Kiefer (Kronenfalle, Stammeklektor) sowie 1 Tier von einer Eiche geklopft.

Pityogenes trepanatus ist in den älteren Kiefernbeständen eine der häufigsten Arten. Sie fehlt nur im jungen Buchenbestand, fehlt fast im jungen Kiefernbestand und das 1 Ex. im mittleren Buchenwald ist vermutlich aus benachbarten Kiefernbeständen eingeflogen. Die Trennung von *P. chalcographus* ist nicht ganz einfach und beim Weibchen anhand der jedoch oft verdeckten Stirn leichter als beim Männchen. Vermutlich wird es sich um eine übersehene Art handeln (wie auch die anderen „neuen" Scolytiden), die sicher auch in forstlichen Borkenkäferfallen zu finden sein müsste. Die Art gilt als gefährdet und ist neu für Mecklenburg.

4 Ausblick

Die Gefährdung vieler holzbewohnender Arten beruht auf einer fortgeschrittenen Isolation der verbliebenen Lebensräume. Der limitierende Faktor für eine Neubesiedlung ist heute die Migrationsfähigkeit der Arten. Wie schaffen sie es, Entfernungen von 30km zum nächsten geeigneten Wald zu überwinden, wo sie doch gar nicht fliegen können (*Acalles*) oder nur 1-2km auf einmal überwinden (*Osmoderma eremita*)? Oft ist auch die Nachhaltigkeit des Lebensraumes in Frage gestellt: der letzte Höhlenbaum ist noch Naturdenkmal und die besiedelte Baumhöhle damit geschützt aber in der Nachbarschaft befindet sich weit und breit kein Ersatz für die nächsten Generationen. Ob dieser Zustand zumindest für die auch in Serrahn vorkommende FFH-Art Eremit gemildert werden kann, bleibt abzuwarten. Den erhaltenen Populationen werden oftmals die letzten Ersatzbäume in der Umgebung entzogen. So wird sich auf längere Sicht das Aussterben von kleinen lokalen Populationen fortsetzen. Das Entstehen von Höhlen in den derzeitig ältesten Beständen wird Jahrzehnte dauern.

Die Ermittelung der Raumbedeutsamkeit als Kriterium der Bewertung (MÜLLER-MOTZFELD 1997) ist bei dieser Artenfülle innerhalb des Projektes nicht möglich. Deshalb soll hier nur stellvertretend die Gruppe der Bockkäfer angeführt werden. Von den etwa 100 heimischen Arten in Mecklenburg-Vorpommern (BRINGMANN 1998) haben 15 ein relativ kleines

europäisches Areal (HORION 1974). Von diesen 15 sind nur drei Arten an Nadelholz gebunden und eine Art davon ist erst durch den Lärchenanbau eingebürgert worden. Der Anteil der raumbedeutsamen Arten mit Lebensraum Laubholz ist also ungleich höher. Nadelholzbewohner sind oft durch die künstliche Ausweitung des Areals ihrer Futterpflanze zu uns gekommen und besiedeln hier potentiell instabile Forste, insbesondere wenn es sich um gleichaltrige Monokulturen handelt. Ein Verlust dieser Vorkommen wäre kaum gravierend, zumal die Arten nicht selten große Areale besiedeln, die bis in den fernen Osten reichen.

5 Literatur

AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDESPFLEGE (1984, 3.Aufl 1994): Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landesnutzung.- Laufen / Salzach 45 S.

AHRENS, D. (1998): Teilverzeichnis Mecklenburg-Vorpommern, In: KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. – Entomologische Nachrichten und Berichte, Beiheft 4, 185 S.

BALOGH J. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere - Ihre Erforschung unter besonderer Berücksichtigung der zoozönologischen Arbeitsmethoden. 2. Aufl., Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest.

BENSE, U. (1995): Bockkäfer. – Margraf-Verlag, Weikersheim, 512 S.

BRINGAMNN, H. D. (1991): Untersuchungen über die Gefährdung der Bockkäfer in Mecklenburg Vorpommern (Col., Ceramb.). - Entomologische Nachrichten und Berichte XXXV/1: 33-43.

BRINGMANN, H.-D. (1993): Rote Liste der gefährdeten Bockkäfer Mecklenburg-Vorpomerns. - Rote Listen der in Mecklenburg-Vorpommern gefährdeten Pflanzen und Tiere, Schwerin

BRINGMANN, H. D. (1998): Die Bockkäfer Mecklenburg-Vorpommerns (Coleoptera: Cerambycidae). – Archiv der Freunde der Naturgeschichte Mecklenburgs XXXVII, 5-133

CLASEN, F.W. (1853): 5. Übersicht der Käfer Mecklenburgs. – Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte Mecklenburgs 7: 100-188

DIECKMANN, L. (1972): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae: Ceutorhynchinae. - Beiträge zur Entomologie 22, H. 1/2, S. 3-128

DIECKMANN, L. (1974): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae (Rhinomacerinae, Rhynchitinae, Attelabinae, Apoderinae). - Beiträge zur Entomologie 24, 5-54

DIECKMANN, L. (1977): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae (Apioninae). - Beiträge zur Entomologie 27, 7-143

DIECKMANN, L. (1980): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae (Brachycerinae, Otiorhynchinae, Brachyderinae). - Beiträge zur Entomologie 30, H. 1, S. 145-310

DIECKMANN, L. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae (Tanymecinae, Leptopiinae, Cleoninae, Tanyrhynchinae, Cossoninae, Raymondionyminae, Bagoinae, Tanysphyrinae). - Beiträge zur Entomologie 33, H. 2, S. 257-381

DIECKMANN, L. (1986): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae (Erirhinae). - Beiträge zur Entomologie 36, 119-181

DIECKMANN, L. (1988): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Curculionidae (Curculioninae: Ellescini, Acalyptini, Tychiini, Anthonomini, Curculionini). - Beiträge zur Entomologie 38, 365-468

FREUDE H., HARDE K. W., LOHSE G. A. (Hrsg.) (1964- 1983): Die Käfer Mitteleuropas. 11 Bde. - Goecke & Evers, Krefeld

GEISER, R. (1994): Artenschutz für holzbewohnende Käfer (*Coleoptera xylobionta*). – Berichte der ANL 18: 89-114

GEISER, R. (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera). In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & PRETSCHER, P.: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): 434S.

HEYDEMANN, B. (1956): Über die Bedeutung der „Formalinfallen“ für die zoologische Landesforschung.- Faun. Mitt. Norddeutschl. 6, S. 19-24

HORION, A. (1974): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer, Band XII: Cerambycidae-Bockkäfer. – Überlingen 228 S.

KLAUSNITZER, B. (1987): Ökologie der Großstadtfauna.- Fischer, Jena, 225 S.

KÖHLER, F. (1996): Käferfauna in Naturwaldzellen und Wirtschaftswald. – Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, Band 6, 283 S.

KÖHLER, F. (2000): Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlandes. - Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, Band 18, 352 S.

KÖHLER, F. & KLAUSNITZER, B. (Hrsg.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. – Entomologische Nachrichten und Berichte (Dresden), Beiheft 4, 185 S.

KULBE, J. & RINGEL, H. (2002): Beitrag zur Bockkäferfauna Mecklenburg-Vorpommerns (Col., Cerambycidae). – Entomologische Nachrichten und Berichte 46: 247-250

LOHSE, G. A. & LUCHT, W. H. (1988-1993): 1.-3. Supplementband mit Katalogteil. - Goecke & Evers, Krefeld

LLOYD, H. & GHELARDI, K. S. (1964): A table for calculating the "equitatibility" component of species diversity. - J. Anim. Ecol. 33: 217-225

MADER, H.- J. (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht.- Natur und Landschaft 55: S. 91- 96

MROCZKOWSKI, M. (1951): *Anthrenus (Helocerus) polonicus* sp. n. from Central and Eastern Europe with a description of a new subgenus of *Anthrenus* GEOFFR. - Annales Musei Zoologici Polonici 14(17): 253-261

MÜLLER, G. (1976): Die Bodenfallentechnik und ihre Bedeutung für die Entomofaunistik.- Ent. Ber., S. 79- 84

MÜLLER, J. K. (1984): Die Bedeutung der Fallenfang-Methode für die Lösung ökologischer Fragestellungen.- Zool. Jb. Syst. 111, S. 281-305

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1992): Rote Liste der Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns 1. Fassung. Rote Listen der in Mecklenburg-Vorpommern gefährdeten Pflanzen und Tiere, Schwerin, 20S.

MÜLLER-MOTZFELD, G. (1997): Zur Raumbedeutsamkeit der Vorkommen gefährdeter Tier- und Pflanzenarten in Mecklenburg-Vorpommern. – Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommeren 33: 42-70

MÜLLER-MOTZFELD, G. (2000): Auswahlkriterien für FFH-Arten aus der Sicht der Entomologie. – Insecta 6: S. 34-44

MÜHLENBERG, M (1993): Freilandökologie – Quelle & Meyer, Heidelberg.

RENKONEN, O. (1938): Statistisch ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore.- Ann. Zool. Soc. zool.-bot. Fenn., Vanamo 6, 1, S. 1-231

RÖßNER, E. (1993): Rote Liste der gefährdeten Blatthorn und Hirschkäfer Mecklenburg-Vorpommerns (Coleoptera: Scarabaeoidea). - Rote Listen der in Mecklenburg-Vorpommern gefährdeten Pflanzen und Tiere, Schwerin, 20 S.

SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. – Ulmer, Stuttgart: 447S.

WAINSTEIN, B. A. (1967): Some methods of evaluation of similarity of biocoenoses.- Zoologichesky Zhurnal (Moskau) XLVI 7, pp. 981- 986

WERNICKE, P. (2002): Anforderungen an den Naturschutz im Wald. – Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 45/1: 1-8

6 Anhang

Tabelle 10: beprobte Baumarten und Durchmesser der Stammeklektoren

FG VI Wilhelminenhof (Fallen 11-15)
Bu (160) MTBQ 2644.2

1	Bu	80cm
2	Bu (toter Stumpf)	60cm
3	Bu	60cm
4	Bu (halbtot)	60cm
5	Bu	60cm

FG V Serrahn, Heckenwärter, Scholze-Haus (Fallen 6-10)
Ki (80) MTBQ 2645.3

5*	Ki	40cm

FG II Serrahn, Heckenwärter, Scholze-Haus (Fallen 1-5)
Ki (140)-Bu (Ei) (50) MTBQ 2645.3

1	Ki (tot, liegend)	40cm
2	Bu	20cm
3	Ki (tot, stehend)	40cm
4	Bu	40cm
5	Ki	40cm

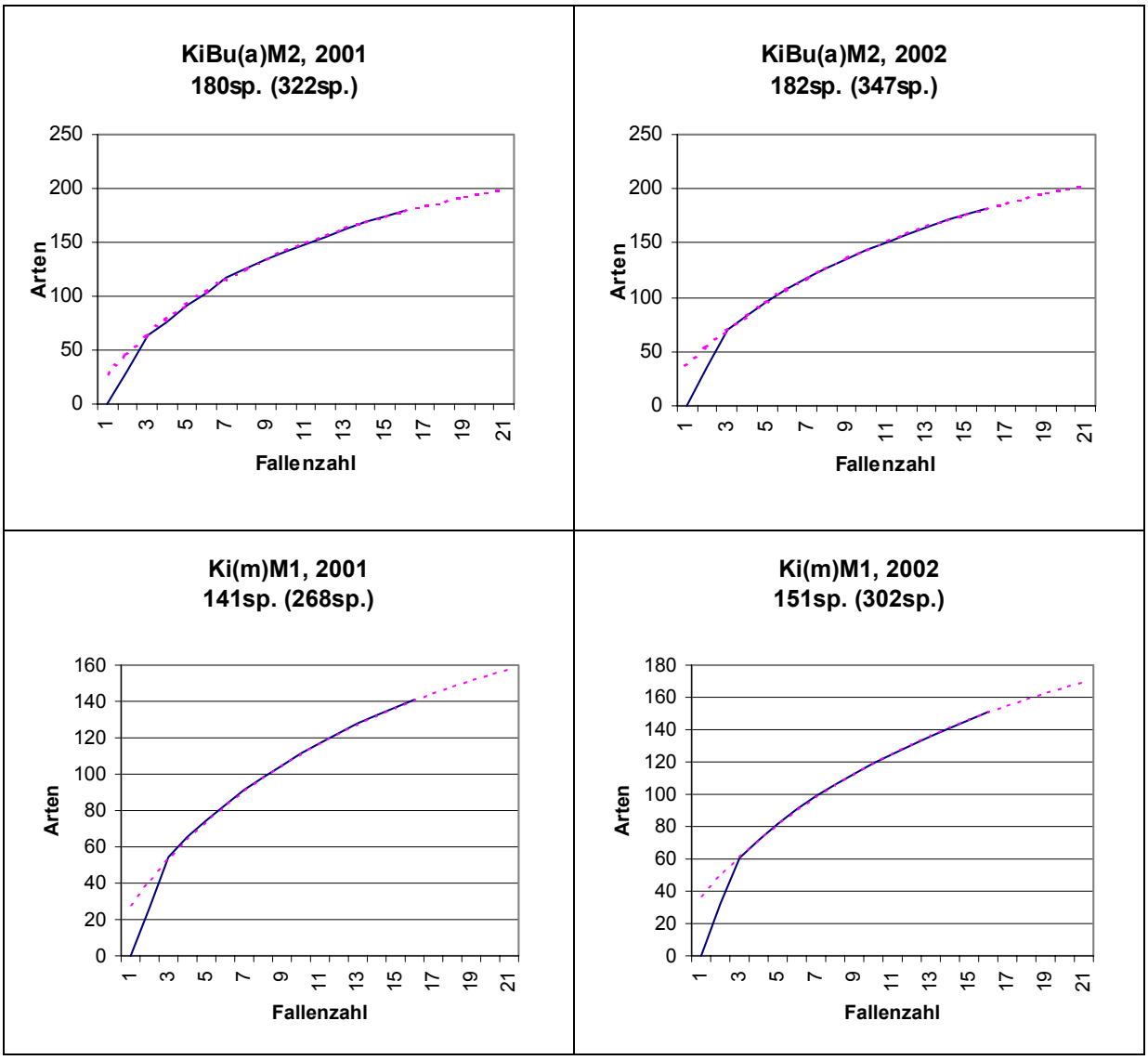
FG VII Koldenhof (Fallen 16-20)
Bu (30) MTBQ 2646.3

5*	Bu	20cm

FG VIII Gnewitz (Fallen 21-25)
Ki (50)-Bu (8) MTBQ 2745.2

5*	Ki	40cm

FG X Gnewitz (Fallen 26-30)
Ki (20) MTBQ 2745.1
5* Ki 20cm



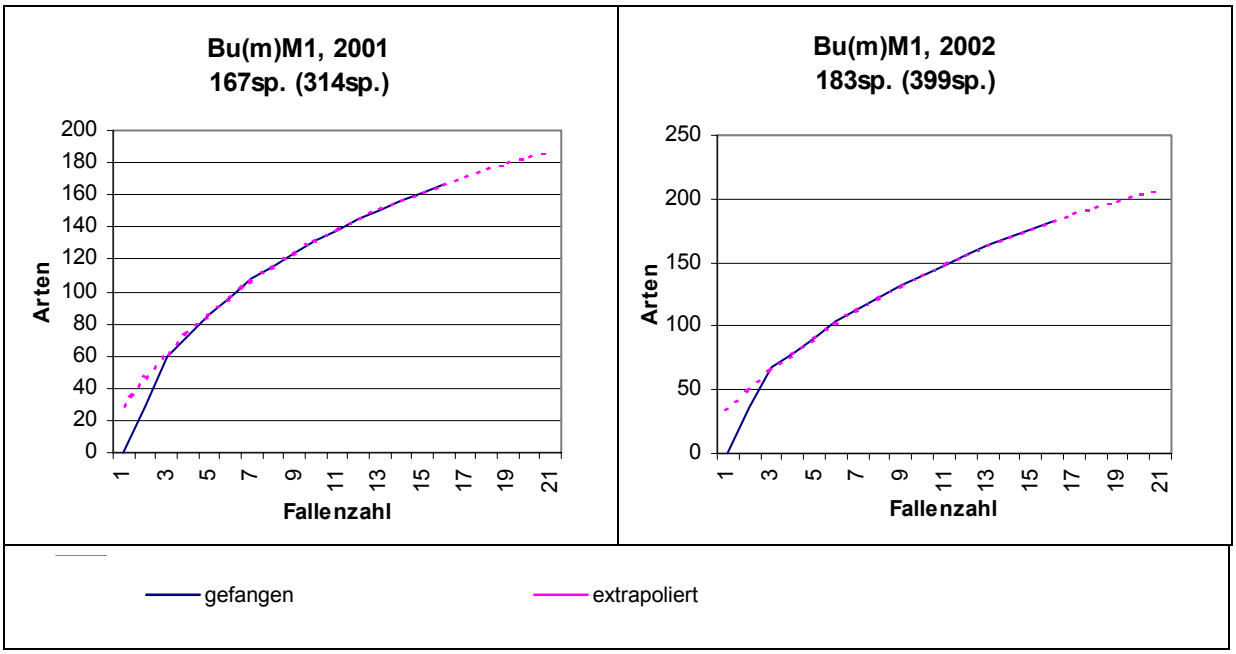
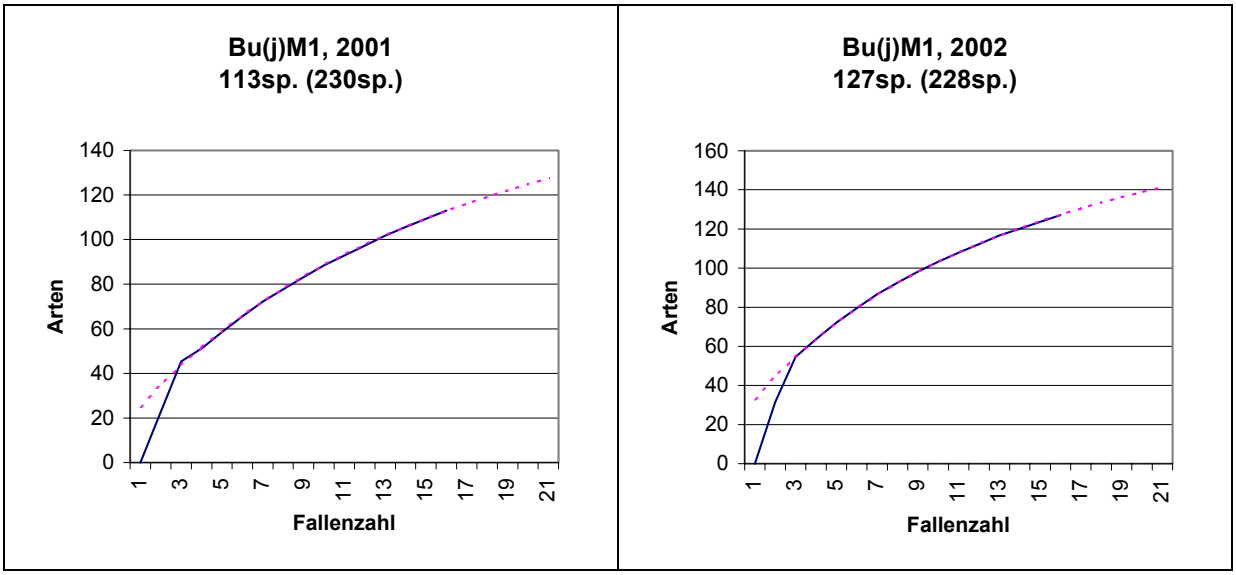


Abbildung 37: Artenarealkurven der Standorte in den Beprobungsjahren mit Angabe der tatsächlich nachgewiesenen Artenzahl sowie der nach Extrapolation zu erwartenden (in Klammern)



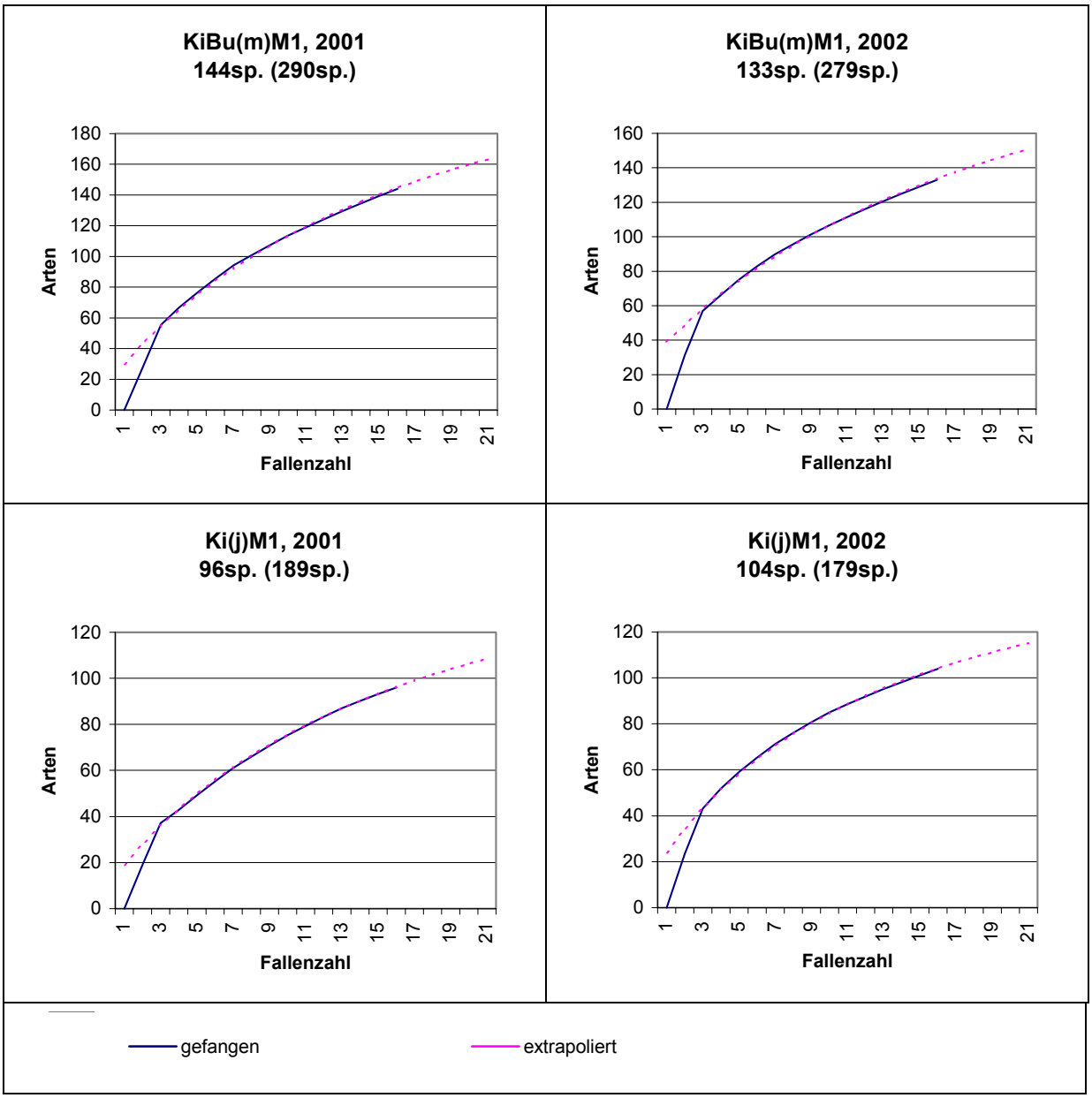


Abbildung 38: Artenarealkurven der Standorte in den Beprobungsjahren mit Angabe der tatsächlich nachgewiesenen Artenzahl sowie der nach Extrapolation zu erwartenden (in Klammern)

Tabelle 11: Auswahl faunistisch interessanter Nachweise (Gefährdung nach Rote Liste Deutschland: RL-D und Nachweisstatus im Bundesland (MV): ?-fraglich; . vor 1900; - vor 1960; + aktuell=ab 1960)

edv_code	Gattung	Art	Autor	Ki(j)M1	Ki(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(a)M2	Bu(j)M1	Bu(m)M1	MV	RL-D
10-.002-.001-.	Plegaderus	saucius	Er., 1834	0	0	0	1	0	0	?	3
10-.0071.001-.	Aeletes	atomarius	(Aube, 1842)	0	0	0	0	0	1	+	1
18-.002-.001-.	Euthia	plicata	(Gyll., 1813)	0	0	1	0	0	0	.	3
18-.010-.002-.	Scydmaenus	rufus	Müll.Kunze, 1822	1	0	0	0	0	0	.	
18-.010-.003-.	Scydmaenus	perrisii	Rtt., 1881	0	0	0	1	0	0	+	2
21-.019-.015-.	Acrotrichis	intermedia	(Gillm., 1845)	0	0	0	2	0	0	-	

21-.019-.019-.	Acrotrichis	sitkaensis	(Motsch., 1845)	0	0	0	1	0	0	-	
27-.009-.027-.	Malthodes	crassicornis	(Mäckl., 1846)	6	3	4	0	0	0		3
301.001-.001-.	Phloiophilus	edwardsii	Steph., 1830	0	0	0	1	0	0	+	2
34-.007-.001-.	Elater	ferrugineus	L., 1758	0	0	0	0	1	0	+	2
36-.011-.001-.	Hylis	olexai	Palm, 1955	0	0	0	0	0	1		3
45-.008-.015-.	Anthrenus	polonicus	Mrocz., 1951	0	0	1	0	0	1		
50-.006-.004-.	Carpophilus	hemipterus	(L., 1758)	0	1	0	0	0	0		
50-.008-.011-.	Meligethes	coracinus	Sturm, 1845	0	2	2	0	1	1	.	
50-.008-.016-.	Meligethes	viridescens	(F., 1787)	1	24	33	10	1	7	-	
50-.008-.029-.	Meligethes	morosus	Er., 1845	0	0	2	0	0	0	-	
50-.008-.030-.	Meligethes	brunnicornis	Sturm, 1845	0	0	0	1	0	0	.	
50-.008-.034-.	Meligethes	pedicularius	(Gyll., 1808)	0	1	0	0	1	1		
50-.008-.060-.	Meligethes	symphyti	(Heer, 1841)	0	0	0	1	0	0	-	
50-.009-.016-.	Epuraea	pygmaea	(Gyll., 1808)	0	0	0	3	0	0	-	
50-.009-.034-.	Epuraea	melina	Er., 1843	0	0	0	0	0	1	-	
52-.001-.002-.	Rhizophagus	grandis	Gyll., 1827	0	0	1	0	0	0		3
52-.001-.004-.	Rhizophagus	ferrugineus	(Payk., 1800)	0	0	0	2	0	0	.	
55-.008-.023-.	Cryptophagus	labilis	Er., 1846	0	0	0	0	0	2	+	2
55-.008-.036-.	Cryptophagus	postpositus	Sahlb., 1903	1	0	0	1	0	0		
561.003-.002-.	Notolaemus	unifasciatus	(Payk., 1801)	0	0	0	2	0	0	.	2
58-.003-.0101.	Latridius	consimilis	(Mannh., 1844)	3	0	4	5	2	6	+	1
58-.004-.009-.	Enicmus	brevicornis	(Mannh., 1844)	0	0	0	0	2	0		3
58-.004-.011-.	Enicmus	planipennis	Strand, 1940	35	40	55	19	2	2		1
58-.004-.013-.	Enicmus	testaceus	(Steph., 1830)	17	4	13	9	6	10	+	2
58-.004-.016-.	Enicmus	atriceps	Hansen, 1962	57	1	12	4	3	3	+	2
58-.007-.017-.	Corticaria	polypori	Sahlb., 1900	1	2	0	0	0	0	-	2
58-.007-.0172.	Corticaria	alleni	Johns., 1974	1	0	0	0	0	0	+	2
59-.004-.005-.	Mycetophagus	decempunctatus	F., 1801	1	3	1	2	1	2	.	1
59-.004-.009-.	Mycetophagus	fulvicollis	F., 1792	0	0	0	1	0	0	.	2
59-.004-.010-.	Mycetophagus	populi	F., 1798	0	0	0	0	1	0	+	2
65-.006-.013-.	Cis	punctulatus	Gyll., 1827	0	2	0	4	0	0		
68-.022-.007-.	Dorcatoma	robusta	Strand, 1938	0	0	0	1	0	3	+	2
70-.007-.002-.	Ischnomera	caerulea	(L., 1758)	0	1	0	0	0	0	?	3
711.003-.001-.	Rabocerus	foveolatus	(Ljungh, 1823)	0	0	0	0	5	0	-	
73-.004-.013-.	Anaspis	ruficollis	(F., 1792)	9	7	6	21	1	2	+	2
74-.003-.002-.	Euglenes	oculatus	(Payk.)	0	0	0	0	0	1	+	2
80-.007-.001-.	Abdera	affinis	(Payk., 1799)	0	1	0	0	0	0	+	2
80-.011-.001-.	Xylita	laevigata	(Hell., 1786)	1	2	4	2	0	0	.	2
80-.015-.001-.	Zilora	sericea	(Sturm, 1807)	0	0	0	1	0	0	+	2
80-.016-.002-.	Melandrya	barbata	(F., 1792)	0	0	0	0	0	6	+	2
82-.005-.001-.	Pseudocistela	ceramboides	(L., 1761)	0	0	0	1	0	3	+	2
841.001-.006-.	Trox	perrisii	Fairm., 1868	0	0	0	0	0	1		1
85-.047-.008-.	Protaetia	lugubris	(Hbst., 1786)	0	0	0	0	0	3	+	2
87-.020-.001-.	Acmaeops	septentrionis	(Thoms., 1866)	0	1	0	0	0	0		2
87-.020-.003-.	Acmaeops	marginatus	(F., 1781)	1	1	0	0	0	0		2
87-.075-.008-.	Pogonocherus	ovatus	(Goeze, 1777)	0	0	0	4	0	0	-	3
88-.017-.034-.	Cryptocephalus	punctiger	Payk., 1799	0	0	1	0	0	0	+	2
91-.029-.002-.	Pityophthorus	pityographus	(Ratz., 1837)	0	8	0	0	0	0	.	
91-.029-.003-.	Pityophthorus	pubescens	(Marsh., 1802)	7	311	21	175	0	18	-	
91-.029-.004-.	Pityophthorus	lichtensteini	(Ratz., 1837)	0	26	6	23	0	1	-	
91-.032-.002-.	Pityogenes	trepanatus	(Nördl., 1848)	2	484	225	316	0	1		3

91-.035-.002-.	Ips	acuminatus	(Gyll., 1827)	0	0	0	1	0	0		
91-.038-.002-.	Xyloterus	signatus	(F., 1787)	0	0	0	0	0	2		

Tabelle 12: Arten nach Präferenz für die Untersuchungsstandorte gegliedert (Affinität: 0 zu Kiefer; 1 neutral; unendlich zu Buche)

Gattung	Art	Autor	Ki(j)M1	Ki(m)M1	KiBu(m)M1	KiBu(a)M2	Bu(j)M1	Bu(m)M1	Status MV	RL-D	Affinität
Polydrusus	undatus	(F., 1781)	0	0	0	0	0	144	+		∞
Polydrusus	mollis	(Ström, 1768)	0	0	0	0	4	75	+		∞
Denticollis	linearis	(L., 1758)	0	0	0	0	12	10	+		∞
Mesosa	nebulosa	(F., 1781)	0	0	0	0	1	6	+	3	∞
Melandrya	barbata	(F., 1792)	0	0	0	0	0	6	+	2	∞
Stephostethus	lardarius	(DeGeer, 1775)	0	0	0	0	4	1	+		∞
Rabocerus	foveolatus	(Ljungh, 1823)	0	0	0	0	5	0	-		∞
Salpingus	ruficollis	(L., 1761)	0	0	0	0	3	1	+		∞
Limodromus	assimilis	(Payk., 1790)	0	0	0	0	3	0	+		∞
Stenichnus	godarti	(Latr., 1806)	0	0	0	0	1	2	+		∞
Triplax	russica	(L., 1758)	0	0	0	0	0	3	+		∞
Ropalodontus	perforatus	(Gyll., 1813)	0	0	0	0	0	3	+	3	∞
Anobium	nitidum	F., 1792	0	0	0	0	0	3	+		∞
Notoxus	monoceros	(L., 1761)	0	0	0	0	1	2	+		∞
Protaetia	lugubris	(Hbst., 1786)	0	0	0	0	0	3	+	2	∞
Sinodendron	cylindricum	(L., 1758)	0	0	0	0	1	2	+	3	∞
Ceutorhynchus	obstrictus	(Marsh., 1802)	0	0	0	0	2	1	+		∞
Ceutorhynchus	floralis	(Payk., 1792)	0	0	0	0	1	2	+		∞
Athous	vittatus	(F., 1792)	0	0	0	1	103	36	+		280,00
Strophosoma	melanogrammum	(Forst., 1771)	1	0	0	17	991	970	+		208,21
Ernoporicus	fagi	(F., 1778)	0	3	1	13	193	815	+		97,29
Anobium	costatum	Arrag., 1830	0	0	0	1	19	26	+		92,00
Cyphon	hilaris	Nyh., 1944	0	0	0	1	7	13	+	3	42,00
Phyllobius	argentatus	(L., 1758)	0	0	0	42	347	301	+		32,86
Ptilinus	pectinicornis	(L., 1758)	0	0	0	2	5	24	+		31,00
Tribolium	castaneum	(Hbst., 1797)	0	0	0	1	1	11	+		26,00
Cryptarcha	undata	(Ol., 1790)	0	7	1	19	6	420	+		25,46
Nemosoma	elongatum	(L., 1761)	0	1	0	1	9	27	+		24,67
Xestobium	plumbeum	(Ill., 1801)	0	0	0	5	23	22	+		20,00
Hedobia	imperialis	(L., 1767)	0	0	0	2	8	9	+		19,00
Taphrorychus	bicolor	(Hbst., 1793)	0	4	0	7	30	105	+		18,93
Hylis	cariniceps	Rtt., 1902	1	1	0	1	37	1	+	3	15,60
Opilo	mollis	(L., 1758)	0	1	0	0	10	4	+		14,00
Bolitophagus	reticulatus	(L., 1767)	0	0	0	1	0	6	+	3	14,00
Tillus	elongatus	(L., 1758)	0	0	0	1	2	3	+	3	12,00
Otiorhynchus	singularis	(L., 1767)	1	0	0	0	11	1	+		12,00
Rhynchaenus	fagi	(L., 1758)	0	7	0	21	54	132	+		11,83
Dromius	quadrimaculatus	(L., 1758)	0	1	0	0	6	4	+		10,00
Agriotes	acuminatus	(Steph., 1830)	1	0	0	0	9	1	+		10,00

Cyphon	variabilis	(Thunb., 1787)	0	1	0	0	3	7	+		10,00
Cis	castaneus	Mell., 1848	0	1	0	0	1	8	+		9,00
Cyphon	coarctatus	Payk., 1799	0	0	1	2	3	11	+		8,25
Cyphon	ochraceus	Steph., 1830	0	0	0	1	1	2	+		8,00
Ennearthron	cornutum	(Gyll., 1827)	0	0	0	1	2	1	+		8,00
Dorcatoma	robusta	Strand, 1938	0	0	0	1	0	3	+	2	8,00
Pseudocistela	ceramboides	(L., 1761)	0	0	0	1	0	3	+	2	8,00
Mycetochara	linearis	(Ill., 1794)	0	0	0	1	1	2	+		8,00
Mordellochroa	abdominalis	(F., 1775)	0	1	0	2	7	6	+		7,50
Microcara	testacea	(L., 1767)	0	0	0	2	1	4	+		7,00
Cyphon	padi	(L., 1758)	0	1	0	0	3	4	+		7,00
Melasis	buprestoides	(L., 1761)	0	0	0	3	4	3	+		6,67
Diplocoelus	fagi	Guer., 1844	0	0	0	3	7	0	+		6,67
Epuraea	silacea	(Hbst., 1784)	0	0	0	2	3	1	+	3	6,00
Cantharis	pellucida	F., 1792	0	0	0	1	0	2	+		6,00
Phyllotreta	atra	(F., 1775)	0	0	0	1	1	1	+		6,00
Brachytarsus	nebulosus	(Forst., 1771)	0	0	0	1	1	1	+		6,00
Barypeithes	mollicomus	(Ahr., 1812)	0	0	0	5	2	7	+		5,60
Cartodere	nodifer	(Westw., 1839)	0	0	1	3	6	4	+		5,40
Leiopus	nebulosus	(L., 1758)	0	0	0	3	0	5	+		5,33
Cryptophagus	dentatus	(Hbst., 1793)	3	4	1	15	35	29	+		5,13
Orchesia	minor	Walk., 1837	0	0	0	2	3	0	+		5,00
Carabus	hortensis	L., 1758	0	0	1	21	7	23	+		4,48
Tomoxia	bucephala	Costa, 1854	0	0	1	3	0	7	+		4,20
Dictyopterus	aurora	(Hbst., 1784)	0	0	0	3	0	3	+		4,00
Cis	nitidus	(F., 1792)	0	1	0	0	1	3	+		4,00
Agathidium	varians	(Beck, 1817)	0	0	0	2	0	2	+		4,00
Platycerus	caraboides	(L., 1758)	0	0	0	2	0	2	+		4,00
Cryptarcha	strigata	(F., 1787)	1	6	21	28	8	111	+		3,75
Soronia	grisea	(L., 1758)	0	0	1	1	0	4	+		3,67
Stephostethus	alternans	(Mannh., 1844)	7	0	2	3	30	3	+		3,52
Epuraea	longula	Er., 1845	1	8	0	33	43	12	+		3,45
Xyleborus	dispar	(F., 1792)	16	28	16	28	96	123	+		3,45
Scaphidema	metallicum	(F., 1792)	0	0	0	6	0	4	+		3,33
Mycetophagus	quadripustulatus	(L., 1761)	0	2	0	1	2	5	+		3,20
Dryocoetes	alni	(Georg, 1856)	0	0	0	9	0	5	+		3,11
Athous	haemorrhoidalis	(F., 1801)	0	1	5	16	8	16	+		3,04
Litargus	connexus	(Fourcr., 1785)	25	28	54	58	166	159	+		3,01
Carabus	violaceus	L., 1758	0	1	0	12	6	3	+		3,00
Xyloterus	domesticus	(L., 1758)	1	0	0	2	2	2	+		3,00
Paromalus	flavicornis	(Hbst., 1792)	0	0	0	4	0	2	+		3,00
Cantharis	decipiens	Baudi, 1871	0	0	0	4	1	1	+		3,00
Hylis	foveicollis	(Thoms., 1874)	0	1	0	0	3	0	+		3,00
Ernobius	mollis	(L., 1758)	0	0	0	2	0	1	+		3,00
Corticeus	unicolor	(Pill. Mitt., 1783)	0	0	0	2	1	0	+		3,00
Amara	aenea	(DeGeer, 1774)	0	0	1	1	1	2	+		3,00
Coccinella	septempunctata	L., 1758	0	0	1	1	3	0	+		3,00
Corymbia	scutellata	(F., 1781)	0	2	0	3	0	7	+	3	2,86
Crypturgus	hispidulus	Thoms., 1870	0	0	1	5	1	3	+		2,71
Cryptophagus	pubescens	Sturm, 1845	0	4	3	30	7	21	+		2,70
Stephostethus	angusticollis	(Gyll., 1827)	0	0	1	0	2	0	+		2,50

Longitarsus	parvulus	(Payk., 1799)	0	0	1	0	1	1	+		2,50
Serica	brunna	(L., 1758)	0	1	2	3	0	7	+		2,44
Anthribus	albinus	(L., 1758)	7	11	4	69	44	20	+		2,39
Xyleborus	saxeseni	(Ratz., 1837)	33	443	436	605	373	1505	+		2,22
Phymatodes	testaceus	(L., 1758)	0	5	0	8	4	7	+		2,11
Enicmus	fungicola	Thoms., 1868	3	1	0	2	2	6	+		2,00
Dryocoetes	autographus	(Ratz., 1837)	0	0	0	9	0	0	+		2,00
Scaphidium	quadrimaculatum	Ol., 1790	0	0	0	8	0	0	+		2,00
Orthocis	alni	(Gyll., 1813)	2	0	0	2	0	4	+		2,00
Anoplotrupes	stercorosus	(Scriba, 1791)	0	1	0	2	2	0	+		2,00
Nosodendron	fasciculare	(Ol., 1790)	0	1	0	1	0	2	+	3	2,00
Glischrochilus	quadriguttatus	(F., 1776)	0	1	0	1	2	0	+		2,00
Pogonocherus	ovatus	(Goeze, 1777)	0	0	0	4	0	0	-	3	2,00
Plegaderus	vulneratus	(Panz., 1797)	0	0	0	3	0	0	+		2,00
Meligethes	pedicularius	(Gyll., 1808)	0	1	0	0	1	1			2,00
Epuraea	pygmaea	(Gyll., 1808)	0	0	0	3	0	0	-		2,00
Atomaria	linearis	Steph., 1830	0	1	0	0	1	1	+		2,00
Leptophloeus	alternans	(Er., 1846)	0	0	0	3	0	0	+		2,00
Enicmus	transversus	(Ol., 1790)	0	1	0	0	0	2	+		2,00
Dissoleucas	niveirostris	(F., 1798)	0	0	0	3	0	0	+		2,00
Hylastes	opacus	Er., 1836	0	0	1	7	0	1	+		1,89
Cerylon	ferrugineum	Steph., 1830	4	2	0	5	0	11	+		1,88
Pterostichus	oblongopunctatus	(F., 1787)	0	1	0	11	1	0	+		1,85
Cryphalus	abietis	(Ratz., 1837)	0	2	1	26	2	1	+		1,84
Rhizophagus	nitidulus	(F., 1798)	0	1	1	1	0	3	+		1,80
Anobium	pertinax	(L., 1758)	1	0	0	7	0	1	+		1,78
Schizotus	pectinicornis	(L., 1758)	1	0	0	7	0	1	+		1,78
Orchesia	undulata	Kr., 1853	1	0	0	7	1	0	+		1,78
Rhagium	mordax	(DeGeer, 1775)	2	9	6	29	6	18	+		1,78
Pterostichus	niger	(Schall., 1783)	0	1	0	16	0	0	+		1,78
Epuraea	aestiva	(L., 1758)	5	46	10	119	12	76	+		1,76
Arpidiphorus	orbiculatus	(Gyll., 1808)	0	0	1	2	0	1	+		1,75
Orthocis	festivus	(Panz., 1793)	0	8	2	37	4	7	+		1,72
Uleiota	planata	(L., 1761)	1	3	2	7	0	8	+		1,68
Carcinops	pumilio	(Er., 1834)	0	0	1	1	0	1	+		1,67
Clytus	arietis	(L., 1758)	0	0	1	1	0	1	+		1,67
Scolytus	intricatus	(Ratz., 1837)	0	0	1	1	0	1	+		1,67
Ips	typographus	(L., 1758)	0	1	0	9	0	0	+		1,64
Anisotoma	humeralis	(F., 1792)	4	0	2	4	0	8	+		1,63
Glischrochilus	hortensis	(Fourcr., 1785)	3	17	14	31	17	25	+		1,62
Paromalus	parallelepipedus	(Hbst., 1792)	0	1	0	8	0	0	+		1,60
Gnathoncus	nannetensis	(Mars., 1862)	0	5	6	22	3	7	+		1,59
Silvanus	bidentatus	(F., 1792)	0	2	1	6	0	3	+		1,58
Latridius	consimilis	(Mannh., 1844)	3	0	4	5	2	6	+	1	1,58
Molorchus	minor	(L., 1758)	1	0	0	7	0	0	+		1,56
Rhizophagus	dispar	(Payk., 1800)	2	3	5	12	1	9	+		1,53
Rhizophagus	bipustulatus	(F., 1792)	25	14	24	38	39	35	+		1,51
Cortinicara	gibbosa	(Hbst., 1793)	4	20	17	10	28	23	+		1,51
Mycetophagus	piceus	(F., 1792)	0	1	0	2	0	1	+	3	1,50
Atomaria	atricapilla	Steph., 1830	2	4	2	2	1	9	+		1,44
Thalycra	fervida	(Ol., 1790)	0	1	0	5	0	0	+		1,43

Hylastes	ater	(Payk., 1800)	1	0	0	5	0	0	+		1,43
Corticarina	fuscula	(Gyll., 1827)	0	2	0	3	0	2	+		1,43
Cychramus	luteus	(F., 1787)	0	1	0	1	0	1	+		1,33
Sitona	lineatus	(L., 1758)	0	1	0	1	0	1	+		1,33
Malthinus	punctatus	(Fourcr., 1785)	0	2	1	10	0	0	+		1,31
Epuraea	biguttata	(Thunb., 1784)	0	1	1	3	0	1	+		1,29
Hylecoetus	dermestoides	(L., 1761)	167	312	200	383	176	451	+		1,28
Scaphisoma	agaricinum	(L., 1758)	0	1	4	1	0	4	+		1,27
Rhagium	bifasciatum	F., 1775	1	9	0	21	1	4	+		1,27
Salpingus	planirostris	(F., 1787)	4	1	2	2	7	0	+		1,25
Epuraea	unicolor	(Ol., 1790)	0	3	9	12	4	2	+		1,25
Trixagus	dermestoides	(L., 1767)	10	30	70	78	23	50	+		1,25
Gnathoncus	buyssoni	Auzat, 1917	7	41	36	72	23	35	+		1,23
Rhizophagus	parvulus	(Payk., 1800)	11	12	23	21	23	13	+		1,21
Amara	familiaris	(Duft., 1812)	2	0	1	0	1	2	+		1,17
Magdalis	linearis	(Gyll., 1827)	0	1	1	2	0	1	+		1,17
Strophosoma	capitatum	(DeGeer, 1775)	164	94	1089	153	899	55	+		1,16
Dasytes	plumbeus	(Müll., 1776)	30	4	203	32	87	65	+		1,13
Anisotoma	glabra	(Kug., 1794)	0	0	3	2	0	1	+		1,13
Pyropterus	nigroruber	(DeGeer, 1774)	1	0	1	4	0	0	+		1,13
Sphaeriestes	castaneus	(Panz., 1796)	0	2	1	6	0	0	+		1,08
Corticarina	similata	(Gyll., 1827)	2	5	0	1	1	6	+		1,07
Dasytes	cyaneus	(F., 1775)	4	1	0	5	1	2	+		1,07
Ampedus	sanguineus	(L., 1758)	0	4	2	8	0	1	+		1,00
Calodromius	spilotus	(Ill., 1798)	2	0	0	4	0	0	+		1,00
Agathidium	seminulum	(L., 1758)	2	0	1	1	0	2	+		1,00
Propylea	quatuordecimpunctata	(L., 1758)	0	0	4	0	1	1	+		1,00
Cis	punctulatus	Gyll., 1827	0	2	0	4	0	0			1,00
Enicmus	histrio	JoyTomlin, 1910	0	0	2	0	0	1	+		1,00
Athous	subfuscus	(Müll., 1767)	101	252	185	230	139	182	+		0,99
Megatoma	undata	(L., 1758)	1	8	12	5	3	9	+	3	0,98
Anaspis	rufilabris	(Gyll., 1827)	40	35	28	36	33	29	+		0,93
Ectinus	aterrimus	(L., 1761)	5	96	53	115	0	54	+		0,92
Mycetophagus	decempunctatus	F., 1801	1	3	1	2	1	2	.	1	0,92
Cantharis	nigricans	(Müll., 1776)	3	4	2	2	2	4	+		0,90
Alosterna	tabacicolor	(DeGeer, 1775)	1	3	0	1	2	1	+		0,89
Latridius	hirtus	(Gyll., 1827)	0	4	1	5	0	1	+	3	0,87
Cerylon	histeroides	(F., 1792)	4	0	6	4	0	3	+		0,83
Anaspis	ruficollis	(F., 1792)	9	7	6	21	1	2	+	2	0,83
Glischrochilus	quadrisignatus	(Say, 1835)	4	9	11	9	4	5	+		0,82
Corymbia	rubra	(L., 1758)	2	9	5	18	0	0	+		0,82
Enicmus	testaceus	(Steph., 1830)	17	4	13	9	6	10	+	2	0,82
Ctesias	serra	(F., 1792)	0	4	3	2	0	3	+		0,81
Pityophagus	ferrugineus	(L., 1761)	30	75	29	48	14	48	+		0,79
Stenichnus	bicolor	(Denny, 1825)	0	1	3	1	1	0	+		0,78
Pityogenes	chalcographus	(L., 1761)	0	2	1	3	0	0	+		0,78
Meligethes	coracinus	Sturm, 1845	0	2	2	0	1	1	.		0,75
Anthrenus	museorum	(L., 1761)	0	1	1	0	0	1	+		0,75
Soronia	punctatissima	(Ill., 1794)	0	1	1	0	1	0	+		0,75
Ampedus	pomorum	(Hbst., 1784)	0	3	24	8	1	2	+		0,74
Melanotus	castanipes	(Payk., 1800)	0	25	10	11	3	10	+		0,72

Acanthocinus	aedilis	(L., 1758)	0	0	3	1	0	0	+		0,71
Hylastes	brunneus	Er., 1836	1	10	0	9	0	2	+		0,71
Trixagus	carinifrons	Bonv., 1859	11	1	10	2	8	1	+		0,70
Stenichnus	scutellaris	(Müll.Kunze, 1822)	4	1	3	0	0	4	+		0,69
Atomaria	lohsei	Johns.Strand, 1968	0	5	3	0	0	4	+		0,69
Glischrochilus	quadripunctatus	(L., 1758)	0	4	3	5	0	0	+		0,68
Dacne	bipustulata	(Thunb., 1781)	2	1	0	0	0	2	+		0,67
Pissodes	castaneus	(DeGeer, 1775)	2	0	0	2	0	0	+		0,67
Anaspis	frontalis	(L., 1758)	4	2	10	5	1	1	+		0,65
Tomicus	piniperda	(L., 1758)	2	1	1	3	0	0	+		0,64
Pityogenes	bidentatus	(Hbst., 1783)	7	49	38	52	2	2	+		0,63
Prosternon	tessellatum	(L., 1758)	1	3	2	4	0	0	+		0,63
Pityophthorus	lichtensteini	(Ratz., 1837)	0	26	6	23	0	1	-		0,62
Crypturgus	cinereus	(Hbst., 1793)	2	0	4	1	0	1	+		0,62
Chilocorus	renipustulatus	(Scriba, 1850)	0	3	2	0	0	2	+		0,60
Dasytes	niger	(L., 1761)	0	1	1	1	0	0	+		0,60
Cimberis	attelaboides	(F., 1787)	0	1	1	1	0	0	+		0,60
Stenurella	melanura	(L., 1758)	3	93	157	22	19	35	+		0,59
Anthonomus	phyllocola	(Hbst., 1795)	0	1	2	1	0	0	+		0,57
Epuraea	marseuli	Rtt., 1872	11	23	19	23	0	4	+		0,57
Rhagonycha	lignosa	(Müll., 1764)	1	23	31	13	1	5	+		0,56
Leptura	maculata	(Poda, 1761)	0	8	2	5	0	1	+		0,56
Brachonyx	pineti	(Payk., 1792)	1	0	3	1	0	0	+		0,56
Cartodere	constricta	(Gyll., 1827)	5	3	6	1	0	4	+		0,55
Melanotus	rufipes	(Hbst., 1784)	0	1	76	3	0	2	+		0,55
Meligethes	viridescens	(F., 1787)	1	24	33	10	1	7	-		0,55
Hylurgops	palliatus	(Gyll., 1813)	51	2	2	36	0	2	+		0,53
Byturus	tomentosus	(DeGeer, 1774)	2	57	684	2	33	3	+		0,51
Agrypnus	murina	(L., 1758)	29	21	47	27	3	2	+		0,50
Ampedus	elongatulus	(F., 1787)	0	0	10	0	0	0	+	3	0,50
Xylita	laevigata	(Hell., 1786)	1	2	4	2	0	0	.	2	0,50
Anthonomus	rubi	(Hbst., 1795)	0	0	5	0	0	0	+		0,50
Tychius	picirostris	(F., 1787)	1	1	1	0	1	0	+		0,50
Harpalus	signaticornis	(Duft., 1812)	2	0	0	0	0	1	+		0,50
Epuraea	terminalis	(Mannh., 1843)	1	1	0	0	0	1	+		0,50
Hyperaspis	campestris	(Hbst., 1783)	0	0	3	0	0	0	+		0,50
Pityogenes	trepanatus	(Nördl., 1848)	2	484	225	316	0	1		3	0,49
Thanasimus	formicarius	(L., 1758)	36	42	23	47	0	3	+		0,49
Pityophthorus	glabratus	Eichh., 1879	2	12	9	9	0	0	+		0,49
Pityophthorus	pubescens	(Marsh., 1802)	7	311	21	175	0	18	-		0,48
Pediacus	depressus	(Hbst., 1797)	0	79	34	26	3	14	+		0,48
Dromius	agilis	(F., 1787)	9	4	1	4	0	3	+		0,47
Rhizophagus	depressus	(F., 1792)	81	39	27	55	1	10	+		0,46
Ampedus	balteatus	(L., 1758)	21	19	52	14	0	5	+		0,45
Micrambe	abietis	(Payk., 1798)	0	2	2	1	0	0	+		0,44
Enicmus	rugosus	(Hbst., 1793)	109	27	133	28	8	22	+		0,44
Dalopius	marginatus	(L., 1758)	61	21	222	9	10	5	+		0,44
Cteniopus	flavus	(Scop., 1763)	0	2	1	1	0	0	+	3	0,43
Spondylis	buprestoides	(L., 1758)	0	2	1	1	0	0	+		0,43
Corticaria	linearis	(Payk., 1798)	2	0	0	1	0	0	+		0,40
Myzia	oblongoguttata	(L., 1758)	1	1	0	1	0	0	+		0,40

Brachyderes	incanus	(L., 1758)	84	25	229	13	3	2	+		0,38
Thanasimus	rufipes	(Brahm, 1797)	0	7	2	3	0	0	+		0,38
Enicmus	planipennis	Strand, 1940	35	40	55	19	2	2		1	0,36
Meligethes	aeneus	(F., 1775)	2	61	52	10	2	5	+		0,36
Selatosomus	aeneus	(L., 1758)	2	0	5	0	0	0	+		0,36
Antherophagus	nigricornis	(F., 1787)	0	7	4	1	0	1	+		0,35
Myrrha	octodecimguttata	(L., 1758)	3	3	8	1	0	0	+		0,34
Meligethes	ovatus	Sturm, 1845	0	3	6	0	0	0	+		0,33
Lagria	hirta	(L., 1758)	4	21	39	0	1	0	+		0,32
Anidorus	nigrinus	(Germ., 1831)	7	6	7	2	0	1	+		0,31
Ernobius	nigrinus	(Sturm, 1837)	22	11	6	6	0	4	+		0,31
Phyllopertha	horticola	(L., 1758)	0	2	3	0	0	0	+		0,30
Hylobius	abietis	(L., 1758)	98	114	144	34	1	4	+		0,30
Exochomus	quadripustulatus	(L., 1758)	8	1	3	1	0	1	+		0,28
Anastrangalia	sanguinolenta	(L., 1761)	1	64	58	1	0	3	+		0,27
Aphodius	depressus	(Kug., 1792)	5	0	1	0	0	1	+		0,25
Enicmus	atriceps	Hansen, 1962	57	1	12	4	3	3	+	2	0,22
Ptinus	dubius	Sturm, 1837	1	2	2	0	0	0	+		0,20
Anatis	ocellata	(L., 1758)	2	4	3	0	0	0	+		0,17
Dromius	angustus	Brulle, 1834	0	2	1	0	0	0	+		0,17
Rhagium	inquisitor	(L., 1758)	84	52	32	13	0	0	+		0,17
Cryptophagus	distinguendus	Sturm, 1845	16	18	2	3	0	2	+		0,16
Malthodes	crassicornis	(Mäckl., 1846)	6	3	4	0	0	0		3	0,15
Pissodes	pini	(L., 1758)	9	0	1	1	0	0	+		0,14
Necrophorus	vespilloides	Hbst., 1783	1	84	3	4	1	6	+		0,14
Scymnus	suturalis	Thunb., 1795	12	4	1	2	0	0	+		0,14
Amara	lunicollis	Schdte., 1837	4	0	1	0	0	0	+		0,10
Pytho	depressus	(L., 1767)	8	0	0	0	0	0	+	3	0,00
Pityophthorus	pityographus	(Ratz., 1837)	0	8	0	0	0	0	.		0,00
Corticaria	elongata	(Gyll., 1827)	0	6	0	0	0	0	+		0,00
Xyloterus	lineatus	(Ol., 1795)	4	0	0	0	0	0	+		0,00
Corticaria	polypori	Sahlb., 1900	1	2	0	0	0	0	-	2	0,00

ZUKUNFTSORIENTIERTE
WALDWIRTSCHAFT

Bundesland Mecklenburg-Vorpommern

Eine Initiative des Bundesministeriums für Bildung und Forschung
in Zusammenarbeit mit Baden-Württemberg, Bayern, Brandenburg,
Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Sachsen

- Schlussbericht zum Projekt -

Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland

- Band 3 -

Zuwendungsempfänger: Universität Greifswald; Zoologisches Institut und Museum

Förderkennzeichen: 0339757

Laufzeit des Vorhabens: 15.04.2000-30.04.2003

Geographischer Projektverbund: Nordostdeutsches Tiefland

Im BMBF-Projekt: Zukunftsorientierte Waldwirtschaft

Projektleiter: Prof. Dr. G. Alberti und Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG UND FAZIT

EINLEITUNG

MATERIAL UND METHODEN

UNTERSUCHUNGSGEBIETE

EINZELBERICHTE

Stratum Boden

- Köderstreifen
- Lumbricidae
- Mikroarthropoden
    - Großgruppen
    - Oribatida
    - Gamasida
    - Collembola

Stratum Bodenoberfläche

- Makroarthropoden
    - Großgruppen
    - Araneae, Opiliones
    - Isopoda, Myriapoda
    - Coleoptera – Carabidae

Sonderstruktur Alt- und Totholz

- Coleoptera

Strata Kraut-, Strauch- und Baumschicht

- Lepidoptera
- Vögel, Kleinsäuger, Fledermäuse

„Strata Kraut-, Strauch- und Baumschicht“

Lepidoptera: Schmetterlinge

Dipl.Math. V. Wachlin

1 Einleitung

Die Schmetterlinge stellen eine der artenreichsten Insektenordnungen dar, deutschlandweit sind derzeit ca. 3600 Arten bekannt (GAEDICKE & HEINICKE 1999). In praktisch allen terrestrischen und auch in einigen aquatischen Bereichen finden Schmetterlinge geeigneten Lebensraum. Diese große Potenz zur Nutzung vielfältiger natürlicher und anthropogen bedingter Nischen macht diese Insektenordnung zu einer der am häufigsten verwendeten Gruppen bei der Bioindikation bzw. bei der Beurteilung von Landschaftsausschnitten verschiedener Ebenen. Allerdings gilt dies im allgemeinen nur für die häufig bevorzugten Tagfalter. In sehr viel geringerem Maße finden sich Untersuchungen zur Nachtfalterfauna und aus der artenreichsten Gruppe der Kleinschmetterlinge werden nur in Ausnahmefällen einige Familien bearbeitet. Fehlende qualifizierte Bearbeiter wie auch noch erhebliche Kenntnislücken gerade bei zahlreichen Kleinschmetterlingsfamilien sind dafür verantwortlich.
Der Wald stellt für die Schmetterlinge einen sehr komplexen Lebensraum dar, der im Vergleich zu anderen Landschaftstypen von der größten Artenzahl besiedelt wird. So können von den insgesamt 109 vom Territorium Mecklenburg-Vorpommerns bekannten Tagfalterarten knapp 34 % zu den Wald- und Gehölzbewohnern gerechnet werden (WACHLIN 1993), doch auch zahlreiche andere Arten des Offenlandes und der Moore finden in geeigneten Nischen zumindest zusagende Sekundärhabitate. Bei den übrigen Schmetterlingsgruppen dürften ganz ähnliche Verhältnisse vorliegen, allerdings ist der Kenntnisstand dazu noch recht unterschiedlich.
Darüber hinaus gelten Wälder als noch vergleichsweise naturnahe bzw. in geringerem Maße beeinträchtigte Schmetterlingslebensräume. Es liegt jedoch auf der Hand, dass eine inzwischen mehrere Hundert Jahre wirkende intensive Forstwirtschaft auch den Schmetterlingslebensraum „Wald“ beeinflusst hat. Ein Ausdruck dessen ist die Tatsache, dass zu den sich ständig verlängernden Roten Listen zunehmend auch die Waldarten beitragen. In einer Analyse von Gefährdungsursachen für die nachtaktiven Großschmetterlinge nahm die Intensivierung der Forstwirtschaft bereits den Spitzenplatz ein (WACHLIN et. al 1997).

Daher lag es geradezu auf der Hand, die Schmetterlinge für das Projekt in die ökofaunistischen Untersuchungen einzubeziehen. Neben der Frage nach ihrem Beitrag zur Diversität der Fauna der einzelnen Wald- und Forsttypen stand dabei auch die Frage, inwieweit der im Zuge einer zukunftsorientierten Waldwirtschaft angestrebte Waldumbau auch Konsequenzen für die Schmetterlingsfauna nach sich ziehen würde. Im Teilprojekt „Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im norddeutschen Tiefland“ wurde daher ein modulares Forschungskonzept angewendet, bei dem die Schmetterlinge als Referenzgruppe für das Stratum Kraut- und Strauchschicht eingesetzt wurden. Darüber hinaus gelten die Aussagen bei den direkten Gehölzbewohnern auch für die Baumschicht.

2 Material und Methoden

Der Schwerpunkt des Untersuchungsinteresses wurde auf eine möglichst umfangreiche Erfassung der nachtaktiven Arten gelegt. Neben den Großschmetterlingen erfolgte daher auch eine Auswahl von Kleinschmetterlingsfamilien, die einen relevanten Bezug zum Thema erwarten ließen bzw. die aufgrund ihrer Lebensweise und der Lebensraumansprüche von zahlreichen Vertretern dieser Familien Vorkommensschwerpunkte in Waldökosystemen aufweisen. Zusätzlich wurde in den Untersuchungsgebieten an geeigneten Säumen und inneren Waldstrukturen die Tagfalterfauna aufgenommen. Stichprobenartig erfolgten Aufsammlung von Larven ausgewählter Arten der Kraut- und Strauchschicht, die aufgrund der Ergebnisse der Lichtfanguntersuchungen ggf. Massenvorkommen erwarten ließen bzw. die als potentielle Schädlinge für Buchenaufwuchs in Frage kommen.

Einsatz von Lichtfanganlagen

Zum Einsatz kam dabei der sogenannte persönliche Lichtfang, bei dem erfahrene Entomologen das anfliegende Artenspektrum sofort determinieren und halbquantitativ abschätzen, so dass naturschutzfachlich bedenkliche Tötungsfallen nicht eingesetzt werden müssen. Nur in unklaren Fällen und von zahlreichen Kleinschmetterlingen wurden Proben eingesammelt, deren Bestimmung dann unter Hinzuziehung eines Spezialisten im Labor erfolgte.

Eine durch ein Notstromaggregat gespeiste Leuchtanlage (250 W HQL-Lampe in Kombination mit zwei Leuchtstoffröhren von 20 Watt Superaktinisch bzw. Schwarzlicht)

strahlt dabei eine weiße, gespannte Leinwand an. Die hellere HQL-Lampe wurde auf der Vorderseite des Leuchttuches in der Mitte angebracht. Auf der Rückseite wurden die schon erwähnten Leuchtstoffröhren aufgehängt. Diese schwächer beleuchtete Seite der Leinwand kann dann von weniger heliophilen Arten angeflogen werden.

Diese netzunabhängige mobile Lichtfanganlage erlaubte Untersuchungen mitten in den Biotopen. Die Leuchtplätze wurden dabei so gewählt, dass die Anlage ihre Leuchtwirkung zentral in möglichst homogenen Ausprägungen des betreffenden Waldtyps ausübte. Nach neueren Erkenntnissen reichen die Lockwirkungen des Lichtes in derartigen Beständen bei weitem nicht so weit, wie bislang angenommen. Damit kann davon ausgegangen werden, dass das angezogene Falterspektrum größtenteils von indigenen Arten geprägt wird. In der Regel befanden sich die Leuchtplätze in unmittelbarer Nähe der Probeflächen der übrigen Module.

Um den Einfluss von Störfaktoren minimal zu halten, erfolgten die Untersuchungen nur bei möglichst optimalen Witterungsbedingungen. Auf den Einsatz weiterer Techniken (z.B. Köderfang) und zusätzlicher Fanganlagen (Lichtfallen) wurde verzichtet, um über den gesamten Zeitraum der Untersuchungen eine einheitliche Methodik anzuwenden. Probeuntersuchungen im ersten Jahr zeigten, dass sowohl beim Köderfang als auch durch zusätzliche Lichtlebendfallen keine weiteren Arten erfasst wurden, lediglich hinsichtlich der Abundanzen ergaben sich geringfügige Verschiebungen. Die Länge der Beobachtungen an den Lichtanlagen richtete sich jahreszeitbedingt nach den herrschenden Witterungsbedingungen (einsetzende Kühle, Mondaufgang u.a.) und dem Anflug der Falter.

An insgesamt 8 Leuchtabenden wurden so in der Zeit ab der Dämmerung bis zum Erliegen des Anfluges (in der Regel bis ca. 2.00 Uhr) alle anfliegenden Großschmetterlings- und ausgewählte Kleinschmetterlingsfamilien registriert. Im Jahr 2000 erfolgten die Untersuchungen aufgrund des verspäteten Projektbeginns nur in 5 Flächen, von denen dann drei nach Festlegung des gemeinsamen Untersuchungsflächenkonzeptes nicht mehr in die weitere Bearbeitung der einzelnen Module einbezogen wurden. Daher liegt von diesen 3 Standorten nur jeweils eine Jahresaufnahme vor. In den beiden Folgejahren fanden die Arbeiten dann an den mit den übrigen Teams abgestimmten 6 Untersuchungsgebieten statt, so dass von 4 Standorten zwei Jahresaufnahmen und von 2 Standorten drei Jahresaufnahmen vorliegen (s. Tab. 3.1, Tab. 1 und 2 im Anhang).

Bei den Großschmetterlingen wurden Belegstücke nur in Ausnahmefällen (schwer bestimmbare Arten, faunistische Besonderheiten) der Natur entnommen. Von den Kleinschmetterlingen entstand eine vollständige Belegsammlung, die bei den Bearbeitern vorliegt.

Tab. 3.1: Gesamtartenzahlen nach Untersuchungsflächen, 2000 - 2002

	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	KiBu(m)M-1	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	Bu(j)M-1	Bu(a)M-1	Bu(a)M-3	BuEi(m)M-1	Gesamt
Großschmetterlinge										
2000				208	192		161	171	161	
2001	71	195	204		206	188	166			
2002	75	181	237		194	194	168			
Gesamt	91	232	288	208	272	243	213	171	161	**430**
davon RL-Arten										
2000				37	33		20	16	15	
2001	6	33	27		26	17	22			
2002	5	27	32		28	19	20			
Gesamt	8	41	44	37	42	28	29	15	15	**95**
Kleinschmetterlinge	31	69	87	46	73	75	59	50	40	**179**
Schmetterlinge gesamt	**122**	**301**	**375**	**254**	**345**	**318**	**272**	**221**	**201**	**609**
Leitarten(Moorarten)	**18**	**25 (8)**	**25 (6)**	**27 (4)**	**27 (8)**	**11 (13)**	**14 (5)**	**12 (5)**		**51 (24)**
Lebensraumholde Arten	**5**	**8**	**41**	**29**	**43**	**14**	**15**	**12**		**72**
Stetige Begleiter	**78**	**130**	**174**	**135**	**173**	**162**	**165**	**120**		**282**
Zielarten	**1**	**7**	**6**	**12**	**11**	**3**	**9**	**3**	**4**	**25**

Erfassung der Tagfalter

An den hinsichtlich ihrer Nachtfalterfauna untersuchten Standorten erfolgten an ausgewählten, inneren Saumstrukturen auch Aufnahmen der Tagfalterfauna. Dabei wurden zu geeigneten Tagesstunden (Besonnung!) diese Grenzlinien innerhalb eines Jahres insgesamt sechsmal begangen.

Aufsammlung von Larven

Im letzten Untersuchungsjahr erfolgten stichprobenhafte Aufsammlungen von Larven ausgewählter Schmetterlingsarten, die als Bewohner der Kraut- oder Strauchschicht aufgrund der Ergebnisse der beiden vorangegangenen Jahre eine eventuelle Massenvermehrung erwarten ließen bzw. die als potentielle Schädlinge des Buchenjungaufwuchses anzusehen waren.

Auswertungsmethodik

Die Auswertung folgt in Systematik und Nomenklatur den aktuellen Standardwerken (KARSHOLT & RAZOWSKI 1996, GAEDICKE & HEINICKE 1999). Aus der Literatur wurden Angaben zu Fraßpflanzen entnommen (bei den Großschmetterlingen KOCH 1991, EBERT et. al 1991-2001, FAJCIK & SLAMKA 1996, FAJCIK 1998, MIRONOW 2003; bei den Kleinschmetterlingen PALM 1987, SLAMKA 1995, RAZOWSKI 2001, SCHÜTZE 1931), die durch eigene Beobachtungen und Erfahrungen der Bearbeiter ergänzt wurden. In Anlehnung an BLAB & KUDRNA (1984) erfolgte eine Zuordnung aller registrierten Arten zu einer ökologischen Falterformation (s. Tab. 1 im Anhang). Anhand dieser beiden Parameter wurden die festgestellten Arten in insgesamt 22 Schmetterlingsgilden gegliedert (s. Tab. 1 im Anhang). Dabei konnte eine Art durchaus auch zu mehreren Gilden gerechnet werden. Die Schwerpunkte dieser Gildenauswahl lagen im Sinne des Projektthemas bei den einzelnen Sukzessionsphasen des angestrebten Waldumbaus einerseits sowie den verschiedenen Ausprägungen der Krautschicht andererseits. Folgende Gilden wurden gebildet:

LBu - Laubholzbewohner, Buche
LEi - Laubholzbewohner, Eiche
LBi - Laubholzbewohner, Birke
LWP -Laubholzbewohner, Weide/Pappel
LaB - Laubholzbewohner, breites Spektrum, auch Buche
LoB - Laubholzbewohner, breites Spektrum, aber keine Buche
Lge - Laubholzbewohner, Gebüsche

Nad - Nadelholzbewohner

Zst - Zwergstrauchbewohner

Sch - Bewohner der Schleiergesellschaften (Rubus-Arten u.a.)

Gin - Ginsterheidenbewohner

FaF - Farnflurenbewohner

StF - (Hoch-)Staudenflurenbewohner

KrF - Krautflurenbewohner

GrF - Grasflurenbewohner

Fle - Flechtenbewohner

Mos - Moosbewohner

vpH - Bewohner von verpilztem Holz

mPf - Nutzer modernder Pflanzenreste

Vog - Bewohner von Vogelnestern

Alf – Allesfresser (breites Spektrum von Nahrungspflanzen, nicht einer vorhergehenden Gilde eindeutig zuordenbar)

Mor - Bewohner der Moore und Röhrichte

Mom – oligo-mesotrophe Zwischenmoore

Moe – eutrophe Sümpfe und Moore

Für die Zielstellung des Projektes war die Charakterisierung der Lebensraumbindung der Arten ein wichtiges Kriterium. Neben der Fraßpflanze und der Zugehörigkeit zu einer ökologischen Falterformation/Gilde spielten dabei die ermittelte Aktivitätsdichte eine entscheidende Rolle. Hierzu wurde aus den halbquantitativ ermittelten Abundanzen der einzelnen Beobachtungsabende der maximale in dem Jahr für eine Art auftretende Wert als Jahresabundanz festgelegt:

Abundanzen/d	Häufigkeitsklasse (HK)
1 Ex.	E
2-5 Ex.	1
6-15 Ex.	2
16-30 Ex.	3
31-50 Ex.	4
51-100 Ex.	5
> 100 Ex.	6

Für die Standorte mit mehrjährigen Untersuchungen wurden diese dann in Anlehnung an das bewährte Vorgehen in der Pflanzensoziologie (BRAUN-BLANQUET 1964) nach folgendem Schlüssel zu Stetigkeitsklassen überführt (s. Tab. 1 im Anhang, s. a. KARISCH 1995):

Stetigkeitsklasse	Jahresabundanzen
I	1 x E
II	1 x E, 1 x 1 oder 2
III	2/3 x E
IV	je 1 x E und 1
V	alle übrigen Mehrfachkombinationen

Hintergrund dieses Vorgehens war die Zielstellung, anhand der ermittelten Abundanzen die indigenen Arten des untersuchten Waldtyps zu ermitteln. Dabei wurde dem einfachen Ansatz gefolgt, dass eine Art bei mehrfachem Nachweis zum Fauneninventar zählt (also stet vorkommt), während Vorkommen nur in einem der Untersuchungsjahre mehr dahin zu deuten sind, dass es sich um xenozöne Arten handelt, zumal es sich in solchen Fällen um relativ niedrige Jahresabundanzen handelte (maximal HK 2). Dies ist ein pragmatischer Ansatz, der der geringen Stichprobengröße geschuldet ist (nur 2 bzw. 3 Untersuchungsjahre, kein vergleichbares Material aus anderen Untersuchungen). Aufgrund der natürlichen Populationsschwankungen können daher durchaus einige Arten ungerechtfertigterweise als nicht indigen eingestuft worden sein, wie auf der anderen Seite der Fall denkbar ist, dass lebensraumuntypische Arten mehrfach auftraten und somit eine relativ hohe Stetigkeit zugewiesen erhielten.
In die Gesamttabelle wurden dann für die einzelnen Untersuchungsflächen die Stetigkeiten der einzelnen Arten eingetragen. Dabei wurden drei Gruppen von Waldtypen gebildet:

Buchenwald (Bu):	Untersuchungsstandorte Bu(j)M-1, Bu(a)M-1, Bu(a)M-3
Kiefern-Buchenwald(KiBu):	Untersuchungsstandorte KiBu(m)M1, KiBu(m)M-2, KiB(a)M-2
Kiefernwald (Ki):	Untersuchungsstandorte Ki(j)M-1, Ki(m)M-1

Innerhalb der einzelnen Gilden erfolgte nun eine Ordnung der Arten nach ihren Stetigkeiten und dem Auftreten in den drei Waldtypen. In einem nächsten Schritt wurden die sporadischen Begleitarten von den Arten mit höheren Stetigkeitswerten getrennt. Dabei konnten auch

Ausnahmen zugelassen werden, wenn aufgrund sicherer Kenntnisse eine Art einem Waldtyp/Gilde trotz geringer Stetigkeitswerte zugeordnet werden konnte.
Die verbleibenden Arten sind als die **charakteristischen bzw. typischen** Arten für den betreffenden Waldtyp und die jeweilige Gilde anzusehen. Dabei erfolgte anhand der Kenntnisse zur Biologie der einzelnen Arten eine Untergliederung in die drei Kategorien: Leit-, lebensraumholde und stete Begleitarten. Spezies, die nur in einem bzw. zwei Waldtypen während dieser Untersuchungen nachgewiesen wurden und somit diese gegenüber den jeweils anderen abgrenzen, wurden als Differentialarten ausgewiesen. Zusätzlich erfolgte die Kennzeichnung von Zielarten, die unter naturschutzfachlichen Gesichtspunkten eine besondere Bedeutung aufweisen. In der Regel handelt es sich dabei um Taxa mit großer Raumbedeutsamkeit oder solche, die als besonders gefährdet in den Roten Listen von Mecklenburg-Vorpommern bzw. der BRD geführt werden.
Leitarten erreichen in einem oder wenigen Lebensräumen/Lebensraumkomplexen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch wesentlich höhere Siedlungsdichten als in allen anderen ökologischen Raumeinheiten (FLADE 1994, OEHLKE et. al 1996, KRATOCHVIL & SCHWABE 1997, 2001, HÖTTINGER 2002). Als **lebensraumhold** werden Arten bezeichnet, die in einem bestimmten Landschaftstyp bei hoher Stetigkeit ihre höchste Siedlungsdichte erreichen (FLADE 1994). Sie kommen in anderen ökologischen Raumeinheiten jedoch mit ähnlich hohen Stetigkeiten vor. Hier ist einschränkend anzumerken, dass für andere Waldgesellschaften und alle übrigen Biotoptypen keine vergleichbaren Stetigkeitswerte vorliegen, die Beurteilung einer lebensraumholden Art richtet sich also primär nach den in dieser Studie ermittelten Stetigkeiten und den Kenntnissen der Bearbeiter aus ihrer bisherigen praktischen Feldarbeit. Wünschenswert wären vergleichbare Untersuchungen für alle übrigen Biotoptypkomplexe, doch bedarf dies eines enormen finanziellen und personellen Aufwandes, der den Rahmen eines solchen Projektes weit übersteigen würde.
Schließlich stellen die **steten Begleiter** Arten mit sehr hoher Stetigkeit dar (FLADE 1994).
Natürlich ist es mit einem gewissen Risiko behaftet, aufgrund von wenigen Jahresuntersuchungen solche Arten für die drei Waldtypen dieses Projektes auszuweisen. Dennoch wird hier der Versuch unternommen, in Kombination der empirisch erhobenen Daten mit der Literaturauswertung und den langjährigen persönlichen Erfahrungen der Bearbeiter einen solchen ersten zönotischen Ansatz für die Lepidopteren zu präsentieren.

Mit den so herausgearbeiteten Leit- und lebensraumholden Arten sowie steten Begleitern und Zielarten lassen sich Unterschiede sowohl zwischen den drei untersuchten Waldtypen

(Sukzessionsphasen des Waldumbaus) als auch den verschiedenen Altersstadien innerhalb des jeweiligen Typs beschreiben.

3 Ergebnisse der Nachtfalteruntersuchungen

Insgesamt wurden 609 nachtaktive Schmetterlingsarten aus 24 Familien erfasst (s. Tab. 3.1; 3.2, sowie Tab. 1 im Anhang). Die Tabellen enthalten auch die Werte der drei Standorte, von denen jeweils nur eine einmalige Aufnahme aus dem Jahr 2000 vorliegt. Bei der Ausweisung der einzelnen Untergruppierungen (Gilden, Waldtypen) können sie so mit berücksichtigt werden, die Angabe von Stetigkeitsklassen musste jedoch entfallen. Bei der weiteren Auswertung wurden jedoch nur die beiden Standorte KiBu(a)M-1 und Bu(a)M-3 berücksichtigt. Das Untersuchungsgebiet BuEi(m)M-1 weist zu wenig Gemeinsamkeiten mit den übrigen Flächen auf.

Von den 609 nachgewiesenen Spezies gehören 430 zu den sogenannten Großschmetterlingen, 179 Arten waren den bearbeiteten Kleinschmetterlingsfamilien zuzuordnen (s. Tab. 3.1). Bei den Großschmetterlingen entspricht dies etwa 52 % des rezenten Bestandes von Mecklenburg-Vorpommern. Damit dürfte eine weitgehend vollständige Erfassung des Artengefüges des Untersuchungsraumes vorliegen. Gleichzeitig belegen diese Zahlen die eingangs bereits genannte hohe Bedeutung der Waldökosysteme als Schmetterlingslebensräume. Insgesamt 95 Arten der Großschmetterlinge werden in den Roten Listen des Landes Mecklenburg-Vorpommern (81 = 18,8 %) bzw. der BRD (49 = 11,4 %) als gefährdet geführt, dies entspricht einem Gesamtgefährdungsgrad von 22,1 %, der damit deutlich unter dem Landesdurchschnitt von 45,5 % liegt (WACHLIN et. al 1997).

Tab. 3.2: Artenzahl nach Schmetterlingsfamilien, 2000-2002

Familie	**Artenzahl**
HEPIALIDAE	3
TINEIDAE	6
PSYCHIDAE	4
YPSOLOPHIDAE	1
DEPRESSARIIDAE	4
CHIMABACHIDAE	2
OECOPHORIDAE	12
BLASTBASIDAE	1

AMPHISBATIDAE	1
LIMACODIDAE	2
COSSIDAE	1
TORTRICIDAE	80
PYRALIDAE	65
LASIOCAMPIDAE	7
ENDROMIDAE	1
SATURNIIDAE	2
SPHINGIDAE	7
DREPANIDAE	14
GEOMETRIDAE	165
NOTODONTIDAE	25
NOCTUIDAE	175
LYMANTRIIDAE	5
NOLIDAE	8
ARCTIIDAE	18
Summe 24	**609**

Diese Arten verteilen sich auf die Gefährdungskategorien wie folgt:

Tab. 3.3.: Arten der Roten Listen Mecklenburg-Vorpommerns und der BRD
(nur Großschmetterlinge, da keine RL für Kleinschmetterlinge existiert)

	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	K/V,G	Summe
RL MV	3	16	53	6	3	81
RL D	-	4	13	-	32	49

Hinsichtlich der Zugehörigkeit zu den 22 Gilden ergibt sich für das Gesamtartenspektrum folgendes Bild:

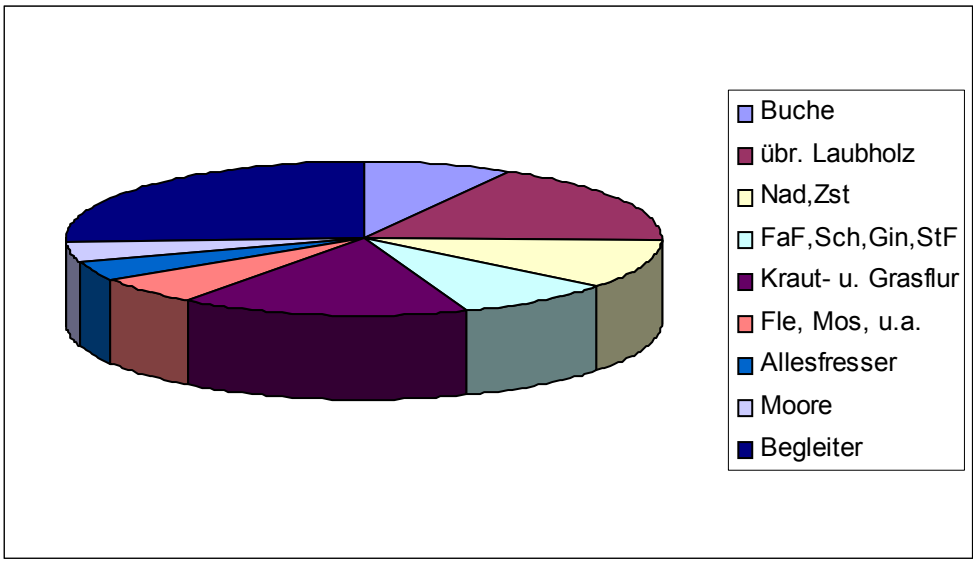


Abb.1: Verteilung des Gesamtartenspektrums auf die verschiedenen ökologischen Gilden; Legende: s. Tab. 3.6.

Insgesamt 54 Arten leben ausschließlich oder zumindest auch an Buche. Berücksichtigt man noch die übrigen 115 an Laubholz gebundenen Spezies, so konnten in den untersuchten Flächen immerhin 169 Arten als charakteristisch für Buchen- und Laubmischwaldtypen identifiziert werden, die damit 25,3 % des Faunenbestandes ausmachen. Dagegen haben die typischen Nadelwaldvertreter einschließlich der Zwergstrauchbewohner insgesamt nur 10,5 % (= 70 Taxa) Anteil am Gesamtspektrum. Bewohner der Farnfluren, Schleiergesellschaften, Staudenfluren und Ginsterbestände nehmen insgesamt 8,7 % (= 58 Taxa) des Bestandes ein, während die klassischen Arten der Krautschicht (Kraut- und Grasfluren) mit insgesamt 15,6 % (= 104 Taxa) einen erstaunlich hohen Anteil stellen. In beiden Werten kommt der große Struktur- und Habitatreichtum der Krautschicht der untersuchten Wälder zum Ausdruck. Die übrigen Gilden steuern nur vergleichsweise geringe Anteile zum Gesamtbestand bei. Dennoch umfassen die Bewohner der Moose, Flechten, von verpilztem Holz und modernder Pflanzenreste immerhin noch insgesamt 6,1 % (= 41 Taxa) des registrierten Faunengefüges. Als hochspezialisierte Arten kommt ihnen innerhalb des Ökosystems Wald eine besondere Bedeutung zu. Relativ unspezifisch sind dagegen die Allesfresser anzusehen, sie erreichen mit 26 Arten nur knapp 4,3 % des Gesamtspektrums. Etwa die gleiche Größenordnung (29 Taxa) konnte für die Moorarten ermittelt werden. In ihren Reihen befindet sich eine große Anzahl von Zielarten, während ihre Zugehörigkeit zu einem der untersuchten Waldtypen vom Vorhandensein der Moorlebensräume in den Wäldern abhängt und keinen Bezug zum Waldumbau hat.

Ein sehr großer Teil des Spektrums wird mit insgesamt 171 Arten (25,6 %) von den zufälligen Begleitern gestellt, die man mit einer gewissen Vorsicht als xenozöne Arten interpretieren kann. Daher werden sie bei den weiteren Ausführungen nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Betrachtet man die charakteristischen Arten, so können 51 Taxa als Leitarten, 72 Taxa als lebensraumhold und 282 Spezies als stete Begleiter bezeichnet werden (s. Tab. 1 im Anhang, sowie Tab. 3.4). Hierbei ist zu beachten, dass Mehrfachzählungen einer Art für die drei Waldtypen möglich waren, so dass sich die Gesamtzahlen nicht durch einfaches Addieren der einzelnen Werte der drei Waldtypen ergeben. Die größte Zahl der Leitarten wurde erwartungsgemäß in der Gilde der Bewohner der Nadelbestände und Zwergsträucher gefunden, gefolgt von den Bewohnern der Buchenbestände. Auch die Gruppe der Moorarten weist mit 24 Leitarten eine hohe Zahl auf.
Ein ähnliches Bild zeigt sich bei den lebensraumholden Spezies, wo die Buchen- und die Nadelholzgilde ebenfalls hohe Zahlen aufweisen. Sie werden allerdings noch von den übrigen Laubwaldarten übertroffen. Auch die spezialisierten Nutzer der Flechten, Moose, des verpilzten Holzes und modernder Pflanzenreste weisen mit 13 Arten eine relativ große Zahl auf. Mit etwas Abstand folgen dann bereits die Gilden der Bewohner der Kraut- und Grasfluren.
Bei den steten Begleitern erreichen die polyphagen Laubholzbewohner die höchsten Artenzahlen, gefolgt von den Vertretern der Kraut- und Grasfluren. Beide Werte deuten bereits auf ein weites Spektrum an Lebensraumnischen in den untersuchten Wäldern hin, die speziell von diesen beiden Gruppen genutzt werden. Auf einzelne Arten wird bei der Besprechung der Standorte eingegangen.

Tab. 3.4: Anzahl charakteristischer Arten nach Gilden und Waldtyp, 2000-2002

	Ki			KiBu			Bu			Gesamt		
Gilde	**L**	**H**	**S**	**L**	**H**	**S**	**L**	**H**	**S**	**L**	**H**	**S**
Buche	1	1	17	8	9	20	10	8	23	11	14	31
Übr. Laubholz	1	3	29	2	15	41	0	0	45	2	17	87
NW, Zst	23	4	17	19	12	19	0	0	24	25	15	27
FaF, Sch, Gin, StF	1	0	14	1	2	24	1	3	22	3	5	34
Kraut- u. Grasflure	1	1	31	2	6	53	3	1	42	5	8	65
Fle, Moos u.a.	1	1	11	3	8	11	2	4	12	5	13	17
Allesfresser	0	0	16	0	0	18	0	0	16	0	0	21
Moore	8			15			22			24		
										51	72	282

Legende: Ki – Kiefernstandorte, KiBu – Kiefern-Buchenwaldstandorte, Bu – Buchenwaldstandorte;
L – Leitarten, H – lebensraumholde Arten, S – stete Begleitarten;

Schließlich konnten bei den dreijährigen Untersuchungen insgesamt 25 Zielarten festgestellt werden, die in Tab. 3.5 aufgelistet sind. Darunter befinden sich 6 Arten, deren Vorkommen an Moore und Feuchtlebensräume gebunden ist. Diese stehen jedoch mit dem Waldumbau nur in mittelbarem Zusammenhang und werden hier zunächst vernachlässigt.

Weitere 6 Spezies haben ihren Vorkommensschwerpunkt in Buchenwäldern bzw. sind nur dort zu finden. Darunter befinden sich sowohl Vertreter der Gras- und Krautfluren, der Strauch- und Baumschicht (Buchen, Eichen) als auch der Nutzer von verpilztem Totholz. Damit konnten praktisch aus allen zu betrachtenden Straten Zielarten nachgewiesen werden. Insgesamt 10 der Zielarten können als Bewohner der Buchen-Kiefernwälder angesehen werden, darunter 5 Arten, die zu den Gilden der laubholzgeprägten Strauch- und Baumschicht zählen. Zwei Arten der Nadelholzbewohner finden offenbar nur in den Mischbeständen den zusagenden Lebensraum. Weitere drei Taxa besiedeln die Farnfluren bzw. Zwergstrauchbestände der Kiefern-Buchen-Mischwälder. Mit *Papestra biren* und *Orthosia opima* kommen auch zwei Zielarten aus der Gilde der Zwergstrauchbewohner vor, die ausschließlich im Kiefernwald gefunden wurden. Allerdings stellen diese Wälder nur einen

Nebenlebensraum für die Arten dar. Mit *Brachionycha nubeculosa* und *Callopistra juventina* treten zwei Bewohner des Kiefern-Mischwaldes auch in reinen Kieferbeständen auf, wenn dort die benötigten Ressourcen vorhanden sind.

Auf die Bedeutung und die Folgen des Waldumbaus auf die Zielarten wird im folgenden näher eingegangen.

Tab. 3.5: Zielarten nach ökologischen Gilden und Waldtyp

	Ki	KiBu	Bu	Gilde	Typ
Triaxomera fulvimitrella SOD.			x	vpH	B
Pandemis cinnamomeana TR.		X	x	Nad	KB
Argyroploce lediana L.	x	X	x	Mom	M
Gravitarmata margarotana HEIN.		X		Nad	KB
Crambus uliginosellus Z.			x	GrF	B
Arichanna melanaria L.		X	x	Mom	M
Costaconvexa polygrammata BKH.		X		KrF	KB
Ecliptopera capitata H.-S.		X	x	StF	B
Drymonia obliterata ESP.		X	x	LBu	B
Drymonia velitaris HUFN.		X		LEi	KB
Acronicta strigosa D. & S.			x	LGe	KB
Acronicta menyanthidis ESP.		X	x	Mom	M
Schrankia taenialis HBN.		X	x	Zst	B,KB
Brachionycha nubeculosa ESP.	x	X		LBi	KB,K
Hyppa rectilinea ESP.		X		Zst	KB
Callopistria juventina STOLL	x	X		FaF	KB,K
Lithophane socia HUFN.	x	X		LoB	KB
Apamea epomidion HAW.		X	x	GrF	B
Celaena haworthii CURTIS		X	x	Mom	M
Coenobia rufa HAW.	x			Moe	M
Lacanobia splendens HBN.		X		Moe	M
Papestra biren GOEZE	x			Zst	K
Orthosia opima HBN.	x			Zst	K
Xestia rhomboidea ESP.			x	KrF	B
Meganola strigula D. & S.		X		LaB	KB

Legende: Ki – Kiefernstandorte gesamt, KiBu – Kiefern-Buchenwald gesamt, Bu – Buchenwaldstandorte gesamt;
K – Siedlungsschwerpunkt Kiefernwald, KB - Siedlungsschwerpunkt Kiefern-Buchenwald, B - Siedlungsschwerpunkt Buchenwald;
Ökologische Gilden: LBu - Laubholzbewohner, Buche; LEi - Laubholzbewohner, Eiche; LBi - Laubholzbewohner, Birke; LaB - Laubholzbewohner mit breitem Spektrum, auch Buche; LoB - Laubholzbewohner mit breitem Spektrum, ohne Buche; LGe - Laubholzbewohner, Gebüsche u. Sträucher; Nad - Nadelholzbewohner; Zst - Zwergstrauchbewohner; FaF - Farnflurenbewohner, StF - (Hoch-) Staudenflurenbewohner; KrF - Krautflurenbewohner; GrF - Grasflurenbewohner; vpH - Bewohner von verpilztem Holz (Totholz); Mom – Bewohner oligo-mesotropher Zwischenmoore, Moe – Bewohner eutropher Sümpfe und Moore.

3.1 Analyse der Lepidopterenzönosen der verschiedenen Standorte

Im Nachfolgenden sollen die einzelnen Untersuchungsstandorte hinsichtlich ihrer Lepidopterenzönosen kurz charakterisiert werden.

Kiefernbestände

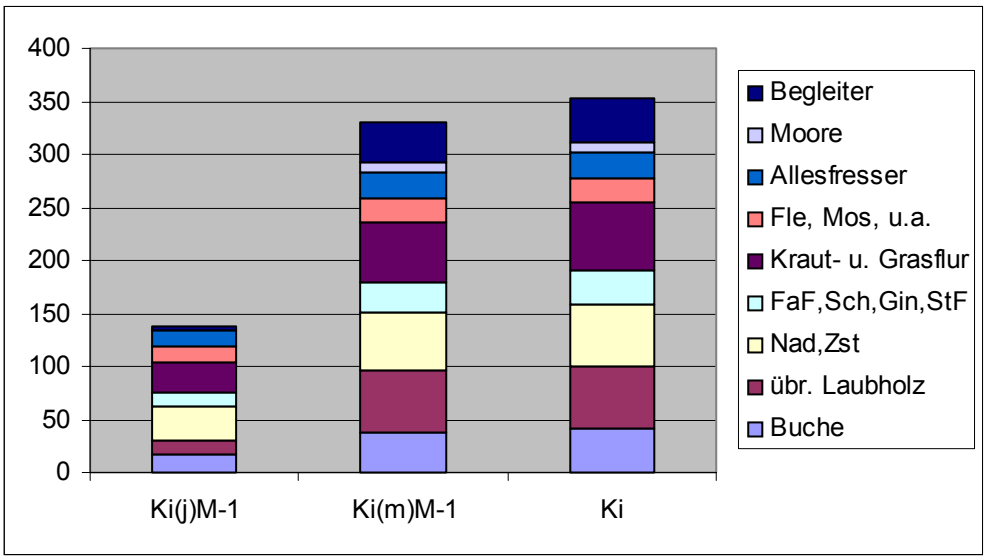


Abb. 2: Artenzahlen der Gilden/ Kiefern-Standorte, Serrahn 2000-2002

Ki(j)M-1

Gesamtartenzahl:	122
Rote-Listen-Arten:	8
Leitarten:	18
Lebensraumholde Arten:	5
Stete Begleiter:	78
Unstete Begleiter:	3
Zielarten:	1

Dieser junge, etwa 20jährige Kiefernreinbestand weist erwartungsgemäß den geringsten Artenbestand auf (122), auch fällt der Anteil der gefährdeten Taxa mit 8 Arten der Roten Listen ebenfalls am niedrigsten von allen untersuchten Standorten aus. Es handelt sich dabei um für diesen Lebensraum durchaus typische Arten, die allerdings mit Ausnahme von

C. juventina keine Besonderheiten darstellen. Naturgemäß kommen die Bewohner der Laubgehölze in deutlich niedrigerer Anzahl und in der Regel auch in wesentlich geringerer Stetigkeit vor. Lediglich die polyphagen Laubholzfresser erreichen mit 13 (auch Buche) bzw. 11 (keine Buche) noch etwa ein Drittel des Arteninventars der übrigen Standorte (s. Abb.2, Tab.3.6). Deutlich höher fällt der Anteil der Gilde der Nadelholznutzer aus (23 Arten), doch erreicht diese Gruppe auch hier nicht die Werte des älteren Kiefernbestandes und schon gar nicht die hohen Beträge der Mischwälder. Vergleichsweise wenige Zwergstrauchbewohner (9) konnten nachgewiesen werden. Auch die Arten der Kraut- und Grasfluren erreichen mit 29 Spezies nur etwa die Hälfte der Bestände der übrigen Standorte. Die 18 Leitarten gehörten bis auf wenige Ausnahmen zu den typischen Nadelholzbewohnern. Lediglich die Nonne *Lymantria monacha* (alle Waldtypen) und zwei Arten der Farnfluren (*Cepphis advenaria* und *C. juventina*) fielen dabei etwas aus dem allgemeinen Erscheinungsbild heraus. Von den 4 lebensraumholden Arten kommen zwei sowohl in allen Waldtypen als auch schwerpunktmäßig in Zwergstrauchfluren vor, wobei die hohen Stetigkeiten und Abundanzen der Lymantriide *Euproctis similis* besonders auffielen. Die Gruppe der steten Begleiter wird vor allem von der Gilde der Gras- und Krautfluren sowie Laubholzbewohnern (je 19 Arten), die in allen drei Waldtypen hohe Stetigkeiten erreichten, sowie den Allesfressern (13 Arten) gebildet. Aus den übrigen Gruppen erreichen jeweils 8 Arten höheren Stetigkeiten. Nur drei unstete Begleiter weisen auf einen homogenen, aber sehr strukturarmen Bestand hin.
Mit der Noctuide *C. juventina* konnte allerdings eine der Leitarten der Farnfluren festgestellt werden, die auch aus faunistischer Sicht zu den bemerkenswerten Zielarten gehört.

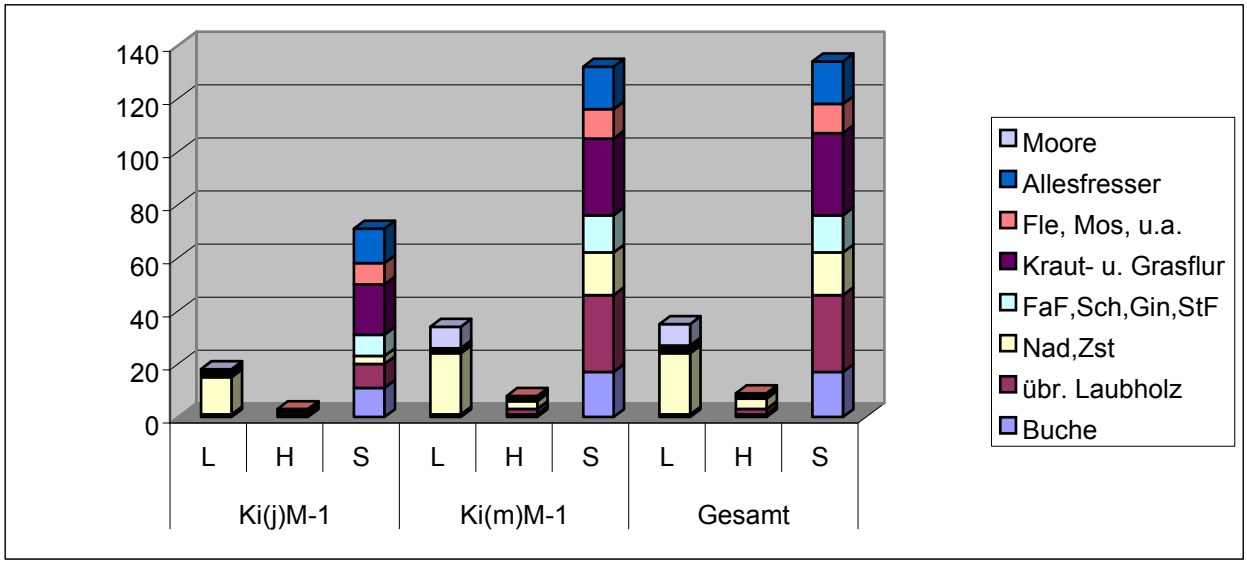


Abb. 3: Charakteristische Arten der Gilden/ Kiefern-Standorte, Serrahn 2000-2002

Ki(m)M-1

Gesamtartenzahl:	301
Rote-Listen-Arten:	41
Leitarten:	25 (8)
Lebensraumholde Arten:	8
Stete Begleiter:	130
Unstete Begleiter:	38
Zielarten:	7

Mit nachgewiesenen 301 Spezies erreicht dieser Standort eine der höchsten Artenzahlen, dies betrifft sowohl die Groß- als auch die Kleinschmetterlinge gleichermaßen. Auch die vergleichsweise hohe Anzahl gefährdeter Arten (41) wird nur noch von zwei Mischwaldstandorten übertroffen (s. Tab.3.1). Darunter befinden sich einige bemerkenswerte Nachweise, wie die Einzelfunde der vom Aussterben bedrohten Noctuide *P. biren* sowie die stark gefährdete *O. opima*. Ebenso ist das Vorkommen der stark gefährdeten *B. nubeculosa* erwähnenswert, die hier bei entsprechendem Birkenunterwuchs durchaus typische Lebensräume vorfindet. Die übrigen Arten der Roten Liste verteilen sich relativ gleichmäßig auf die verschiedenen Gilden.

Einen Überblick über die Zusammensetzung der Gilden gibt die Abb.2. Die Buchentiere stellen immerhin insgesamt 55 Arten, ebenso zahlreich sind die übrigen Lauhholzbewohner nachgewiesen worden (59 Taxa). Darunter befinden sich 7 gefährdete Arten, 46 Spezies erreichen höhere Stetigkeiten. Das Gros bilden die polyphagen Laubholzfresser. Unter den Spezialisten fallen die an Weide und Pappel gebundenen Arten durch deutlich höhere Stetigkeiten und Abundanzen auf.

Naturgemäß hoch sind die Zahlen der Nadelholzarten (29) sowie der Zwergstrauchbewohner. Mit 26 Arten wurden an diesem Standort die höchsten Werte dieser Gilde erreicht (s. Tab. 3.6), von denen 13 Arten zu den steten Begleitern zu rechnen sind. Der üppige und gut ausgeprägte Blaubeerunterwuchs stellt offensichtlich in diesem Waldtyp einen idealen Lebensraum für diese Gruppe dar, darunter befinden sich neun gefährdete Arten, von denen neben den bereits erwähnten Besonderheiten *P. biren* und *O. opima* vor allem die Noctuide *Hypena crassalis* besonders hohe Siedlungsdichten und Stetigkeiten aufweist. Insgesamt 64 Arten waren den Gilden der Kraut- und Grasfluren zuzurechnen, darunter 5 Spezies, die auf der Roten Liste als gefährdet geführt werden, 29 Taxa sind als stete Begleiter anzusehen.

Allerdings befinden sich keine exklusiven Arten darunter. Immerhin 32 Spezies gehören den Gilden der höherwüchsigen Stauden und Krautschichten an, 14 Arten weisen dabei höhere Stetigkeiten auf. Besonders erwähnenswert ist die gefährdete Noctuide *C. juventina*, die an diesem Standort ihre höchste Siedlungsdichte erreichte. Relativ hohe Werte zeigen auch die Nutzer von Flechten und Moosen, wobei von ersteren immerhin auch vier gefährdete Arten nachgewiesen wurden und 11 Arten aufgrund der höheren Stetigkeit als stete Begleiter anzusprechen sind. Vergleichsweise wenig aussagefähig sind dagegen die Werte bei den Allesfressern, sie unterscheiden sich kaum von den übrigen Waldstandorten. Inwieweit dagegen die 10 Arten der Moorstandorte tatsächlich aus dem direkten UG stammen, muss dahingestellt bleiben. Auch die etwas unspezifischen Nachweise der Laubholzarten sowie 38 unstete Begleiter deuten mit diesen Befunden darauf hin, dass Randeffekte zu verzeichnen sind und ein gewisser Teil des Artenspektrums nicht indigen ist.
Von den Leitarten gehören 21 zu den Nadelholzbewohnern, zwei leben an der Zwergstrauchschicht und je eine Art gehört zur Gilde Farnfluren bzw. Krautflurenbewohner. Auch die lebensraumholden Vertreter konzentrieren sich in der Gilde der Zwergstrauchbewohner (3), die hier an den Blaubeerbeständen hohe Siedlungsdichten und Stetigkeiten erreichen. Je eine Art zählt zu den Grasflurenbewohnern bzw. Nutzern von modernden Pflanzenresten.
Insgesamt 7 Zielarten wurden hier festgestellt. Neben den bereits genannten Besonderheiten *P. biren* und *O. opima* sind wiederum die Arten *C. juventina* und *B. nubeculosa* zu erwähnen.

Kiefernbestände, gesamt

Gesamtartenzahl:	318
Rote-Listen-Arten:	43
Leitarten:	27 (8)
Lebensraumholde Arten:	9
Stete Begleiter:	134
Unstete Begleiter:	41
Zielarten:	7

Die beiden Kiefernstandorte unterscheiden sich hinsichtlich aller untersuchter Parameter erheblich. Der junge Reinbestand weist die geringsten Zahlen sowohl in der Gesamtheit als auch bei allen Gilden und den entsprechenden charakteristischen Arten auf. Für die

Zusammensetzung der Lepidopterenzönose ist er jedoch kaum von Bedeutung, da das Artenspektrum der Kiefernwälder fast vollständig von den am Standort Ki(m)M-1 beobachteten Nachtfaltern bestimmt wird (s. Abb. 3). Das relativ große Artenspektrum wird von den Vertretern der Nadelhölzer und der Zwergstrauchheiden dominiert, darunter zahlreiche gefährdete, charakteristische und Zielarten (s. Abb. 8).

Kiefern-Buchenbestände

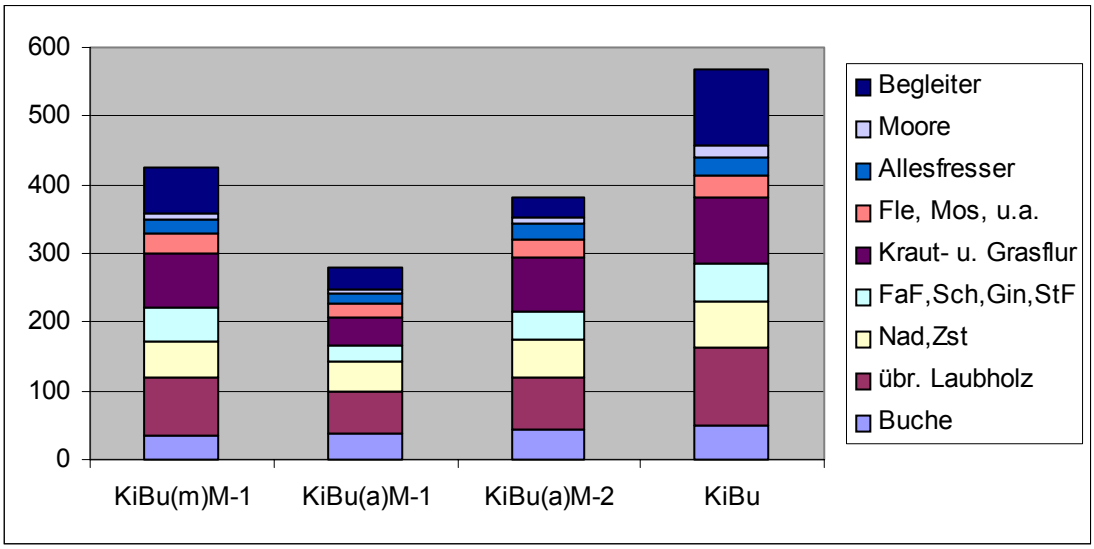


Abb. 4: Artenzahlen der Gilden/ Kiefern-Buchenstandorte, Serrahn 2000-2002

KiBu(m)M-1

Gesamtartenzahl:	375
Rote-Listen-Arten:	44
Leitarten:	25 (6)
Lebensraumholde Arten:	41
Stete Begleiter:	174
Unstete Begleiter:	67
Zielarten:	6

Der Mischbestand aus ca. 50-jährigen Kiefern mit etwa 10-jährigem Buchenunterbau weist eine üppige Strauch-, Kraut- und Grasschicht auf. Daher ist es nicht verwunderlich, dass hier bei fast allen Parametern die höchsten Werte der gesamten Untersuchungen erreicht wurden.

Obwohl nur zwei Jahre beobachtet wurde, konnten insgesamt 375 Schmetterlingsarten (288 Makros und 87 Arten der Kleinschmetterlinge) registriert werden. Darunter befanden sich 44 Arten, die in den Roten Listen als gefährdet geführt werden. Als die bemerkenswertesten von ihnen sind hier die stark gefährdeten Arten *Drymonia velitaris* (lebt an Eichenunterwuchs), *Eilema sororcula* (Baumflechten) sowie *B. nubeculosa* zu nennen, auch die bereits von den Kiefer-Beständen bekannte Noctuide *C. juventina* muss in diesem Zusammenhang erwähnt werden. Bei den übrigen Arten der Roten Liste zeigen sich Vorkommensschwerpunkte bei den Laubholzbewohnern, den Bewohnern der Grasfluren und der Krautschicht, ohne dass dabei besonders exklusive Arten zu nennen wären. Allein 6 Spezies bevorzugen normalerweise trockenere Offenlandschaften. Sie finden hier offensichtlich entlang der breiten Waldwege auf dem sandigen Substrat zusagende Lebensbedingungen, wenngleich die festgestellten Abundanzen eher gering ausfallen und auch eine Zuwanderung entlang dieser Saumstrukturen denkbar ist.

Die Betrachtung der Verteilung der Arten in den Gilden unterstreicht dieses bereits bei den gefährdeten Arten entstandene Bild. Während die ausschließlichen Buchenfresser mit 5 Arten noch relativ wenig vorkamen, sind die übrigen Laubholzarten sehr stark präsent (s. Abb. 3 sowie Tab. 3.6). Insgesamt 114 Arten zählen hierzu und allein 53 sind als stete Begleiter anzusehen, die zum Teil auch hohe Siedlungsdichten erreichen. Auffällig hinsichtlich der Artenzahlen und Stetigkeiten sind auch die Bewohner der Birken sowie von Weide- und Pappelarten.

Aber auch die Bewohner der Nadelhölzer und Zwergstrauchfluren sind mit 53 Spezies den reinen Kieferbeständen gleichzustellen, wobei fast alle zu den charakteristischen Arten dieses Waldtyps zählen (15 Leit-, 9 lebensraumholde und 17 stete Begleitarten). Da zudem die Arten der Stauden-, Kraut- und Grasfluren sowie der Schleiergesellschaften ebenfalls Höchstwerte bei gleichfalls hohen Stetigkeiten (76 stete Begleiter!) erreichen, ist die enorme Artenzahl aus nur zwei Untersuchungsjahren durchaus verständlich. So erreichen die Bewohner von Schleiergesellschaften an diesem Standort ihre größten Artenzahlen aus dem gesamten UG. Selbst die Nutzer von Sonderhabitaten wie Flechten, Moose, verpilztes Holz und Vogelnester erreichen an diesem Standort ihre höchsten Artenzahlen (28) innerhalb dieser Untersuchung, wobei immerhin noch 11 Arten als stete Begleiter eingeordnet werden konnten. Abgerundet wird dieses Bild durch zahlreiche Allesfresser und die größte Zahl der unsteten Begleiter (67), die während der Untersuchungen an einem Standort gefunden wurden.

Diese Artenfülle beherbergt dann auch eine große Zahl von Ziel- und lebensraumholden Spezies, die schwerpunktmäßig in der Gilde der Nadelholz- und Zwergstrauchbewohner (15

bzw. 9 Arten) zu finden sind. 5 Leitarten der reinen Buchenbestände zeigen das bereits von dieser Gilde angenommene Lebensraumpotential dieses Standortes an. Darüber hinaus konnten weitere 15 lebensraumholde Arten unter den übrigen Laubholzbewohnern ermittelt werden. Je eine Leit- und lebensraumholde Art lebt an Flechten und verpilztem Holz, insgesamt 6 lebensraumholde Kleinschmetterlingsarten besiedeln Moose. Schließlich konnten noch 6 Spezies der Moore und Sümpfe festgestellt werden, von denen 5 als Leitarten dieser Lebensräume anzusehen sind. Allerdings traten sie nur sehr sporadisch auf, da direkte Lebensräume im untersuchten Bestand fehlen. Die Arten müssen also aus benachbarten Beständen eingewandert sein.

Unter den 6 Zielarten befinden sich mit *D. velitaris, B. nubeculosa, M. strigula, C. juventina* und *Gravitamata margarotana* einige bemerkenswerte Arten, die von landesweiter Bedeutung sind. Die ersten drei Taxa leben an Eiche bzw. Birke , die Noctuide *C. juventina* ist eine Charakterart der Farnfluren, während *G. margarotana* an Nadelhölzer gebunden ist. Ob die an Sumpfporst lebende *A. lediana* aus dem UG stammt, muss offen bleiben. Entsprechende Bestände sind nicht bekannt.

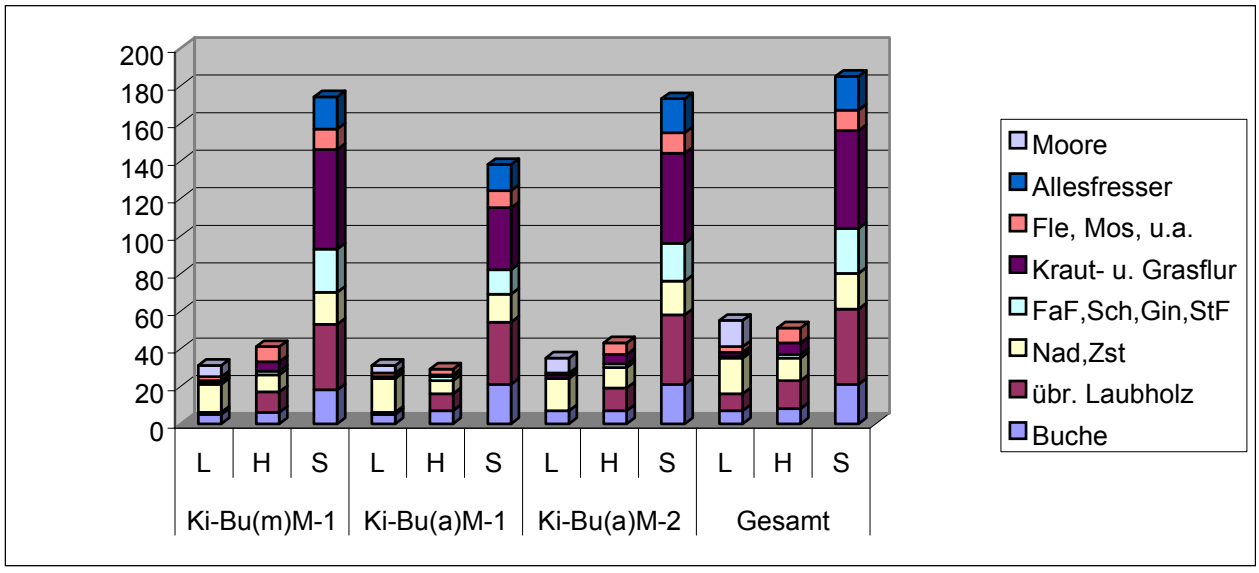


Abb. 5: Charakteristische Arten der Gilden/ Kiefern-Buchenstandorte, Serrahn 2000-2002

KiBu(a)M-1

Gesamtartenzahl:	254
Rote-Listen-Arten:	37
Leitarten:	27 (4)

Lebensraumholde Arten:	29
Stete Begleiter:	135
Unstete Begleiter:	31
Zielarten:	12

Das reife Stadium der Mischbestände wird durch diesen Standort repräsentiert: unter bis zu 190-jährigen Kiefern hat sich ein ca. 45-jähriger Buchenunterstand etabliert.

Während der nur einmaligen Erfassung im Jahre 2000 konnten hier 254 Arten, darunter 46 Kleinschmetterlingsspezies, registriert werden. Die Zahl der Großschmetterlingsarten wurde nur noch im Jahr 2002 am Standort KiBu(m)M-1 übertroffen. Von diesen 208 Arten werden 37 Spezies in den Roten Listen als gefährdet geführt.

Die Laubholzbewohner erreichen mit 98 Taxa relativ hohe Werte (s. Tab. 3.6). Darunter befinden sich allein 37 Buchenarten, von denen 5 als Leit-, 7 als lebensraumhold und 18 als stete Begleitarten zu rechnen sind (s. Abb. 5). Die gesamte Gruppe weist 6 Leit-, 16 lebensraumholde und 54 stete Begleitarten auf. Hierunter befinden sich 14 gefährdete Taxa, drei davon sind ausschließlich an Buche gebunden. Die beiden Notodontiden *Drymonia obliterata* und *D. velitaris* sowie der Kleinbär *Meganola strigula* sind als besondere Arten hervorhebenswert.

Von den 25 Nadelholzarten und 21 Zwergstrauchbewohnern zählen jeweils 15 bzw. 3 zu den Leit-, eine bzw. 6 zu den lebensraumholden sowie 6 bzw. 9 zu den steten Begleitarten der jeweiligen Gilde (s. Abb. 5). Allerdings befindet sich nur eine gefährdete Nadelholzart darunter, jedoch 8 Bewohner der Zwergstrauchbestände werden in der Roten Liste geführt. Besonders bemerkenswert sind dabei die Vorkommen der stark gefährdeten Arten *H. rectilinea* und *Schrankia taenilis*.

Dagegen fällt die Gilde der Bewohner höherer Staudenflur-, Farn- und Schleiergesellschaften mit 22 Arten doch deutlich gegenüber den beiden anderen Flächen dieses Waldtyps ab. Dies spiegelt sich auch in den Zahlen der charakteristischen Arten wieder (s. Abb. 5). Von den beiden gefährdeten Spezies dieser Gruppe ist jedoch die Noctuide *C. juventina* eine exklusive Art. Auch die Gilden der Gras- und Krautflurbewohner weisen mit 42 Taxa bzw. 35 charakteristischen Arten niedrigere Werte auf, von denen drei als gefährdet gelten. In beiden Fällen dürfte neben der nur einjährigen Stichprobe vor allem der geschlossene, relativ dunkle Bestand der Altkiefern dafür verantwortlich sein.

Bei den Bewohnern von Sonderhabitaten (Flechten, Moose, verpilztes Holz und modernde Pflanzenreste sowie Vogelnester) fallen unter der Gesamtanzahl von 18 besonders die

Flechtenarten (9) auf. Hier konnte mit dem stark gefährdeten Frühlingsflechtenbären *E. sororcula* unter den 17 charakteristischen Arten auch eine Leitart der feuchteren Laubmischwälder gefunden werden, wenngleich nur in einem Einzelstück.
Von den fünf Arten der Moore sind besonders die an Wollgras lebende Noctuide *Celaena haworthii* und der Rauschbeerspanner *A. melanaria* hervorzuheben. Beide Arten dürften aus dem nahen Schwingkantenmoor am Serrahnsee stammen. 14 Allesfresser und 31 unstete Begleiter vervollständigen das Artenspektrum.
Bemerkenswert hoch fällt die Anzahl der Zielarten aus. Trotz einer nur einjährigen Untersuchung konnten 12 Zielarten nachgewiesen werden, die höchste Zahl aller untersuchten Flächen. Die streng an Buche gebundene *D. obliterata* ist dabei ebenso hervorhebenswert, wie die Eichenbewohner *D. velitaris* und *M. strigula*. Heidekrautbestände in feuchten Misch- bis Laubwaldbeständen präferiert offensichtlich die kleine Noctuide *Sch. taenialis*, während von der bevorzugt an Traubenkirschengebüschen im Unterwuchs lebenden Noctuide *A. strigosa* nur in diesem alten Mischbestand ein Nachweis gelang. An Adlerfarn gebunden ist dagegen die exklusive Noctuide *C. juventina*. Weiterhin konnten noch drei Leitarten aus der Gilde der Moorbewohner registriert werden, darunter so bemerkenswerte Spezies wie *C. haworthii* und *A. melanaria*.

KiBu(a)M-2

Gesamtartenzahl:	345
Rote-Listen-Arten:	42
Leitarten:	27 (8)
Lebensraumholde Arten:	43
Stete Begleiter:	173
Unstete Begleiter:	30
Zielarten:	11

Dieser ältere Mischbestand aus ca. 155-jährigen Kiefern und 50-jährigen Buchen mit einer üppigen Zwergstrauchschicht (Blaubeerbestände) ist relativ homogen und großflächig ausgeprägt. An dem sehr typischen Umbaustandort wurde in drei Jahreszyklen untersucht, die jeweils annähernd gleiche Artenzahlen erbrachten (s. Tab. 3.1, Tab. 1 im Anhang). Insgesamt konnten in den drei Jahren 345 Schmetterlingsarten nachgewiesen werden, davon 73 Kleinschmetterlingsspezies. 42 der 272 Großschmetterlingsarten werden in den Roten Listen

als gefährdet geführt. Damit werden an diesem Standort bei diesen Parametern die zweithöchsten Beträge aller Untersuchungsgebiete erreicht, wobei diese insgesamt nur wenig unter den vergleichbaren Werten des Standortes KiBu(m)M-1 liegen.

Bei den Arten der Roten Liste fallen die Laubholzbewohner mit 15 Taxa auf, darunter zwei reine Buchenarten. Als exklusive Spezies sind hier die stark gefährdete Notodontide *D. velitaris* und der Kleinbär *M. strigula* zu nennen, beide leben bevorzugt an Eiche. Insgesamt wurden 120 Arten dieser Gilde festgestellt, darunter 43 Buchenspezies. Dies stellt den höchsten Wert innerhalb dieses Waldtyps dar.

Mit 31 reinen Nadelholzbewohnern und 24 Vertretern der Zwergstrauchschicht sind die Kiefernwaldarten ebenfalls zahlreich vertreten, auch sie erreichen damit die höchsten Werte im Vergleich aller Standorte. Darunter sind 4 gefährdete Nadelholz- und 7 Zwergstrauchbewohner zu finden. Insbesondere die Blaubeerbestände weisen ganz offensichtlich hervorragende Habitatqualitäten für diese Gilde auf. So wurde nur hier die stark gefährdete Noctuide *H. rectilinea* nachgewiesen.

Die Gilde der Bewohner der höheren Stauden- und Farnfluren weist mit 51 Spezies eine hohe Dichte auf, darunter 5 Arten der Roten Liste. Mit der starkgefährdeten Geometride *Ecliptopera capitata*, befindet sich eine Art darunter, die an Echtem Springkraut lebt und feucht-schattige Plätze besiedelt. Auch die bereits aus den Kiefernstandorten und dem jüngeren Mischbestand bekannte *C. juventina* konnte in allen drei Jahren nachgewiesen werden, wenn auch jeweils nur in wenigen Exemplaren. Auch die übrigen Farnflurbewohner zeigen relativ hohe Stetigkeiten.

Aus der Gilde der Kraut- und Grasflurbewohner wurden 78 Arten festgestellt, ebenfalls ein sehr hoher Wert. Darunter befinden sich Arten, die in den Roten Listen als gefährdet geführt werden. Besonders bemerkenswert ist dabei der einzige Nachweis aus dem gesamten Untersuchungsgebiet des in MV vom Aussterben bedrohten Spanners *Costaconvexa polygrammata*. Die an Labkraut gebundene Art bevorzugt feuchte, anmoorige Wiesen und Waldlichtungen.

Von den Spezialisten der Flechten- und Moosbewohner sowie den Nutzern verpilzten Holzes und modernder Pflanzenreste traten 26 Arten auf, darunter eine Art der Vorwarnliste der BRD. Relativ konstante Werte im Vergleich zu den anderen Standorten zeigen die Allesfresser (23 Arten).

Darüber hinaus waren die Moorbewohner mit 9 Arten vertreten, wobei zwei exklusive Arten hervorzuheben sind. Die vom Aussterben bedrohte Noctuide *Acronicta menyanthidis* und der

stark gefährdete Rauschbeerspanner *A. melanaria* besiedeln die nährstoffärmeren Moorstandorte und weisen auf die Nähe eines Zwischen- bzw. Kesselmoores hin.
Da an diesem Standort eine dreijährige Untersuchungsreihe vorliegt, fällt die mit 31 vergleichsweise niedrige Zahl der unsteten Begleiter auf.
Bei der Betrachtung der charakteristischen Arten verdichtet sich das bereits gezeichnete Bild. Sowohl bei den Leit-, den lebensraumholden und den steten Begleitarten erreicht dieser Standort die höchsten Werte (s. Abb.5, Tab. 1 im Anhang). Besonders deutlich wird dies bei den Arten der Laubgehölze (v.a. Buche) sowie bei den Nadelholz- und Zwergstraubewohnern. Bei den hohen Staudenfluren und der Kraut- und Grasschicht gehen die Zahlen gegenüber dem jüngeren Mischbestand Ki-Bu(m)M-1 geringfügig zurück. Acht Leitarten der Moorlebensräume weisen auf nahegelegene Sonderstrukturen hin, die das Gebiet zusätzlich aufwerten. Lediglich die Zahl der unsteten Begleiter fällt gegenüber dem jüngeren Bestand deutlich geringer aus.
Insgesamt 11 Zielarten waren hier anzutreffen, der zweithöchste Wert eines Untersuchungsstandortes. Vier Taxa leben an Laubgehölzen insbesondere an Eiche (*D. velitaris, M. strigula, Lithophane socia*) sowie an Birke (*B. nubeculosa*), je eine Art gehört den Gilden der Nadelgehölze (*P. cinnamomeana*), der Farnfluren (*C. juventina*), der Zwergsträucher (*H. rectiliea*) sowie der Kraut-(*C. polygrammata*) bzw. Staudenfluren (*E. capitata*) an. Zwei Spezies besiedeln die meso-oligotrophen Zwischenmoorgesellschaften (*A. menyanthidis, A. melanaria*).

Kiefer-Buchenbestände, gesamt

Gesamtartenzahl:	458
Rote-Listen-Arten:	73
Leitarten:	34 (14)
Lebensraumholde Arten:	52
Stete Begleiter:	185
Unstete Begleiter:	112
Zielarten:	20

Die drei untersuchten Kiefern-Buchenmischwaldstandorte repräsentieren unterschiedliche Sukzessionsphasen des Waldumbaus. Sowohl der noch junge Buchenunterbau bei mittlerem Kiefernüberstand als auch bereits ältere Buchenbestände unter alten bzw. sehr alten Kiefern

wurden untersucht. Daher sind sehr unterschiedliche Habitate und Strukturen dieser Mischwälder bearbeitet worden.

Die drei Stadien wiesen sehr hohe bis hohe Artenzahlen bei allen untersuchten Parametern auf, somit ist es nicht verwunderlich, dass in diesem Waldtyp insgesamt die absolut größte Diversität festgestellt wurde. Auch hinsichtlich der gefährdeten Arten, der charakteristischen Vertreter der einzelnen Gilden sowie der naturschutzfachlich besonderen Zielarten beherbergen die Kiefer-Mischwälder das größte Potential (s. Abb.8).

Dabei ist ein gewisser Gradient zu verzeichnen. Die jüngeren, insgesamt noch lichteren Bestände weisen zwar die höchsten Artenzahlen auf, bleiben aber bei den charakteristischen Arten hinter den reiferen Beständen zurück. Dies betrifft besonders die Laubholzbewohner sowie etwas abgeschwächt die typischen Nadelholz- und Zwergstraucharten. Dagegen weisen die jüngeren Bestände bei den Gilden der höheren Staudenfluren sowie der Gras- und Krautflur größere Bestandszahlen bei den einzelnen Parametern auf. Deutlich höher fällt jedoch die Anzahl der unsteten Begleiter aus, die allerdings für dieses Projekt wenig spezifische Aussagen ermöglichen.

Die beiden älteren Mischbestände unterscheiden sich in den einzelnen Parametern relativ wenig, allerdings muss berücksichtigt werden, dass im Falle von KiBu(a)M-1 nur eine einjährige Untersuchungsreihe vorliegt. Wenn trotzdem (fast) gleich hohe Werte in allen wichtigen Parametern erreicht werden, spricht dies für die bedeutende Habitatqualität des Standortes.

Darüber hinaus lassen sich auch einige qualitative Unterschiede im Artensspektrum feststellen. Der ältere Mischbestand beherbergt eine Reihe von Arten, die an ein feuchteres Mikroklima gebunden sind. Dies betrifft sowohl die Bewohner von Flechten, Moosen und anderen Sonderstandorten als auch einige Arten der Zwergstrauch-, Kraut-, Hochstauden- und Grasfluren. Ganz offensichtlich weist der Bestand KiBu(a)M-1 durch die alten, dicht im Schirm stehenden Kiefern für diese Arten geeignetere Habitatausprägungen auf. Dem stehen dann die günstigeren Bedingungen für die meisten Arten der Gras-, Kraut- und Zwergstrauchschicht in dem etwas lichteren Bestand KiBu(a)M-2 gegenüber.

Buchenbestände

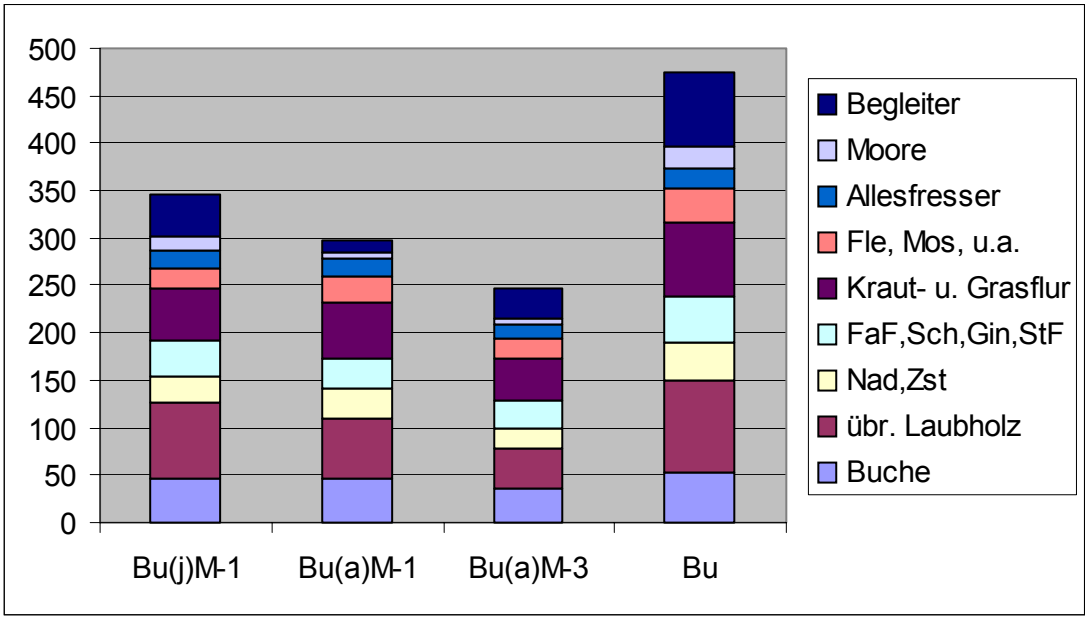


Abb. 6: Artenzahlen der Gilden/Buchenstandorte, Serrahn 2000-2002

Bu(j)M-1

Gesamtartenzahl:	318
Rote-Listen-Arten:	28
Leitarten:	11 (13)
Lebensraumholde Arten:	14
Stete Begleiter:	162
Unstete Begleiter:	46
Zielarten:	3

In diesem ca. 30-jährigen Buchenjungbestand konnten während der zweijährigen Untersuchungen insgesamt 318 Schmetterlingsarten registriert werden, darunter 75 Klein- und 243 Großschmetterlingsarten (s. Ta. 3.1). Dies sind relativ hohe Werte, die nur noch auf den mehrjährig untersuchten Mischwald-Flächen z.T. übertroffen wurden. Mit 28 Spezies bleibt der Standort bei den gefährdeten Arten jedoch deutlich hinter den Mischwaldflächen zurück. Auffallend auch, dass es sich in der Regel um wenige Einzelexemplare bei den Beobachtungen handelte. Hervorzuheben sind dabei dennoch die sporadischen Nachweise der

stark gefährdeten Arten *Sch. taenialis, Shargacucullia scrophulariae, A. melanaria* und *Eupithecia dodoneata*.

47 Buchenarten und 81 weitere Laubholzbewohner stellen den eindeutigen Schwerpunkt des Faunenspektrums dar (s. Tab. 3.6). Von den Buchentieren gelten 9 als Leit-, 7 als lebensraumholde und 21 als stete Begleitarten, zwei Arten stehen auf der Roten Liste. Die übrigen Laubholzbewohnern bilden ein sehr gemischtes Spektrum, wobei die polyphagen Laubholzfresser dominieren. Auffallend hoch auch der Anteil der an Weide bzw. Pappel lebenden Arten. Dieses Bild setzt sich auch bei den charakteristischen Arten fort: von den 40 steten Begleitern gehören 25 zur Gruppe der polyphagen Laubholznutzer, 6 besiedeln verschiedene Gebüschausbildungen und 4 sind an Weide/Pappel gebunden (s. Abb. 7). Die übrigen verteilen sich relativ gleichmäßig auf die anderen Untergruppen (Eiche, Birke, Erle). Insgesamt 2 Buchenarten und 10 übrige Laubholzsiedler gelten als gefährdet, exklusive Arten befinden sich nicht darunter.

Immerhin 23 von den festgestellten Arten gehören zur Gilde der Nadelholzbewohner und 9 besiedeln Zwergsträucher, davon traten 12 bzw. 6 Spezies als stete Begleiter auf. Von den beiden Nadelholzarten und 4 Zwergstrauchbewohnern, die auf den Roten Listen als gefährdet geführt werden, kann *Sch. taenialis* als exklusive Art angesehen werden. Allerdings ist die Frage, ob sie als indigen für diesen Standort gelten kann, schwer zu beantworten.

Erstaunlich hoch auch die Artenzahlen der Gilden der höheren Staudengesellschaften (37 Taxa, davon 1 Leit-, 2 lebensraumholde und 18 stete Begleitarten) sowie der Gras- und Krautfluren (56 Taxa, davon 1 Leit-, 1 lebensraumholde und 37 stete Begleitarten). Aus der ersteren Gruppe ist besonders die Noctuide *Sh. scrophulariae* hervorzuheben, sie lebt bevorzugt in Buchenwäldern an Braunwurz in halbschattigen Innensäumen.

Auch die Bewohner der Sonderhabitate (Flechten, Moose u.a.) stellen immerhin 20 Arten (darunter 4 lebensraumholde und 10 stete Begleitarten), von denen zwei auch auf den Roten Listen als gefährdet geführt werden. Mit 19 Arten sind auch die Allesfresser stark vertreten, während erstaunlicherweise die Spezialisten der Moore mit 15 Spezies (darunter 13 Leitarten) die höchsten Werte aller Untersuchungsflächen aufweisen. 46 unstete Begleiter führen dann zu diesen für einen solchen jungen und relativ homogenen Bestand erstaunlich hohen Artenzahlen. Allerdings befinden sich nur wenige bemerkenswerte Arten darunter. Diese Tatsache und die zahlreichen lebensraumuntypischen Taxa lassen die Vermutung zu, dass hier eine deutliche Beeinflussung des Inventars durch andere angrenzende Wald- und Biotoptypen vorliegt.

Die drei Zielarten *A. lediana, Sch. taenialis und A. melanaria* gehören daher vermutlich ebenfalls nicht zum Inventar der Untersuchungsfläche.

Bu(a)M-1	
Gesamtartenzahl:	272
Rote-Listen-Arten:	29
Leitarten:	14 (5)
Lebensraumholde Arten:	15
Stete Begleiter:	165
Unstete Begleiter:	14
Zielarten:	9

Für die Naturwaldzelle Serrahn, einen ca. 190-jährigen Buchenbestand, konnten während der dreijährigen Untersuchungen insgesamt 272 Arten nachgewiesen werden, darunter 59 Kleinschmetterlingsspezies. In den einzelnen Jahren traten die Großschmetterlinge dabei mit relativ konstanten Zahlen auf (s. Tab.3.1), wobei insgesamt 29 Taxa in den Roten Listen als gefährdet geführt werden. Von diesen sind zahlreiche als bemerkenswerte und exklusive Arten zu bezeichnen. *D. obliterata* lebt an Buche, die Noctuiden *Apamea empomidion* und *Xestia rhomboidea* besiedeln in Buchenwäldern die Grasfluren. Mit der stark gefährdeten Geometride *E. capitata* wurde eine an Echtem Springkraut lebende Art der feuchten Hochstaudenfluren registriert. Auch *Sch. taenialis*, eine Art der Zwergstrauchgilde, stellt eine im Landesmaßstab bedeutsame Art dar, ebenso wie der Frühlingsflechtenbär *E. sororcula*. Von den drei Moorarten gilt *A. menyanthidis* als vom Aussterben bedroht, während *C. haworthii* und *A. melanaria* stark gefährdet sind. Alle Arten sind indigen, da sie entweder lebensraumtypisch sind bzw. in den kleinen Kesselmooren des Gebietes siedeln.

Das Artenspektrum wird naturgemäß von den Gilden der Buchenbewohner (46) und übrigen Laubholznutzer (64) dominiert. Von den Buchenbewohnern sind 10 als Leit-, 8 als lebensraumholde und 23 als stete Begleitarten anzusehen (s. Abb. 7, Tab. 3.6). Unter den polyphagen Laubholzarten traten 40 stete Begleitarten auf. Von den immerhin 18 an Nadelhölzer und 13 an Zwergsträucher gebundenen Arten können jeweils 14 bzw. 9 als stete Begleiter angesehen werden, unter den 44 Spezies der höheren Staudenfluren und Schleiergesellschaften fanden sich 3 lebensraumholde und 17 stete Begleitarten. Besonders

zahlreich waren die Besiedler der Gras- (25) und Krautfluren (36) vertreten, darunter 3 Leit-, eine lebensraumholde und 37 stete Begleitarten.

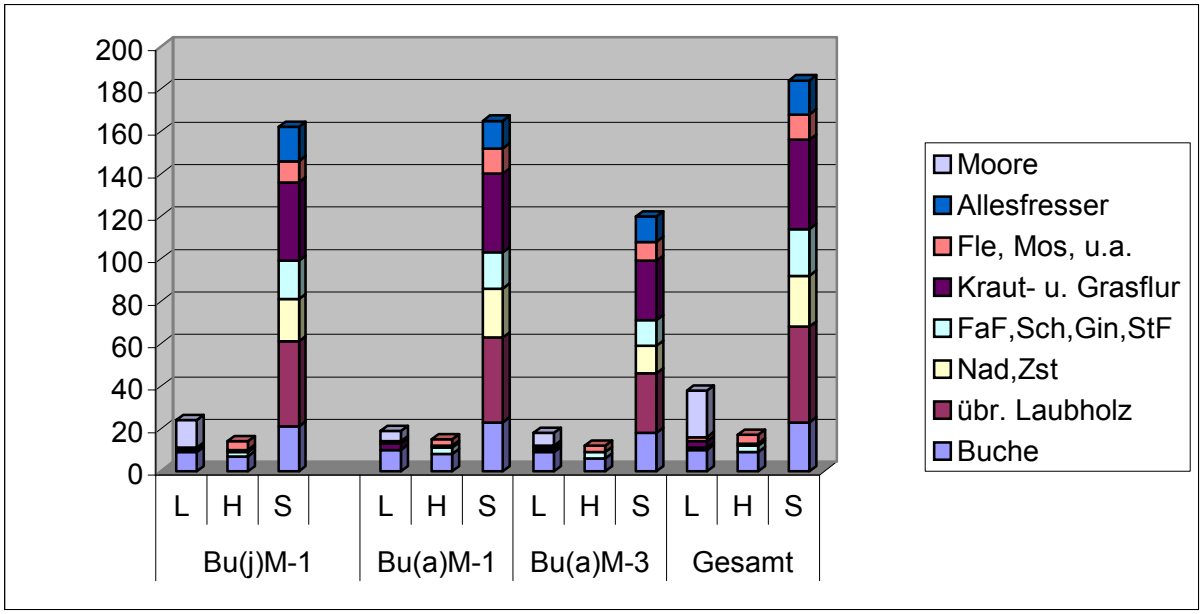


Abb. 7: Charakteristische Arten der Gilden/Buchenstandorte, Serrahn 2000-2002

Unter den Nutzern von Sonderhabitaten (insgesamt 27 Arten) fallen besonders die Bewohner von Flechten, Moosen und verpilztem Holz auf. Mit dem an Baumpilze (Zunderschwamm, Porlinge) gebundenen Kleinschmetterling *Triaxomera fulvimitrella* wurde eine exklusive Leit- und Zielart dieser Gilde stet nachgewiesen, die bislang aus Mecklenburg-Vorpommern als verschollen galt (GAEDICKE & HEINICKE 1999). Weitere drei lebensraumholde und 12 stete Begleitarten weisen auf die besondere Bedeutung der Naturwaldzelle für diese Gilde hin.
Die Gruppe der Allesfresser erreicht mit 18 Arten, darunter 13 stete Begleiter, mittlere Werte. Mit der Psychide *Proutia betulina* verzeichnet eine vor allem an Grünalgen gebundene Art an diesem Standort ihre höchste Stetigkeit, sie wurde darüber hinaus nur noch in dem Buchenjungbestand nachgewiesen.
Bei den 6 Arten der Moore (darunter 5 Leitarten) fallen besonders die hochgradig gefährdeten Bewohner der oligo-mesotrophen Zwischenmoorgesellschaften auf (s.o.), während die Zahl der unsteten Begleiter sehr niedrig liegt.

Bu(a)M-3

Gesamtartenzahl:	221
Rote-Listen-Arten:	16
Leitarten:	12 (5)
Lebensraumholde Arten:	12
Stete Begleiter:	120
Unstete Begleiter:	30
Zielarten:	3

Aus dem NSG Heilige Hallen liegt nur eine Untersuchungsreihe (2000) vor. Mit bis zu 300-jährigen Buchen und der bereits eingetreten Zerfallsphase kann dieser Standort praktisch als das Endglied der Waldentwicklung angesehen werden.

Insgesamt wurden 221 Arten festgestellt, darunter 50 Mikrolepidopteren. Von den 171 Großschmetterlingsarten werden 16 in den Roten Listen als gefährdet geführt. Dabei nehmen die Buchen- (2) und Laubholzarten (5) naturgemäß den Schwerpunkt ein, allerdings befinden sich keine exklusiven Vertreter darunter. Eine an Nadelholz und zwei an Zwergsträucher gebundene Arten kamen jeweils nur in Einzelexemplaren vor. Die bemerkenswerten gefährdeten Taxa stammen aus der Gruppe der Bewohner der Staudenfluren (*E. capitata, Sh. scrophulariae*) und der Flechten (*Atolmis rubricollis, E. sororcula*), alle vier Spezies gelten landesweit als stark gefährdet. Schließlich gehört je eine gefährdete Art der Gilde der Kraut- bzw. Grasfluren an.

Von den 36 an Buche gebundenen Taxa zählen 9 als Leit-, 6 als lebensraumholde und 18 als stete Begleitarten dieses Waldtyps, während von den 43 übrigen Laubholzbewohnern 28 als stete Begleiter anzusehen sind. Auffallend gering fallen die Zahlen bei den Nadelholz- und Zwergstrauchbewohnern aus. Von je 10 Arten können nur 7 bzw. 6 aufgrund ihres Auftretens zu den steten Begleitern gezählt werden. Darin kommt der relativ geringe Einfluss von kleinen randlich eingestreuten Nadelholzbeständen sowie der in diesem Zerfallsstadium des Waldes nur spärlich vorhandene Blaubeer-Unterwuchs recht gut zum Ausdruck.

Demgegenüber weisen die Zahlen der Gilde der Bewohner hoher Staudenfluren und Schleiergesellschaften mit 29 beachtliche Werte auf. Darunter befinden sich mit *Sh. scrophulariae* eine Leitart sowie mit *E. capitata* und *Xanthorhoe birivata* zwei lebensraumholde Arten für feuchte Buchenwälder, die monophag an das Echte Springkraut gebunden sind. Eine weitere lebensraumholde Art aus der Gilde der Bewohner von Schleiergesellschaften sowie 12 stete Begleiter unterstreichen diese Feststellung. Die Gilde

der Kraut- und Grasflurbewohner erreicht mit 46 Arten mittlere Zahlen, darunter eine Leitart sowie 28 stete Begleiter. Ähnlich ist die Situation bei den Nutzern der Sonderhabitate, von denen 21 Arten nachgewiesen wurden. Darunter finden sich eine Leitart (bewohnt verpilztes Holz), drei lebensraumholde und 9 stete Begleitarten.
21 Allesfresser (12 stete Begleiter), sechs Vertreter eutropher Moor- und Sumpfstandorte sowie 31 unstete Begleiter ergänzen das Spektrum.
Die drei festgestellten Zielarten ordnen sich ebenfalls in das bisherige Bild ein, *E. capitata* als Bewohner feuchter Staudenfluren ist sicher indigen. Von den beiden Kleinschmetterlingen *Pandemis cinnamoneana* (Nadelholz) und *Crambus uliginosus* (Grasflur) wurde jeweils nur ein Einzelexemplar beobachtet, so dass hier eine Aussage diesbezüglich nicht möglich ist.
Für eine nur einjährige Untersuchung ist damit eine insgesamt recht interessante und charakteristische Lepidopterenzönose an diesem Standort ermittelt worden.

Buchenbestände, gesamt

Gesamtartenzahl:	434
Rote-Listen-Arten:	48
Leitarten:	16 (20)
Lebensraumholde Arten:	16
Stete Begleiter:	183
Unstete Begleiter:	79
Zielarten:	12

Die drei Buchenstandorte weisen mit insgesamt 434 Taxa eine hohe Artenzahl auf. Darunter nehmen naturgemäß die an Laubholz gebundenen Arten die größten Anteile ein. So erreicht die Gilde der Buchenfresser hier mit 52 Arten die höchsten Werte der Untersuchungen. Hinsichtlich aller übrigen Parameter bleibt der Buchenwald jedoch deutlicher hinter den Mischwaldstandorten zurück (s. Abb. 8). Besonders auffällig ist dies bei den Rote Liste Arten, den Leit- , lebensraumholden und Zielarten. Hier kamen im wesentlichen nur die für die Buchenwälder typischen Arten vor. Dagegen erreichen die steten Begleiter ähnlich hohe Werte wie an den Mischwaldstandorten.
Innerhalb der Buchenstandorte zeigen sich recht geringe Differenzen (s. Abb. 7). Zu berücksichtigen ist dabei allerdings die nur einjährige Untersuchungsreihe im NSG Heilige Hallen (Bu(a)M-3). Die hohen Werte des Buchenjungbestandes sind sicher etwas erstaunlich,

sie können aber im wesentlichen damit erklärt werden, dass dieser relativ klein ist und daher von außen zahlreiche Überlagerungseffekte zu verzeichnen waren.
Hinsichtlich der charakteristischen und Zielarten lassen sich jedoch bereits qualitative Unterschiede zwischen Jung- und reifen Altbeständen ausmachen, auf die im nächsten Kapitel näher eingegangen wird.

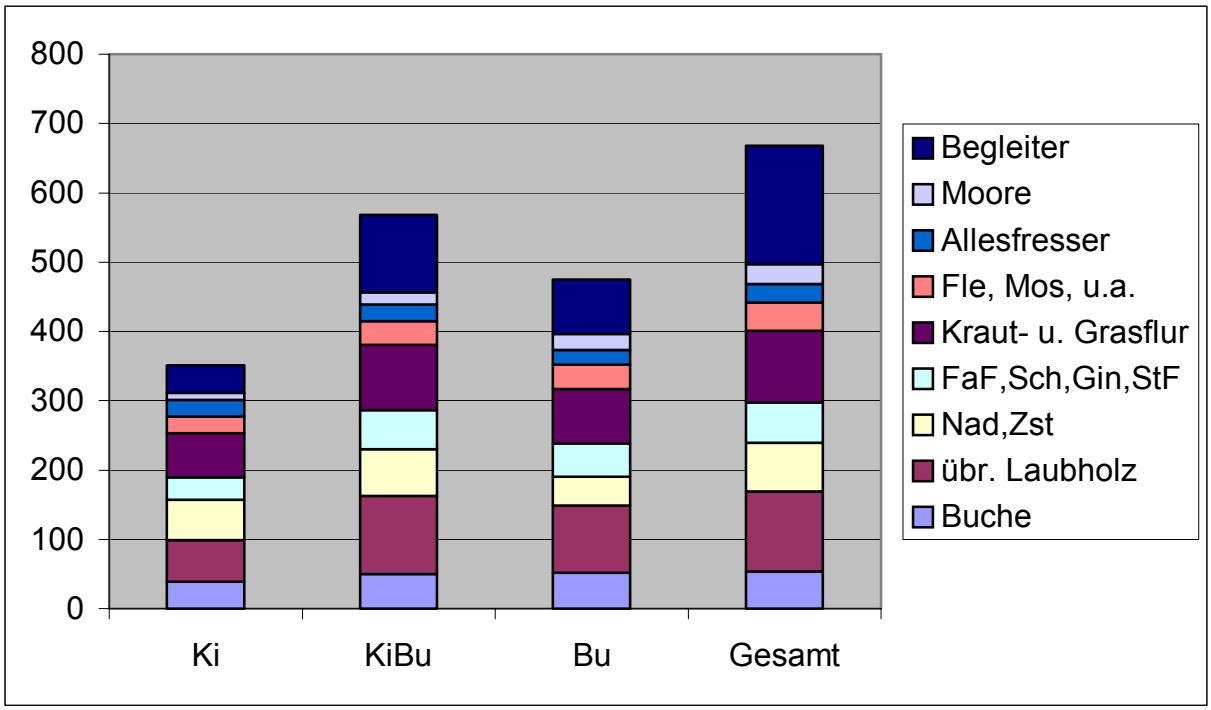


Abb. 8: Artenzahlen der Gilden nach zusammengefassten Waldtypen, Serrahn 2000-2002

3.2 Zusammensetzung der Schmetterlingsfauna der untersuchten Waldtypen

Nachdem für die einzelnen Untersuchungsflächen die Ergebnisse dargestellt wurden, soll nunmehr der Versuch unternommen werden, daraus für die verschiedenen Waldtypen die Zusammensetzung der Schmetterlingsfauna abzuleiten.

Eine prinzipielle Übersicht über die Verbreitung der einzelnen Schmetterlingsarten in den untersuchten Waldtypen entsprechend ihrer Zuordnung zu Nahrungsgilden findet sich in Tab.1 im Anhang. Die unterschiedliche farbliche Markierung in den verschiedenen Gilden weist die jeweilige Zugehörigkeit zu den einzelnen bzw. kombinierten Waldtypen aus. Sie soll nun näher erläutert werden.

3.2.1 Euryök in allen Waldtypen verbreitete Arten

Insgesamt konnten 203 Arten ermittelt werden, die in allen Waldtypen mit höherer Stetigkeit vorkommen. Einen sehr großen Anteil nehmen dabei polyphage Laubholzfresser ein (54 Arten), unter ihnen 27 Spezies, die Rot-Buche auch als Nahrungspflanze nutzen, sowie fünf Arten als Bewohner der Strauchschicht, die insbesondere an Weißdorn, Hasel und Schlehe leben. Zählen Birken zu den Baumarten eines betrachteten Waldtyps, so sind noch weitere sechs Arten regelmäßig zu finden. Gehören Weiden und/oder Pappeln zum jeweiligen Bestand, so bereichern diese die vorhandene Schmetterlingsfauna um mindestens weitere acht euryöke Arten.

Von den Bewohnern der Zwergstrauchbestände sind 12 Spezies als euryök über alle Waldtypen verbreitet zu kennzeichnen. Diese treten nur dann in etwas verringerter Stetigkeit auf, wenn sich der Anteil der Zwergsträucher (i.a. Heidelbeere) deutlich verringert, wie z. B. in jungen, dichten Buchen- oder anderen älteren Laubholzbeständen.

Aus der Gilde der Farnfresser sind zwei Taxa zu den euryöken Waldarten zu stellen. Von den Bewohnern der Schleierfluren betrifft dies sieben, die alle im Präimaginalstadium an Brombeerarten zu finden sind.

Elf Spezies der Staudenfluren werden zur Gruppe der euryöken Waldarten gerechnet. Darunter sind auch ubiquitäre Vertreter, die ebenso weit verbreitet in Offenlandlebensräumen vorkommen (z. B. *Autographa gamma*). Trotzdem können diese Arten auch als indigen für die untersuchten Waldtypen betrachtet werden, da ihre Raupen ebenso regelmäßig waldtypische Stauden befressen.

Von den 28 euryöken Waldarten aus der Gruppe der Krautfresser leben fast alle polyphag an solchen oder aber sind in der Lage, auf andere weit verbreitete Futterpflanzen (wie Brombeere, Brennnessel) auszuweichen. Lediglich zwei Spezies (*Epirrhoe alternata,*

Cosmorhoe ocellata) sind oligophag an *Galium* gebunden, hinsichtlich ihrer sonstigen Lebensraumansprüche aber wenig anspruchsvoll.

Die Gilde der Grasflurbewohner umfasst 24 wenig spezialisierte Arten, die in allen Waldtypen gleichermaßen auftreten. Auch die Farnflurbewohner haben zumeist geringe Anforderungen an ihren Lebensraum. Zwei der insgesamt nur fünf Arten dieser Gilde kommen in allen Waldtypen vor. Bei den Moosfressern fällt die geringe Spezialisierung noch mehr auf. Hier sind acht von insgesamt zehn festgestellten Spezies als euryöke Waldarten zu bezeichnen, für deren Auftreten lediglich das schützende Kronendach von Bäumen erforderlich ist. Ebenso sind die Flechtenfresser zumeist wenig spezialisiert und kommen mit sechs von zehn Arten in allen untersuchten Waldtypen vor.

Von den Nutzern des verpilzten Holzes bzw. von Pilzfruchtkörpern konnten nur zwei als euryöke Waldarten ermittelt werden. Hierbei handelte es sich um Faulholzmotten (*Oecophoridae*), die auch als Larven nachweisbar waren. Verständlicherweise steigt ihre Populationsdichte im Wald bei erhöhtem, insbesondere stehendem, Totholzanteil.

Als euryöke Nutzer modernder Pflanzenreste sind drei weitere Arten zu kennzeichnen.

Schließlich gehören noch 19 Arten zu den in allen Waldtypen anzutreffenden Schmetterlingen, die hinsichtlich der Wahl ihrer Raupenfutterpflanzen ausgesprochen polyphag sind. Erwartungsgemäß sind hiervon fast 50 % sogar ubiquitär in Mecklenburg-Vorpommern verbreitet.

Erwähnt werden soll noch, dass weitere Arten aus anderen als den genannten Gilden in für sie eher „untypischen“ Waldtypen auftreten können, wenn in diesen der Anteil ihrer Raupennahrungspflanzen deutlich erhöht ist (z. B. die Eichenfresser *Cydia splendana* und *Peridea anceps*, der Erlenfresser *Aethalura punctulata* oder aber eine Vielzahl von Nadelholzbewohnern, insbesondere *Rhyacionia pinicolana, Dendrolimus pini, Hyloicus pinastri, Macaria liturata, Thera obeliscata, Panolis flammea, Peribatodes secundaria, Hylaea fasciaria, Thera variata, Eupithecia lariciata, E. tantillaria* und *Lymantria monacha*.

3.2.2 Buchen- und Kiefern-Buchenwälder

In diesem Abschnitt werden die Arten betrachtet, die sowohl für die Buchen- als auch für die Buchen-Kiefernwälder als indigen gelten können.

Unter ihnen befinden sich 17 polyphage Laubholzfresser, davon sieben, die auch an Rot-Buche leben. Der Anteil der Laubholzbewohner ist mit insgesamt 45 hinzugerechneten Spezies relativ gering, was nicht weiter verwundert, da diese aufgrund des ansonsten breiten Nahrungsspektrums eher euryök in verschiedensten Waldtypen vorkommen (vgl. Kap. 3.2.1).

Die ebenfalls zu den Laubholzfressern zählenden Vertreter der Buchengilde sind mit neun Arten sowohl in den Buchen- und Buchen-Kiefern-Wäldern vertreten. Die monophagen Buchenfresser *Cyclophora linearia, Watsonalla cultraria* und *Cydia fagiglandana* sind wie die überwiegend an Rot-Buche fressenden *Heterogenea asella, Strophedra weirana*, *Ypsolopha parenthesella, Epirrita christyi* und *Xanthia aurago* als Leitarten der Buchen- und Buchen-Kiefernwälder zu bezeichnen, während der kleine Frostspanner *Operophtera fagata* hier einen besonderen Siedlungsschwerpunkt aufweist und somit aufgrund seiner sonstigen weiteren Verbreitung als lebensraumholde Art bezeichnet werden kann.

Die Vertreter der weiteren Gilden der Laubholzfresser sind in den Buchen- und Buchen-Kiefern-Wäldern entsprechend der Vorkommen ihrer Futterpflanzen anzutreffen. So treten vier Eichen- und acht Weiden- bzw. Pappelarten in beiden Waldtypen regelmäßig auf. Die Gilde der Birkenbewohner umfasst hingegen keine Spezies, für die eine Bindung an Laub- und Mischwälder erkennbar wäre. Hingegen meiden sieben Arten der Laubgebüsche die reinen Kiefernwälder.

Erwartungsgemäß gering ist der Anteil an Arten der Zwergstrauchfluren, die auf Laub- und Mischwälder beschränkt sind. Diese haben hier mit Ausnahme der Leitart *Sch. taenialis* nur einen Nebenlebensraum bzw. nutzen auch andere Raupennahrungspflanzen. Sechs Bewohner der Schleierfluren sind ebenfalls charakteristisch für Buchen- und Buchen-Kiefernwälder.

Die Gilde der Arten der Staudenfluren ist mit 13 typischen Buchen- und Buchen-Kiefernwaldarten vertreten, die jedoch mit Ausnahme der an der Roten Lichtnelke lebenden Geometride *Perizoma affinitata* als wenig waldtypisch und daher hier nur im Nebenlebensraum vorkommend zu charakterisieren sind.

Eine stärkere Bindung an Buchen- und Buchen-Kiefern-Wälder zeigen 14 Arten der Krautfluren. Die meisten sind polyphag, nur *Epirrhoe rivata* und *Lampropteryx suffumata* treten oligophag an Labkraut und *Eupithecia plumbeolata* an Wachtelweizen und Klappertopf auf. Dabei kann die Geometride *L. suffumata* als Leitart der Buchen- und feuchten Mischwälder angesehen werden.

Mit vier Spezies stellt die Gilde der Grasflurbewohner nur wenige charakteristische Vertreter in den hier besprochenen Waldtypen. Davon ist der Kleinschmetterling *Platytes alpinella* nur wenig stet zu finden, d. h., er hat in den untersuchten Wäldern nur einen Nebenlebensraum. Da seine Larve auch an Moosen frisst, wird er nochmals in der Gilde der Moosbewohner geführt.

Zwei Arten der Flechtenfluren konnten als charakteristisch für die Buchen- und Buchen-Kiefernwälder festgestellt werden; darunter ist als Leitart der Frühlingsflechtenbär

E. sorrorcula zu finden. Ebenfalls je zwei Arten stammen aus den Gilden der Nutzer von verpilztem Holz sowie von modernden Pflanzenresten. Darüber hinaus lassen die zwei nachgewiesenen Echten Motten, deren Larven in Vogelnestern leben, eine stärkere Bindung an Buchen- bzw. Buchen-Mischwälder erkennen.
Von den extrem polyphagen Arten wird eine zu den Spezies der Buchen- und Buchen-Mischwälder gestellt.

3.2.3 Buchenwälder

Zu den charakteristischen Bewohnern der Buchenwälder werden zum einen die Leit- und lebensraumholden Arten der Buchenwälder sowie zum anderen tychozöne Spezies gerechnet, die in den untersuchten Waldtypen einen Vorkommensschwerpunkt in Buchenwäldern aufwiesen.
Unter den Arten der Laubholzbewohner zählen die beiden zur Gilde der Buchenfresser gehörenden und nur in den Buchenwäldern auftretenden *D. obliterata* und *Aglia tau* zu den Leitarten der Buchenwälder. Die sechs weitgehend auf Buchenwälder beschränkten Vertreter der Gilde der Laubholzbewohner, die auch Rot-Buche als Nahrungspflanze nutzen, können als Differentialarten der Buchenwälder bezeichnet werden. Dabei sind *Operophtera brumata* und *Lobophora halterata* aber in Anbetracht der Vielzahl der sonst noch besiedelten Waldlebensräume nur als schwache Diffentialarten zu kennzeichnen, die sich nur für die Charakterisierung der Schmetterlingsfauna der untersuchten Waldtypen eignen.
Von den sonstigen Laubholzfressern zählen acht zu den typischen Bewohnern der Buchenwälder, wobei *Acleris forsskaleana* eher unstet ist und vom Auftreten ihrer Raupennahrungspflanze (Ahorn) abhängt.
Eichen-, Birken-, Erlen-, Weiden- bzw. Pappelbewohner haben ebenso wie die Laubgebüschbewohner keine Spezies, die einen Vorkommensschwerpunkt in Buchenwäldern zeigen. Gleiches gilt erwartungsgemäß für die Gilden der Zwergsträucher und Farnfluren.
Vier Staudenflurbewohner wurden festgestellt, die charakteristisch für Buchenwälder sind. Hier sind *E. capitata* und *X. biriviata* wegen ihrer Stenökie als lebensraumholde Arten dieses Waldtyps zu bezeichnen, ihre Hauptlebensräume finden diese Taxa jedoch in Bruchwäldern. Sie nutzen dabei Echtes Springkraut als Raupennahrungspflanze. *Sh. scrophulariae* gilt als Leit- und Differentialart der Buchenwälder. Ihre Raupen fressen an Braunwurz und kommen außerhalb der Buchenwälder auch im Offenland vor, wenn Bestände der Raupennahrungspflanze vorhanden sind. *Callimorpha dominula* kann hingegen nur als schwache Differentialart der Buchenwälder angesehen werden (nochmals in der Gilde der

Schleierflurbewohner enthalten), da ihr Vorkommensschwerpunkt in leicht bis mäßig beschatteten Schlagfluren liegt.

Von den drei als typisch für die Buchenwälder ermittelten Arten der Krautfluren kann aus empirischen Gründen nur *X. rhomboidea* als Leitart geführt werden. *Xanthorhoe designata* und *Perizoma didymata* sind als Differentialarten zu den anderen untersuchten Waldtypen anzusehen.

Als Bewohner der Grasfluren stellt *A. epomidion* eine Leitart der Buchenwälder dar, während *Psyche casta* eigentlich eine euryöke Spezies ist, deren gehäufter Nachweis in den Buchenwäldern möglicherweise nur auf eine insgesamt verringerte Erfassbarkeit der Art mit den hier überwiegend angewandten Nachweismethoden zurückgeht. Sie kann daher allenfalls als schwache Differentialart angesehen werden. Gleiches gilt auch für *P. betulina* (Gilde der hyperpolyphagen Spezies).

Flechten- und Moosbewohnern fehlen für Buchenwälder typische Arten. Die Stellung von *Catoptria permutatellus* aus der Gilde der Moosbewohner kann mangels Vergleichsdaten aus anderen Gebieten Norddeutschlands nicht sicher ermittelt werden.

Von den Nutzern verpilzten Holzes zählen vier zu den auf Buchenwälder beschränkten Arten. *T. fulvimitrella* gehört dabei zweifelsfrei zu den Leitarten insbesondere alter Buchenwälder und konnte auch aus eingetragenen Zunderschwämmen gezogen werden. Die anderen drei Tineiden können als Differentialarten zu den Buchen-Kiefern- und Kiefernwäldern angesehen werden. Aus den anderen Gilden zeigen keine Spezies eine stärkere Beschränkung ihres Auftretens auf Buchenwälder.

Zu den weiteren Indigenen der Buchenwälder rechnen die in den Kap. 3.2.1 und 3.2.2 genannten Arten.

3.2.4 Kiefern- und Kiefern-Buchenwälder

Neben den in Abschnitt 3.2.1 genannten euryöken Spezies mit Vorkommen in allen Waldtypen treten hier erstmals jene Arten in Erscheinung, deren Larven an Nadelhölzern leben. Von den 32 Arten jener Gilde, die sowohl in Buchen-Kiefern- als auch in Kiefernwäldern auftreten, können *Archips oporana, Piniphila bifaciana, Zeiraphera griseana, Rhyacionia pinivorana, Dioryctria simplicella, Macaria signaria, Deileptenia ribeata, Bupalas piniaria, Pennithera firmata, Eupithecia abietaria, Thaumatocampa pinivora* und *Panthea coenobita* als Differentialarten der Kiefern- und Mischwälder (nicht explizit Buchen-Kiefern-Wälder) gegenüber den Laubwäldern bezeichnet werden, da sie Laubwälder mit nur sehr einzelnen Nadelbäumen vollständig oder weitgehend meiden.

Da Zwergsträucher zu den sehr charakteristischen Bestandteilen der Krautschicht von Kiefern- Buchen- und Kiefernwäldern des Untersuchungsgebietes zählen, finden sich hier mit 11 von 22 Arten der entsprechenden Gilde verhältnismäßig viele, die in jenen beiden besprochenen Waldtypen schwerpunktartig auftraten. Sie bilden eine Differentialartengruppe für Mischwälder allgemein und für Kiefernwälder zu den Buchenwäldern im besonderen. Lediglich *Apotomis sauciana* kann mit einiger Vorsicht aufgrund der Ergebnisse dieser Untersuchungen als lebensraumholde Art der Kieferwälder verstanden werden.

Auch aus anderen Gilden wurden Artengruppen ermittelt, die sowohl in Kiefern- Buchen- als auch in Kiefernwäldern auftreten. Werden nachfolgend einige dieser Taxa als charakteristische Arten bezeichnet, so muss darauf hingewiesen werden, dass sie nur als solche der Kiefern- und Kiefern-Mischwälder anzusehen sind. Eine Beschränkung auf jene Mischwälder, in denen die Rot-Buche als die dominierende Laubholzart vorkommt, ist in keinem Fall zu erkennen.

Aus der Gilde der Birkenfresser kann *Endromis versicolora* als Leitart der Mischwälder und lebensraumhold in Kiefernbeständen mit Birkeneinmischungen interpretiert werden, während *B. nubeculosa* als lebensraumholde Art beider Waldtypen anzusehen ist. Auch von den sieben Arten der Gilde der übrigen Laubholzbewohner, die in den Kiefern- und Buchen-Kiefernwäldern auftreten, sind viele darunter, die ebenfalls an Birke fressen. Dies weist auf die wichtige Rolle der Birke als Strukturelement in allen Waldtypen des Untersuchungsgebietes für eine artenreiche Schmetterlingsfauna hin.

Unter den Bewohnern der Farnfluren finden sich drei charakteristische Arten dieser Waldtypen, darunter als Leitart der (farnreichen) Kiefernbestände die Noctuide *C. juventina*. Weitere vier typische Bewohner der Kiefern- Buchen- und Kiefernwälder sind unter den Arten der Schleiergesellschaften zu finden. Bis auf *Meganola albula*, die in beiden Waldtypen lediglich einen Nebenlebensraum hat, sind die Vertreter ob ihres breiten Futterpflanzenspektrums auch in anderen Gilden zu finden und daher nur als stete Begleiter anzusehen. Während bei den Staudenflurbewohnern keine charakteristischen Arten der beiden Waldtypen festgestellt wurden, zeigt sich unter den Krautfressern immerhin ein geringer Anteil mit acht Spezies, darunter allerdings nur wenige, die ausschließlich dieser Artengruppe angehören.

Obwohl z. B. ausgedehnte Draht-Schmielen- und Land-Reitgras-Fluren typisch für die Kiefern- und Mischwälder des Untersuchungsgebietes sind, gehören nur drei Arten der Grasfresser zur charakteristischen Fauna dieser beiden Waldtypen. Mit *Agrotis vestigialis* befindet sich eine Leitart für beide Waldtypen darunter.

Bei den Flechtenbewohnern trat nur eine Art (*Cybosia mesomella*) mit Schwerpunkt in Kiefern- und Mischwäldern auf, sie kann jedoch aufgrund ihres ansonsten breiteren Habitatanspruches nur als (schwache) Differentialart angesehen werden.
An verpilztem Holz leben zwei Arten, modernde Pflanzenreste frisst eine Art und an Besenginster kommen drei Spezies vor, die als charakteristisch für die hier betrachteten Waldtypen gehalten werden, ohne indes als Charakterarten zu gelten. Auch die fünf Vertreter der polyphagen Spezies, die eine Konzentration der Nachweise auf Buchen-Kiefern- und Kiefernwälder erkennen lassen, sind nicht auf diese Waldtypen beschränkt. Lediglich *Syndemis musculana* kann als schwache Differentialart bezeichnet werden.
Die anderen Gilden sind ohne Vertreter, die Verbreitungsschwerpunkte in Buchen-Kiefern- und Kiefernwälder zeigen.

3.2.5 Kiefernwälder

Im Zuge der Untersuchungen stellte sich heraus, dass keine Schmetterlingsart einen ausgesprochenen Verbreitungsschwerpunkt in reinen Nadelwäldern zeigt. Auch die Gilde der Zwergstrauchbewohner weist nur wenige Vertreter auf, die als typisch für die Kiefernwälder zu bezeichnen sind. Die drei hier hinzuzurechnenden Arten waren überdies nur in geringer Stetigkeit zu finden und haben folglich in diesem Waldtyp nur einen Nebenlebensraum. Sie können daher nicht als Differential- oder charakteristische Arten gelten, obwohl zwei von ihnen als Zielarten von besonderem naturschutzfachlichen Interesse sind.
Auch aus fast allen anderen Gilden ließen sich keine charakteristischen Kiefernwaldarten ermitteln. Lediglich unter den Grasfressern zeigt *Coscinia cribraria* innerhalb dieser Untersuchungen einen Vorkommensschwerpunkt in Kiefernwäldern. Da sie aber auch noch in anderen Lebensräumen, wie z. B. offenen Heiden, vorkommt, stellt sie hier nur eine Differentialart zu den anderen untersuchten Waldtypen dar. Im Kontext dieser Untersuchung wird sie darüber hinaus als lebensraumholde Art interpretiert. *Metalampra cinnamomea* wurde zwar nur einmal im Kiefernforst nachgewiesen, zeigt aber nach anderen Quellen (z. B. PALM 1986) eine stärkere Bindung an diesen Waldtyp und kann folglich als Leitart herausgestellt werden.
Als weitere Indigene der Kiefernwälder zählen die Spezies der Abschnitte 3.2.1 und 3.2.4.

3.2.6 Kiefern- Buchenwälder

Durch das reichhaltige Nahrungsspektrum an Laub- und Nadelgehölzen stellen die Kiefern-Buchenwälder den Waldtyp mit der artenreichsten Schmetterlingsfauna dar. Hier finden sich

neben den euryöken Waldarten (s. Kap. 3.2.1) die Vertreter der Buchen- und Kiefern-Buchenwälder (Kap. 3.2.2) sowie der Kiefern-Buchen- und Kiefernwälder (Kap. 3.2.4) vereint. Auf mögliche Differentialarten zu Kiefern- bzw. Buchenwäldern wurde schon in den genannten Kapiteln eingegangen. Die durchgeführten Freilandstudien erbrachten aber auch, dass weitere Spezies einen Schwerpunkt allein in den Kiefern- Buchenwäldern bzw. in den Kiefern-Mischwäldern allgemein haben.

Wegen des z. T. recht hohen Anteils an anderen Laubhölzern zeigen sich solche charakteristischen Artengruppen unter den Eichenfressern (acht Spezies), Birkenfressern (vier Spezies), Erlenfressern (zwei Spezies) sowie polyphag an Laubhölzern fressenden Spezies (vier Arten, die auch an Buche leben und fünf Arten, die Buche als Fraßpflanze meiden). Dabei können lediglich sechs der an Eichen lebenden Spezies sowie zwei polyphage Laubholznutzer, die auch Buche befressen, als lebensraumhold für diesen Waldtyp angesehen werden. Die übrigen Arten sind allenfalls als schwache Differentialarten zu den untersuchten Buchen- und Kiefernwäldern, nicht aber gegenüber anderen Laub- oder Mischwäldern, zu beuzeichnen. Die nur in den Buchen-Kiefernwäldern festgestellten Vertreter der Laubgebüschbewohner sind aufgrund der geringen Stetigkeit des Auftretens mit Ausnahme von *A. strigosa* (Leitart der Strauchschicht von Mischwäldern) weder als charakteristische noch als Differentialarten dieses Waldtyps aufzufassen.

Unter den Nadelholzbewohnern erfolgte die Ausweisung von sieben Arten eher zufällig für die Kiefern- Buchenwälder. Die meisten dieser Spezies leben monophag oder vorzugsweise an Lärche, deren zufällige Nähe zu den entsprechenden Untersuchungsgebieten ihr gehäuftes Auftreten bedingte (z.B. *Ptycholomoides aeriferana*). Lediglich *P. cinnamomeana* (im Untersuchungsgebiet vermutlich besonders an Fichte und Lärche) und *G. margarotana* (an Kiefer) sind zu den Kiefern- Buchenwaldarten zu rechnen.

Von den Bewohnern der Zwergstrauchfluren wurden zwei als charakteristisch für die Kiefer-Buchenwälder ermittelt. Hiervon kann *H. rectilinea* wegen der weitergehenden Ansprüche an ein eher feuchtes Lokalklima im Wald durchaus als Leitart des Kiefern- Buchenwaldes interpretiert werden.

Die Gruppe der Schleierflurbewohner ist nur mit drei unsteten Vertretern in den Kiefer-Buchenwäldern vorzufinden, wobei *Xylocampa areola* als Leitart dieser Gilde für Mischwälder allgemein gilt. Auch die vor allem in diesem Waldtyp nachgewiesenen Krautfresser kommen hier eher wenig stet vor. Sie haben, mit Ausnahme von *Idaea deversaria* (Leitart) und *Noctua orbona* (lebensraumholde Art), ihre Hauptvorkommen außerhalb der untersuchten Waldtypen. Aus der Gilde der Grasfresser können *Catoptria*

pinella, *Luperina testacea* und *N. orbona*, auch unter Berücksichtigung von Erkenntnissen aus anderen Gebieten, als lebensraumholde Arten der Kiefernmischwälder allgemein bezeichnet werden. Die übrigen Arten dieser Gilde der Buchen-Mischwälder haben ihre Hauptverbreitung außerhalb des Waldes und besiedelten nur aufgrund singulärer Besonderheiten die untersuchten Mischwälder in stärkerem Maße.

Unter den Flechtenbewohnern fällt *Bisigna procerella* (vgl. auch Gilde der Moosbewohner) als Art der Buchen-Kiefernwälder auf. Diese ist jedoch in anderen Gebieten durchaus nicht nur in Mischwäldern zu finden. Im Untersuchungsgebiet kann sie jedoch als eine lebensraumholde Art jenes Waldtyps aufgefasst werden.

Alle anderen Gilden sind nicht mit charakteristischen Arten bzw. Artengruppen der Buchen-Kiefernmischwälder vertreten.

Weiterhin zählen die in den Kap. 3.2.1, 3.2.2 und 3.2.4 genannten Arten zu den Indigenen der Kiefern-Buchenwälder.

3.3 Differenzierung der Schmetterlingsfauna von alten und jungen Buchenbeständen

Neben der im vorangegangenen Abschnitt erfolgten Betrachtung der Unterschiede in der Faunenstruktur reiner Buchenwälder und Kiefern-Buchenwälder soll nun auf die Differenzen in der Besiedlung von alten und sehr jungen Buchenbeständen eingegangen werden. Hier lassen sich insbesondere in den Gilden der Laubholzfresser Arten bzw. Artengruppen vermuten, die charakteristisch für bestimmte Altersstadien der Buchen sind.

Die Analyse jener Lebensräume, in denen sehr junge Buchenbestände typisch sind (KiBu(m)M-1 und Bu(j)M-1), zeigt jedoch, dass junge Buchenbestände kaum durch charakteristische Arten von älteren Buchenwäldern zu differenzieren sind. Lediglich *Phycita roborella*, *Diloba caeruleocephala* und *Orthosia cruda* traten nach den vorliegenden Untersuchungen etwas steter in den genannten Wäldern auf und sind damit als (schwache) Differentialarten insbesondere zu den Buchenaltbeständen (NSG Heilige Hallen, Bu(a)M-3] und Serrahn Bu(a)M-1) anzusehen. Allerdings kann keine der Arten aufgrund ihrer Habitatpräferenz als charakteristisch für Buchenjungbestände bezeichnet werden. Ihr Auftreten ist wahrscheinlich auf andere, äußere Einflussfaktoren zurückzuführen.

Besser differenziert sind die Buchenaltbestände. Hier gehört *D. obliterata* zu den Leitarten aus der Gilde der Buchenfresser und ist gleichzeitig Differentialart zu jüngeren Buchenbeständen. Aus der Gilde der polyphagen Laubholzfresser, welche auch Rot-Buche nutzen, sind *Watsonalla binaria, Agriopis aurantiaria* und *Erannis defoliaria* als Differentialarten zu jüngeren Buchenbeständen anzusehen, von den sonstigen Laubholzbewohnern gehört *Calospilos sylvata* hierzu. Als weitere Differentialart kann *E. capitata* als monophage Spezies an Echtem Springkraut innerhalb der Gilde der Staudenfresser herausgestellt werden. Unter Bewohnern der Krautfluren ist *Perizoma didymata* als Differentialart zu Buchenjungbeständen aufzufassen. In besonderem Maße gilt dies für die Leitart der Buchenwälder *A. epomidion*, die sowohl jüngere Buchenwälder als auch junge Buchenbestände in Kiefernwäldern meidet. Wegen des Fehlens geeigneter Nahrung ist die gesamte Artengruppe der Bewohner verpilzten Holzes in Buchenwäldern (*Morophaga choragella, Archinemapogon yildizae* und *Nemapogon cloacella)* als Differentialartengruppe zu sehr jungen Buchenbeständen anzusehen. Ganz besonders trifft dies für die als Leitart der alten Buchenwälder geltende *T. fulvimitrella* zu.

3.4 Auswirkungen des Waldumbaus auf die Besiedlung der Straten

3.4.1 Allgemeine Anmerkungen

Nachdem im vorhergehenden Abschnitt die Zusammensetzung der Schmetterlingsfauna der untersuchten Standorte und der verschiedenen Waldtypen ausführlich dargestellt wurde, soll an dieser Stelle insbesondere auf die Unterschiede der Lepidopterengemeinschaften eingegangen werden, wie sie im Ergebnis der durchgeführten Untersuchungen im Zuge des Waldumbaus zu erwarten sind. Die Veränderungen werden dabei in Richtung der Entwicklung Kiefernforst → buchenreicher Kiefernforst → Buchenwald dargestellt. Die Zuordnung der Gilden zu den einzelnen Straten der Vegetation des Waldes wird folgendermaßen vorgenommen:

- **Baum- und Strauchschicht**: Gilden der Laubholzbewohner (Buche, Eiche, Birke, Erle, Weide/Pappel, polyphage Laubholzfresser), Gilde der Nadelholzbewohner;
- **Strauchschicht**: Gilde der Laubholzbewohner, Gebüsche;
- **Krautschicht**: Gilde der Bewohner der Zwergstrauchfluren, Ginsterbestände, Farnfluren, Schleierfluren, Staudenfluren, Krautfluren, Grasfluren;
- **Sonderhabitate:** Gilde der Moos- und Flechtenbewohner, Gilde der Bewohner verpilzten Holzes, sich zersetzender Pflanzenreste sowie von Vogelnestern.

Die der Gilde extrem polyphager Spezies hinzugerechneten Arten werden am Ende dieses Kapitels behandelt.

Eine Trennung innerhalb der Gilden der Laubholzfresser nach Arten der Baum- und/oder Strauchschicht ist zumeist nicht möglich. Zum einen konnten aus methodischen Gründen sowie unter Berücksichtigung des ansonsten notwendigen Zeitaufwandes keine Daten dazu gewonnen werden, inwieweit die Raupen der einzelnen Arten konkret welche Laubholzarten in welcher Altersstufe besiedeln. Zum anderen ist aus der Literatur bekannt, dass nur in wenigen Fällen eine stärkere Konzentration der Raupen einzelner Arten auf Futterpflanzen bestimmter Altersstufen (z. B. bei *Dichonia aprilina* auf ältere Eichen) zu verzeichnen ist. Zumeist werden die Nahrungspflanzen in allen Altersstufen befressen, sobald sie der Strauchschicht zugerechnet werden können.

Tab. 3.6: Artenzahlen der ökologischen Gilden der einzelnen Standorte, Waldtypen und gesamt, Serrahn 2000 –2002

Gilde												
	Kiefernwälder			Buchen-Kiefernwälder			Buchenwälder					
	Ki(j)M-1	Ki(m)M-1	Ki	KiBu(m)M-1	KiBu(a)M-1	KiBu(a)M-2	BuKi	Bu(j)M-1	Bu(a)M-1	Bu(a)M-3	Bu	Gesamt
LBu	4	6	**8**	5	7	9	**10**	10	11	9	**11**	**11**
LEi	1	4	**4**	7	9	10	**12**	5	5	5	**8**	**12**
LBi	1	8	**8**	11	4	8	**12**	8	5	5	**9**	**12**
LEr	0	1	**1**	4	1	1	**4**	2	1	0	**3**	**4**
LWP	1	8	**8**	11	11	9	**15**	16	9	4	**16**	**16**
LaB	13	31	**33**	31	30	34	**40**	37	35	27	**41**	**43**
LoB	11	33	**34**	36	31	40	**51**	38	37	26	**48**	**52**
LGe	0	5	**0**	14	5	9	**19**	12	7	3	**13**	**19**
Nad	23	29	**32**	32	25	31	**39**	17	18	10	**24**	**39**
Zst	9	26	**26**	21	21	24	**28**	11	13	10	**17**	**31**
FaF	2	5	**5**	5	4	5	**5**	2	1	2	**2**	**5**
Gin	2	1	**2**	3	1	2	**3**	0	0	2	**2**	**3**
Sch	2	12	**12**	20	10	13	**21**	11	11	8	**15**	**21**
StF	6	11	**13**	21	7	21	**27**	24	19	17	**29**	**29**
KrF	14	35	**38**	49	23	49	**57**	34	36	28	**45**	**62**
GrF	15	21	**26**	31	19	29	**38**	22	25	18	**34**	**42**
Fle	3	7	**7**	10	9	8	**10**	7	8	6	**9**	**10**
Mos	7	8	**8**	9	4	8	**10**	6	10	6	**10**	**11**
vpH	2	4	**5**	3	3	4	**6**	2	5	5	**9**	**11**
mPf	3	4	**4**	5	1	4	**6**	4	3	3	**5**	**7**
Vog	0	0	**0**	1	1	2	**2**	1	1	1	**2**	**2**
Alf	15	24	**24**	21	16	23	**24**	19	18	14	**21**	**26**
Mom	0	1	**1**	1	2	2	**4**	2	3	0	**4**	**4**
Moe	0	9	**9**	7	3	7	**13**	13	3	6	**19**	**25**
Beg	3	38	**41**	67	33	31	**112**	45	14	31	**78**	**171**
Sum	**137**	**331**	**349**	**425**	**280**	**383**	**568**	**348**	**298**	**246**	**474**	**668**

Lebgende: LBu - Laubholzbewohner, Buche; LEi - Laubholzbewohner, Eiche; LBi - Laubholzbewohner, Birke; LWP - Laubholzbewohner, Weide/Pappel; LaB - Laubholzbewohner mit breitem Spektrum, auch Buche; LoB - Laubholzbewohner mit breitem Spektrum, ohne Buche; LGe - Laubholzbewohner, Gebüsche u. Sträucher; Nad - Nadelholzbewohner; Zst - Zwergstrauchbewohner; Sch - Bewohner von Schleiergesellschaften (Rubus-Arten u.a.); Gin - Ginsterheidenbewohner; FaF - Farnflurenbewohner, StF - (Hoch-) Staudenflurenbewohner; KrF - Krautflurenbewohner; GrF - Grasflurenbewohner; Fle - Flechtenbewohner; Mos - Moosbewohner; vpH - Bewohner von verpilztem Holz (Totholz); mPf - Nutzer modernder Planzenreste; Vog - Bewohner von Vogelnestern; Alf - Allesfresser; Mor - Bewohner der Moore und Röhrichte (Mom - oligo-mesotrophe Zwischenmoore, Moe - eutrophe Sümpfe und Moore; Beg - unstete Begleiter

3.4.2 Baum- und Strauchschicht

3.4.2.1 Beide Schichten

Von den nicht an Buche fressenden Laubholzbewohnern wurden 55 im Kiefernwald gefunden, allerdings traten 19 Taxa nur sehr sporadisch auf (s. Tab.3.6 und Tab. 1 im Anhang). Neben sieben Kiefern- und Mischwaldarten gehört der Stamm von 22 Spezies zu den in allen Waldtypen verbreiteten, der folglich durch den Waldumbau unbeeinflusst bleibt. Buchenreiche Mischwälder beinhalten 50 Arten der Gilden der Buchenfresser. Der Artenbestand des Kiefernwaldes bleibt hier zunächst noch erhalten. Hinzu treten 10 Taxa, die später auch in Buchenwäldern zu finden sind, und fünf charakteristische Mischwaldarten. Bei der weiteren Entwicklung zum Buchenwald gehen die sieben Kiefern- und Mischwaldarten verloren, ebenso die fünf Mischwaldspezies. Es stellen sich acht Buchenwaldarten ein, darunter eine monophag an Ahorn lebende Spezies, so dass der Bestand des Buchenwaldes bei 40 Taxa jener Gilde liegt. Zielarten spielen keine Rolle.

Aus der Gilde der Laubholzbewohner, welche auch an Buche fressen, kommen im Kiefernwald nur jene 33 Spezies vor, die auch in allen anderen Waldtypen siedeln. Beim Unterbau mit Buchen treten folglich keine Artverluste ein, sondern es erfolgt ein Zugewinn von einer typischen Mischwaldspezies sowie von sieben Arten, die später auch in Buchenwäldern vorkommen. Unter den spezifischen Mischwaldarten befindet sich *M. strigula* als Zielart (siehe Tab. 1 im Anhang), deren Larve aber bevorzugt an Eiche lebt. Mit ihrem Auftreten im Buchen-Kiefernwald ist folglich insbesondere dann zu rechnen, wenn sich auch Eichen in ausreichendem Maße etablieren können. Bei weiterer Entwicklung hin zum Buchenwald verschwinden die vier Mischwaldarten und damit auch *M. strigula* wieder, es treten aber sechs Buchenwaldarten hinzu. Der Artbestand jener Gilde im Buchenwald liegt also bei 41 Spezies.

Laubholzbewohner, die monophag oder bevorzugt an Buche fressen, gehören im Kiefernwald nicht zum typischen Artbestand, wenngleich 8 Arten sporadische Vorkommen zeigten. Doch schon mit Beginn des Waldumbaus stellen sich 9 charakteristische Arten der Buchen- und buchenreichen Mischwälder in den Beständen stet ein. Hat sich ein älterer Buchenwald entwickelt, so sind weitere zwei spezifische Arten hier stet zu anzutreffen. Darunter befindet sich mit *D. obliterata* eine Zielart (siehe Tab. 1 im Anhang), deren Larve monophag an Buche frisst und die gleichzeitig als Leitart dieses Waldtyps zu kennzeichnen ist.

Oligophage Eichenfresser sind im Kiefernwald ebenfalls nicht stet vertreten. In Mischwäldern kommen sie mit vier euryöken Arten vor, die später auch in Buchenwäldern vorhanden sind. Groß ist hier der Anteil von acht spezifischen Mischwaldarten. Unter ihnen befindet sich mit

D. velitaris eine Zielart. Sie bewohnt im Raupenstadium die Eichenbüsche in lichten Kiefernbeständen und ist folglich als unstetes Faunenelement zu betrachten, welches nur in einer verhältnismäßig kurzen Phase des Waldumbaus ideale Siedlungsbedingungen findet.
Ein etwas anderes Bild zeigt die Gilde der Birkenfresser. Da zumindest einzelne Birken zum charakteristischen Baumartenbestand eines Kiefernwaldes, weniger aber zu dem eines typischen Buchenwaldes zählen, beträgt der Zuwachs an spezifischen Mischwaldarten in der ersten Phase des Waldumbaus nur vier Spezies. Im Buchenwald gehen hingegen insgesamt sechs Arten der Gilde verloren, so dass der Gesamtartbestand bei lediglich sechs Spezies liegt. Zielarten sind vom Umbau nicht betroffen.
Für die Gilde der Weide- bzw. Pappelbewohner ist bei der Entwicklung des Kiefernwaldes hin zum Buchenwald eine positive Artbilanz zu verzeichnen, die sich schon in der Mischwaldphase einstellen wird. Von acht Arten im Kiefernwald erhöht sich der Anteil dieser Gilde auf 16 Arten im Buchenwald. Auch hier spielen Zielarten keine Rolle.
Für die in den untersuchten Waldtypen nur unstet vorkommenden Erlenbewohner ist eine kurzfristige Artzunahme (von eins auf vier) in den Mischwäldern zu erwarten, die sich später wieder auf zwei in den Buchenwäldern reduziert, ohne dass hier Zielarten eine Bedeutung hätten.
Die erwartungsgemäß sehr stark vertretene Gilde der Nadelholzbewohner verliert im Mischwaldstadium noch keine typische Art. Die Bilanz wird aber auch nur durch zwei zusätzliche, charakteristische Arten verbessert, es sei denn, wie an den Untersuchungsstandorten mehr zufällig der Fall, es befinden sich Lärchen bzw. Wacholder in den Mischwaldbeständen. Diese tragen dann mit weiteren fünf Arten zur Erhöhung der Diversität bei. Immerhin gehören die beiden vorher genannten spezifischen Mischwaldbewohner zu den Zielarten (*P. cinnamomeana* und *G. margarotana*), deren Larven polyphag an Nadelhölzern fressen. Genauere Angaben zu ihren spezifischen Lebensraumansprüchen liegen kaum vor, jedoch scheint sich aus unseren Erfahrungen zumindest bei *P. cinnamomeana* ein durch Laubgehölze verändertes Waldklima sehr förderlich auf die Bestände auszuwirken. In den Buchenwäldern verschwinden beide Spezies wieder. Ebenso gehen weitere acht Arten der Gilde verloren, die das kühlfeuchte Lokalklima im Buchenwald nicht tolerieren. Die restlichen 24 Nadelholzbewohner verbleiben, wenn einzelne Nadelbäume weiterhin in den Buchen-Altbeständen anzutreffen sind. In reinen Buchenwäldern ohne jeglichen Nadelbaum finden sie selbstverständlich kein Fortkommen mehr.

Zusammenfassend betrachtet, entwickelt sich der Artbestand der Schmetterlingsfauna der Baum- und Strauchschicht von 128 Arten im Kiefernforst über 183 Arten im buchenreichen Mischwald zu 174 Arten in den Buchenwäldern (s. Tab. 3.6), wenn noch einzelne Nadelbäume in diesen Wäldern verbleiben (sonst 150 Arten). Eine Zielart der Kiefernbestände hält sich bis in die älteren Mischbestände (*B. nubeculosa*), während in dieser Phase mit *D. velitaris, M. strigula, P. cinnamomeana* und *G. margarotana* vier weitere hinzutreten, wobei nur die beiden ersteren als typische Mischwaldspezies gelten. Während sie in der Endphase des Waldumbaus wieder verschwinden, stellt sich mit *D. obliterata* eine weitere Zielart ein, die als charakteristisches Element in den Buchenwäldern verbleibt.

3.4.2.2 Strauchschicht

Prinzipiell können fast alle der im vorherigen Kapitel getroffenen Aussagen auch auf diese Gilde übertragen werden, da die Larven der meisten Arten mit wenigen Ausnahmen auch den Jungaufwuchs der Baumarten befressen. Es sollen hier jedoch die Arten besonders herausgehoben werden, die an typischen Pflanzen der Strauchschicht (wie Weißdorn, Traubenkirsche, Schlehe u.a.) fressen. Diese Gilde ist mit 19 Arten in den Mischwäldern am stärksten präsent und hat in den Kiefernwäldern keine spezifischen Vertreter, lediglich 5 euryöke Arten finden hier noch einen Nebenlebensraum. In den Buchenwäldern sind insgesamt nur 13 Spezies zu finden, weil sechs typische Mischwaldarten wieder verschwinden. Darunter befindet sich auch *A. strigosa*, die als Zielart betrachtet wird und die als Raupe vor allem an Traubenkirsche lebt.

3.4.3 Krautschicht

3.4.3.1 Zwergstrauchfluren

Die Zwergstrauchbestände der betrachteten Waldtypen beherbergen insbesondere auf moorigen Standorten zwei Zielarten, *A. lediana* und *A. melanaria* (an Sumpfporst und Sumpf-Heidelbeere), die in allen Waldtypen gleichermaßen auftreten können. Sie bleiben folglich vom Waldumbau unbeeinflusst. Im Zuge der Umwandlung der Kiefern- zu buchenreichen Mischwäldern gehen zwei weitere Zielarten verloren (*P. biren* und *O. opima*), die in Wäldern allerdings nur Nebenlebensräume haben. Neben dem Verlust einer weiteren typischen Art (*Anarta myrtilli*) ist ein Zugewinn von zwei spezifischen Mischwaldarten und drei Buchen- und Buchen-Kiefernwaldarten für die buchenreichen Mischwälder zu verzeichnen. Die typischen Mischwaldarten gehen den Buchenwäldern wieder verloren, die hinzugetretene *Sch. taenialis* verbleibt jedoch als Zielart (s.Tab. 1 im Anhang). Sie ist an Heidekrautbestände

im kühl-feuchteren Waldklima der Misch- und Laubwälder gebunden. Da die von Zwergsträuchern und hier insbesondere der Heidelbeere eingenommene Fläche in den Buchenwäldern um ein Vielfaches geringer ist als in den Kiefern- und Mischwäldern, verschwinden weitere elf Vertreter jener Gilde aus den Buchenwäldern. Der Artbestand von Kiefern- über Misch- zu Buchenwäldern entwickelt sie also wie folgt: 26→ 28 → 17 charakteristische Arten (s. Tab.3.6).

3.4.3.2 Ginsterbestände

Ginsterbestände spielen in den untersuchten Waldtypen kaum eine Rolle. Allenfalls der Besenginster tritt in den Misch- und Kiefernwäldern auf und beherbergt hier drei charakteristische Arten. Diese sind ebenso wie die Nahrungspflanze in den Buchenwäldern nicht mehr zu finden.

3.4.3.3 Farnfluren

Da im Buchenwald wie bei den Zwergstrauchheiden der Bestand von Farnen im Vergleich von Kiefern- und Buchenwäldern zurückgeht, weisen Kiefern- und Mischwälder drei typische Vertreter jener Gilde auf, die später den Buchenwäldern fehlen, so dass sich die Artenzahl jener Gruppe auf nur zwei charakteristische Spezies im letztgenannten Waldtyp verringert. Es verschwindet auch die als Zielart gekennzeichnete *C. juventina*, die als Leitart der Adlerfarnfluren der Kiefern- und Kiefernmischwälder gilt.

3.4.3.4 Schleierfluren

Von den Pflanzen der Schleierfluren spielen insbesondere die Brombeerarten eine wichtige Rolle für die Schmetterlingsfauna der untersuchten Waldtypen. Während in den Kiefernwäldern zwölf Spezies jener Gilde zu finden sind, sind es in den Mischwäldern 21 und in den Buchenwäldern 15. Sechs jener Arten der Gilde, die typischerweise in den Buchenwäldern auftreten, stellen sich schon in der Mischwald-Umbauphase ein. Diese hat drei weitere spezifische Vertreter, die in den Buchenwäldern wieder verschwinden. Ausschließlich in den Buchenwäldern ist eine zusätzliche Art der Schleierfluren zu finden. Zielarten sind in der Gilde nicht enthalten.

3.4.3.5 Krautige Vegetation

3.4.3.5.1 Staudenfluren

Die Fauna der Staudenfluren lässt eine deutliche Diverstitätszunahme vom Kiefernwald hin zum Buchenwald von 13 über 27 zu 29 Arten erkennen (s. Tab. 3.6). Während sich im staudenarmen Kiefernwald nur wenige euryöke Arten der Gilde zeigen, treten in der Mischwaldphase 13 Misch- und Laubwaldarten hinzu, die im Buchenwald selbst durch weitere fünf spezifische Vertreter ergänzt werden. Hier stellt sich mit *E. capitata* auch eine Zielart ein, deren Larve an Echtem Springkraut frisst und die folglich an das schattige und kühl-feuchte Waldklima des älteren Buchenwaldes gebunden ist (lebensraumholde und Zielart).

3.4.3.5.2 Krautfluren

Die Schmetterlingsfauna der Krautfluren zeigt in den buchenreichen Mischwäldern mit 57 Arten die höchste Diversität, es folgen die Buchenwälder mit 45 und schließlich die Kiefernwälder mit 38 Arten. Während in der Mischwaldphase der Grundbestand der Krautflurbewohner der Kiefernwälder verbleibt, gesellen sich in diesem Abschnitt des Waldumbaus sieben spezifische Arten hinzu. Weiterhin etablieren sich hier 14 Spezies, die später auch die Buchenwälder besiedeln, darunter zwei oligophag an *Galium* fressende, darunter eine Leitart der Krautfluren der Buchenwälder (*L. suffumata*). Unter den Mischwaldarten befindet sich ebenfalls eine oligophag an *Galium* gebundene Art (*C. polygrammata)*, die zugleich Zielart ist. Sie hat ihre Vorkommensschwerpunkte in Mecklenburg-Vorpommern allerdings außerhalb der Wälder in den trockeneren Wiesengesellschaften. Zudem wird sie nur noch extrem selten gefunden, da sie bereits als vom Aussterben bedroht gilt. Spätestens mit der Wandlung des Waldklimas von trocken-licht zu feucht-schattig verschwinden sowohl Mischwald- als auch Kiefern- und Mischwaldarten (insgesamt 17 Spezies). Drei typische, polyphage Buchenwaldarten treten an ihre Stelle, von denen *X. rhomboidea* als Leit- und Zielart besonderes Interesse verdient..

3.4.3.6 Grasfluren

Unter den Grasflurbewohnern findet sich lediglich eine monophage Spezies. Es ist *Chortodes fluxa*, die an *Calamagrostis epigejos* frisst. Sie gehört gemeinsam mit zwei weiteren Arten der Gilde zu einer Gruppe von Spezies, welche auch noch in der Phase des Waldumbaus in den entstehenden Mischwäldern ausreichende Entwicklungsbedingungen findet, bis schließlich in den Buchenwäldern mit dem Landreitgras *C. epigejos* die existenznotwendige Futterpflanze

ausfällt. Eine typische Art der Grasfluren der Kiefernwälder ist in der Mischwaldphase schon verschwunden (*C. cribraria*), wird aber durch acht charakteristische Mischwaldarten sowie vier Misch- und Buchenwaldarten ersetzt (s. Tab. 1 im Anhang). Da die Mischwaldarten aus den reinen Buchenwäldern wieder verschwinden und nur zwei typische Buchenwaldspezies hinzutreten, liegt die Artenzahl der Buchenwälder mit 34 etwas unter dem Wert der buchenreichen Mischwälder (38), aber immer noch leicht über dem Bestand der Kiefernwälder (26) (s. Tab. 3.6). Immerhin gehört mit *A. epomidion* eine Leitart der Grasfluren der Buchenwälder hierzu, die darüber hinaus auch als Zielart eingestuft ist. Sie profitiert also vom Waldumbau.

3.4.4 Sonderhabitate

3.4.4.1 Moosfluren

Wie bereits erwähnt, ist für die meisten Moosbewohner ein schattiges Waldklima überhaupt eine ausreichende Rahmenbedingung für ihre Existenz. Folglich wird der Großteil der nachgewiesenen Arten durch einen Waldumbau kaum beeinflusst. Lediglich für drei Arten sind engere ökologische Ansprüche zu vermuten. So stellt sich eine Spezies wegen des zunehmenden Laubwaldklimas schon im Mischwald ein, während eine andere Art ausschließlich für Mischwälder charakteristisch scheint. Diese ist in den Buchenwäldern nicht mehr anzutreffen. Ob eine typische Buchen-(oder Laubwald-)art erst in der Phase des reinen Buchenwaldes hinzutritt, kann mangels nachgewiesener Exemplare und Vergleichsangaben in der regionalen Literatur nicht geklärt werden. Zielarten befinden sich innerhalb der Gilde der Moosbewohner nicht.

3.4.4.2 Flechten

Der höchste Anteil an Flechtenbewohnern ist für die Mischwälder des Untersuchungsgebietes festgestellt worden. Hier findet eine charakteristische Art der Erdflechten der Kiefernwälder auch noch ausreichende Existenzbedingungen, während gleichzeitig zwei Vertreter an Baumflechten schon nachgewiesen werden können, die auch in reinen Buchenwäldern vorkommen. Eine typische Mischwaldart dieser Gilde ist in Buchenwäldern nicht mehr anzutreffen. Unter den Flechtenbewohnern befinden sich keine Zielarten, mit *E. sororcula* aber immerhin eine Leitart für flechtenreiche Mischbestände..

3.4.4.3 Verpilztes Holz

Die Gruppe der Pilzfresser antwortet mit einer deutlichen Erhöhung der Diversität auf den Umbau von Kiefern- zu Buchenwäldern. Vier Vertreter der Gilde gehören zu den ausschließlich für Buchenwälder charakteristischen Spezies. Darunter befindet sich mit *T. fulvimitrella* auch eine Leitart jenes Waldtypes, insbesondere seiner späteren Zerfallsphase, die gleichzeitig als Zielart betrachtet wird. Zwei andere charakteristische Buchenwaldarten der Gilde stellen sich schon in der früheren Mischwald-Umbauphase ein, während zwei typische Kiefernwaldarten mit zunehmender Umwandlung der Mischwälder hin zu reinen Buchen-Laubwäldern verschwinden.

3.4.4.4 Modernde Pflanzenreste

Diese Gilde ist in den buchenreichen Mischwäldern am artenreichsten. Da das Dargebot an welken und modernden Pflanzenresten (insbesondere aus der Blattmasse) hinsichtlich seiner Vielfalt in den Kiefernwäldern sehr eingeschränkt ist, zeigen sich dort nur drei Arten. Eine kommt später in reinen Buchenwäldern nicht mehr vor. In den Mischwäldern ist sie hingegen mit zwei weiteren Taxa, die auch in Buchenwäldern selbst vorkommen, noch zu finden. Außerdem wurde eine typische Buchen-Kiefernwaldart in dieser Gilde beobachtet.
Zielarten enthält sie keine.

3.4.4.5 Vogelnester

In Misch- und Buchenwäldern sind zwei Arten jener Gilde anzutreffen. Da über die konkret genutzten Nester nichts bekannt ist, kann zu dem im Rahmen der Untersuchungen festgestellten Fehlen in den Kiefernwäldern keine Aussage getroffen werden.
Zielarten finden sich unter den Bewohnern von Vogelnestern nicht.

3.4.5 Alle Straten

Von den hier subsummierten äußerst polyphagen Spezies ist die überwiegende Mehrzahl unempfindlich gegenüber Waldumbaumaßnahmen. Lediglich zwei Arten kommen nur in Kiefern- und buchenreichen Kiefernwäldern vor, während eine weitere Misch- und Buchenwälder besiedelt und eine dritte nur in Buchenwäldern anzutreffen ist.
Unter all diesen polyphagen Arten sind keine Zielarten zu finden

3.5 Zielarten

Eine Übersicht über die im Rahmen der Untersuchungen festgestellten Zielarten mit Hinweisen zu den von ihnen präferierten Waldtypen zeigt Tab. 3.5 (s. a. Tab. 1 im Anhang).

Die Folgen des Waldumbaus auf die Zielarten der drei untersuchten Waldtypen lässt sich folgendermaßen zusammenfassend darstellen.

Mit beginnendem Unterbau von Buchen in den Kiefernwäldern sowie des zunehmenden Mischwaldcharakters jener Bestände verschwinden zunächst zwei Zielarten aus der Gilde der Zwergstrauchbewohner, die in den Kiefernwäldern allerdings nur einen Nebenlebensraum haben (*O. opima, P. biren*). Die Verringerung der von ihnen besiedelten Flächenanteile in den Waldlebensräumen ist folglich für den Gesamtbestand dieser Arten als wenig dramatisch einzuschätzen.

Eine weitere charakteristische Zielart der Kiefernwälder besiedelt gleichermaßen auch die Kiefern-Mischwälder: *C. juventina*. Sie gehört zur Gilde der Farnflurbewohner und kommt in reinen Buchenwäldern nicht mehr vor. Da sie ihren Hauptlebensraum in den Wäldern hat, gehört sie langfristig zu den „Verlierern“ des Waldumbaus.

Eine Reihe von Zielarten ist in ihrem Auftreten auf die (buchenreichen) Mischwälder beschränkt. Sie kommen nur in dieser Phase des Waldumbaues vor und können darum von den geplanten Maßnahmen lediglich zeitweise profitieren. Unter den Zielarten der Mischwälder befinden sich zwei Nadelholzbewohner (*P. cinnamomeana, G. margarotana*), eine Art der Laubgebüsche (*A. strigosa*; besonders an Traubenkirsche) sowie zwei Vertreter der Eichenbestände (*D. velitaris, M. strigula*). Weiterhin hat die an Labkraut fressende *C. polygrammata* als Offenlandart hier einen Nebenlebensraum.

Schon in der Phase des Mischwaldbetriebes stellt sich eine andere Zielart ein, die auch in reinen Buchenwäldern nachgewiesen wurde: *Sch. taenialis*. Ihre Raupen leben an Heidekraut und profitieren vom feucht-schattigen Waldklima.

Mit der Herausbildung schattiger älterer Buchenwälder verschwinden die sechs genannten typischen Mischwaldarten sowie *C. juventina*. Vier charakteristische Zielarten der Buchenwälder treten jedoch wieder hinzu: *D. obliterata* an Buche, *E. capitata* an Echtem Springkraut, *X. rhomboidea* an krautigen Pflanzen und *A. epomidion* an Gras. Mit ihrer Etablierung ist mutmaßlich erst zu rechnen, wenn die Buchenbestände ein Alter von mehr als 50 Jahren erreicht haben. Wohl weit über 100 Jahre müssen die Buchenwälder alt werden, um sich schließlich zu einem geeigneten Habitat für die letzte Zielart dieses Waldtyps zu entwickeln: *T. fulvimitrella*. Sie kommt erst in der Zerfallsphase des Waldes zum Zuge und frisst dann an insbesondere mit Zunderschwamm verpilztem Holz.

Die sechs Zielarten der Moore und Waldsümpfe werden von den Waldumbaumaßnahmen nicht beeinflusst. Sofern die Bestände der Hauptnahrungspflanzen ihrer Raupen durch waldbauliche Maßnahmen nicht verdrängt werden, ist für ihr Vorkommen der umgebende Waldtyp egal.

4 Ergebnisse der Tagfalteruntersuchungen

Bei den 6 Begehungen je Standort innerhalb des Untersuchungszeitraumes konnten insgesamt 29 Tagfalterarten festgestellt werden (s. Tab. 3 im Anhang). Dies stellt eine relativ niedrige Artenzahl für eine mehrjährige Untersuchung dar. Hierbei muss jedoch berücksichtigt werden, dass die bearbeiteten Standorte alle innerhalb geschlossener Waldungen lagen und somit nur selten typische Tagfalterlebensräume wie strukturreiche Säume und Grenzlinien, besonnte Lichtungen und Waldränder aufwiesen. Nur wenige Tagfalter leben innerhalb von dichten Beständen.

So stellen denn auch die Ubiquisten (10) und Offenlandarten (8) das Gros des beobachteten Faunenspektrums. Weiter vier Arten bevorzugen ebenfalls offene, aber mehr gehölzbetonte Übergangsbereiche. Nur sieben Taxa haben ihren eigentlichen Lebensraum in Wäldern. Sie stellen auch die vier einzigen Arten, die in den Roten Listen als gefährdet geführt werden. Doch nur der Kaisermantel *Argynnis paphia* und – mit einigen Abstrichen – der Trauermantel *Nymphalis antiopa* können dabei als charakteristische Arten der untersuchten Waldtypen angesehen werden, die auch gleichzeitig als Zielarten gelten.

Die einzelnen Standorte unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Tagfalterfauna erheblich (s.Tab. 3 im Anhang). Dabei fallen die Unterschiede innerhalb der einzelnen Waldtypen stärker ins Gewicht als die Differenzen zwischen ihnen. Es gibt praktisch keine Art, die an einen bestimmten Waldtyp gebunden ist. Lediglich der Blaue Eichenzipfelfalter *Neozaphyrus quercus* bevorzugt Laubmischwälder mit Eichenbeständen und der Trauermantel *Nymphalis antiopa* präferiert birkenreiche Kiefern- und Kiefernmischwälder.

So ist es nicht verwunderlich, dass in den jüngeren Beständen Bu(j)M-1, KiBu(m)M-1 und Ki(m)M-1 die höchsten Artenzahlen festgestellt wurden. Offensichtlich weisen diese nicht nur die geeigneteren Saumstrukturen auf, sonder bieten auch insgesamt durch ihre noch nicht so ausgedunkelten Bestände günstigere Lebensbedingungen für die Tagfalter.

Für die Differenzierung der Waldtypen und somit den zu untersuchenden Waldumbau haben die Tagfalter aber wenig Relevanz. Für diese Gruppe sind der Erhalt bzw. die Schaffung von strukturreichen inneren Säumen und Lichtungen von wesentlicher Bedeutung.

5 Schädlinge und Auswertung der Aufsammlung von Larven

5.1 Forstschädlinge

Eine Reihe von Schmetterlingsarten zählt zu den sogenannten Forstschädlingen, da es in mehr oder weniger regelmäßigen Abständen zu Gradationen kommt, in deren Verlauf die Larven Kahlfraß in Wäldern verursachen. Dabei sind vor allem die Kiefernmonokulturen gefährdet, da sie im Gegensatz zu den Laubgehölzen nur bedingt solche Kalamitäten verkraften können, insbesondere wenn sich derartige Vermehrungen von Schädlingen über einige Jahre hinweg aufbauen. Im folgenden Abschnitt sollen daher die Untersuchungsergebnisse dargestellt werden, die das Auftreten der als regelmäßige bzw. gelegentliche Forstschädlinge anzusehenden Arten (nach KOCH 1991; RAZOWSKI 2001 und SLAMKA 1995) betreffen.

***Archips oporana* L.**

A. oporana war im Untersuchungszeitraum eine stete Art in den Kiefern- und Mischwäldern mit einem Vorkommensschwerpunkt in älteren Kiefernbeständen. Sie wurde aber immer nur in wenigen Exemplaren am Licht beobachtet.

***Pandemis cerasana* Hb.**

P. cerasana wurde stet in allen Waldtypen nachgewiesen. Besonders zahlreich (bis zur Häufigkeitsklasse 5) war die Art in alten, laubholzreichen Mischwäldern anzutreffen. Trotz der hohen Abundanzen ergaben sich aber keine Hinweise auf ein Schadauftreten der Raupen.

***Pandemis heparana* Hb.**

P. heparana trat in allen untersuchten Waldtypen sporadisch, aber wenig stet auf. Dieses Verhalten legt den Schluss nahe, dass seine Hauptlebensräume außerhalb der untersuchten Wälder liegen, z.B. eher in Siedlungsbereichen.

***Zeiraphera griseana* Hb.**

Die wenig stete Art trat besonders in Kiefernjungbeständen auf.

***Blasthesthia turionella* L.**

Dieser Kiefernschädling wurde nur einmal im mittelalten Kiefernbestand Ki(m)M-1 in einigen Exemplaren gefunden.

***Rhyacionia pinicolana* Dbld.**

Der Kieferntriebwickler trat stet überall dort auf, wo Kiefern wuchsen. Seine höchste Abundanz erreichte er am Standort KiBu(m)M-1 mit der Häufigkeitsklasse 4. Daneben wurde die Art auch in den mit wenigen Nadelhölzern durchsetzten Laubwäldern und in den Kiefern-Jungbeständen stet nachgewiesen, ohne dass dabei Anzeichen einer Massenentwicklung zu verzeichnen waren.

***Cydia splendana* Hb.**

Die besonders im südlichen Europa oft schädliche Art, zeigte im Untersuchungsgebiet einen Vorkommensschwerpunkt in den Mischwäldern, doch wurden auch Kiefernwälder mit einzelnen Eichen besiedelt. Die Abundanz der Art am Licht überschritt jedoch nie die Häufigkeitsklasse 2.

***Cydia fagiglandana* Z.**

Die Art wurde stet in Buchenwäldern und in buchenreichen Mischwäldern nachgewiesen, scheint aber ganz jungen Buchenbeständen innerhalb der Kiefernwälder zu fehlen. Die höchsten Abundanzen werden regelmäßig in älteren Buchenwäldern erreicht, die Stärke des Auftretens unterlag jedoch auffälligen jährlichen Schwankungen. Ein Schadauftreten wurde während der Untersuchungen nicht festgestellt.

***Dioryctria simplicella* Hein.**

D. simplicella wurde in Misch- und Kiefernwäldern gefunden. Sie war aber überraschend wenig zahlreich und unstet.

***Dioryctria abietella* D. & S.**

Der Zapfenzünsler trat stet in Misch- und Kiefernwäldern auf, besonders dort, wo ältere Kiefern wuchsen. Weniger regelmäßig war die Art dann anzutreffen, wenn nur wenige Kiefern in ausgedehnten Laubholzbeständen vorkamen. Die Abundanz von *D. abietella* am Licht war immer gering, von einem Schadauftreten der Art im Untersuchungszeitraum kann nicht die Rede sein.

***Malacosoma neustria* L.**

Der Ringelspinner kam stet in Misch- und Nadelwäldern mit einzelnen Laubbäumen vor. Die Zeiten von Gradationen der Art in unserem Raum scheinen aber lange der Vergangenheit anzugehören. Aus den letzten 30 Jahren sind aus Mecklenburg-Vorpommern keine Fälle von

Massenvermehrungen der Art bekannt. Im Gegenteil, es hat eher den Anschein, dass der Ringelspinner zunehmende Bestandseinbußen aufweist.

***Dendrolimus pini* L.**

Der Kiefernspinner trat in allen untersuchten Waldtypen stet in Erscheinung, also selbst dort, wo nur einzelne Kiefern wuchsen, doch erreichte er nie höhere Abundanzen (maximal Häufigkeitsklasse 2, also ca 10 Ex. an einem Abend).

***Hyloicus pinastri* L.**

Der Kiefernschwärmer war wie *D. pini* in allen Waldtypen anzutreffen und mied auch die Laubhölzer mit wenigen Nadelbäumen nicht, doch trat auch er nur mit geringen Abundanzen (max. HK 2) auf.

***Erannis defoliaria* Cl.**

Der Große Frostspanner wurde stet lediglich in einem Buchenwald nachgewiesen. Es ist nicht zu klären, ob dies methodisch bedingt ist (späte Flugzeit). Jedoch konnte bei den Aufsammlung von Larven ebenfalls kein Schadauftreten an Buche oder anderen Laubhölzern festgestellt werden.

***Bupalus piniaria* L.**

Der Kiefernspanner wurde in allen untersuchten Waldtypen angetroffen, doch überstiegen seine Abundanzen nie die Häufigkeitsklasse 3. Weniger stet trat er allerdings in Laubbeständen mit nur einzelnen Kiefern auf.

***Operophtera brumata* L.**

O. brumata wurde nur in einzelnen Exemplaren in Buchenwäldern gefunden. Hier könnten wie bei *E. defoliaria* Erfassungsdefizite aufgrund der gewählten Untersuchungszeiträume die Ursache für den unerwartet spärlichen Nachweis sein. Ein Schadauftreten der Raupen wurde aber auch bei dieser Art nicht beobachtet.

***Thaumatocampa pinivora* Tr.**

Der Kiefernprozessionsspinner kam ziemlich stet in den Kiefern- und buchenreichen Kiefern-Mischwäldern vor. Dabei bevorzugte er offensichtlich ältere Bestände, ohne dabei

nennenswerte Abundanzen zu erreichen, Raupenkalamitäten wurden ebenfalls nicht beobachtet.

***Panolis flammea* D. & S.**

Die Kiefernforleule konnte während der Untersuchungen in allen Waldtypen sehr stet nachgewiesen werden, selbst wenn nur einzelne Kiefern in den Laubholzbeständen wuchsen. Dennoch erreichte die Art keine größeren Abundanzen. Lediglich einmal im Jahre 2000 trat *P. flammea* am Standort KiBu(a)M-2 mit der Häufigkeitsklasse 5 (50 – 100 Ex.) zahlreicher auf. In den Folgejahren und an allen anderen Standorten überstieg sie nie das Level von 15 Exemplaren an einem Abend.

***Agrotis segetum* D. & S.**

A. segetum kommt nach Literaturangaben (KOCH 1991, EBERT 1998) auch an den Wurzeln von Nadelgehölzen vor. Darum könnte auch die hohe Stetigkeit der Art im Kiefernstangenholz ein Indiz für den Fraß der Art an jungen Kiefernwurzeln sein. Doch überstieg ihre Abundanz nie die Häufigkeitsklasse 1, dies bedeutet, dass die Art praktisch keine Rolle als Schädling spielen konnte.

***Agrotis vestigialis* Hufn.**

Nach KOCH (1991) kann die Larve der Art an jungen Kiefernsaaten durch Wurzelfraß schädlich werden. Sie wurde im Zuge der Untersuchungen in Kiefern- und Mischwäldern stet, jedoch nie die Häufigkeitsklasse 2 übersteigend, gefunden.

***Lymantria monacha* L.**

Die Nonne gilt als einer der gefürchtetsten Waldschädlinge, befallen ihre Larven doch Nadel- wie Laubholz gleichermaßen. Im Untersuchungszeitraum trat die Art in allen untersuchten Waldtypen gleichermaßen häufig (HK 3) und stet auf. Eine Ausnahme bildete wiederum der Standort KiBu(a)M-2 im Jahr 2000, wo die Nonne mit bis zu 100 Ex. an einem Abend häufiger registriert wurde.

***Calliteara pudibunda* L.**

Der Buchen-Streckfuß war stet in allen Waldtypen zu finden, wegen des geringen Anteils an Laubhölzern aber weniger regelmäßig in den jungen Kiefern-Stangenhölzern. Nur im Jahr 2000 kam er in dem danach nicht weiter untersuchten Buchen-Eichenmischwald in größerer

Zahl (HK 5) sowie im NSG Heilige Hallen (Bu(a)M-3, HK 6) ausgesprochen häufig ans Licht, ohne dass in diesem Jahr auffällige Fraßschäden an den Buchen zu beobachten waren.

***Pseudoips prasinana* L.**

Der Kleine Kahn trat mit Ausnahme junger Kiefern-Stangenhölzer sowie laubholzfreier Kiefernwälder stet in allen Waldtypen auf, doch erreichte er kaum mehr als die Häufigkeitsklasse 1.

***Orgyia antiqua* L.**

Der Bürstenbinder gilt eher als ein Bewohner der offenen, parkartigen Landschaften. Daher war er während der Untersuchungen nur in den buchenreichen Mischwäldern sporadisch anzutreffen. In keinem Falle wurden mehr als 5 Exemplare an einem Tage beobachtet, auch Larvenfunde größerer Zahl gelangen nicht.

5.2 Schädlinge im Land- und Gartenbau

Zu den Schädlingen im Land- und Gartenbau zählen von den nachgewiesenen Arten *Nomophila noctuella, Autographa gamma, Diloba caeruleocephala, Lacanobia oleracea, Melanchra persicariae, Mamestra brassicae, Cerapteryx graminis, Agrotis ipsilon* und *A. segetum* (siehe auch Kap. 5.1). Bis auf *D. caeruleocephala* zählen sie alle zu den charakteristischen Arten der Krautschicht in den untersuchten Waldtypen.

Tab. 3.7: Maximale Häufigkeitsklassen potentieller Land- und Gartenbauschädlinge, Serrahn 2000-2002

Art	Max. Häufigkeitsklasse
Nomophila noctuella	3
Autographa gamma	1
Diloba caeruleocephala	1
Lacanobia oleracea	1
Melanchra persicariae	1
Mamestra brassicae	2
Cerapteryx graminis	2
Agrotis ipsilon	2
Agrotis segetum	1

Die maximal ermittelten Häufigkeiten gibt Tabelle 3.7 wieder. Angesichts der relativ geringen Abundanzen kann für keine der aufgeführten Arten eine Schadwirkung auf Pflanzenarten der Krautschicht der untersuchten Waldtypen nachgewiesen bzw. angenommen werden. Es ist davon auszugehen, dass Gradationen dieser Arten nur außerhalb der Waldgebiete vorkommen.

5.3 Sonstige potentiell schädliche Arten

Bei den Lichtfangbeobachtungen fielen einige Arten durch besonders hohe Abundanzen auf (s. Tab. 3.8). Dabei handelt es sich im wesentlichen um Arten, deren Larven die Zwergsträucher (Blaubeeren) bzw. Buchen als Nahrung präferieren.

Tab. 3.8: Maximale Häufigkeitsklassen sonstiger potentieller Schädlinge, Serrahn 2000-2002

Art	Max. Häufigkeitsklasse
Euproctis similis	4
Calocasa coryli	5/6
Hypena crassalis	6
Itame brunneata	6
Cepphis advenaria	6
Campaea margaritata	6
Cyclophora linearia	6
Idaea aversata	6
Rhinoprora debiliata	3/6
Epirrita christyi	5

Im letzten Untersuchungsjahr erfolgte daher auf ausgewählten Probeflächen eine gezielte Suche nach den Larven dieser Arten. Das Abklopfen von Buchenunterwuchs und der Einsatz von Streifkeschern an den Blaubeerbeständen ergab jedoch überraschenderweise in keinem Falle Hinweise auf mögliche Massenvermehrungen der Arten. Offensichtlich sind die beobachteten Abundanzen der Arten noch normal für diese Waldtypen.

Buchenwälder verkraften also das gehäufte Auftreten solcher Arten wie *C. coryli, C. margaritata, C. linearia* und *E. christyi* problemlos. Bemerkenswerterweise waren die höchsten Abundanzen dieser Arten sowie des Buchenstreckschwanzes *C. pudibunda* am

Standort Bu(a)M-3 zu verzeichnen. Dieses reife Stadium der natürlichen Sukzession stellt also das Optimum für die klassischen Buchenfresser dar.

Die üppigen Blaubeerbestände der untersuchten Mischwälder boten offensichtlich ebenso ideale Habitatbedingungen für eine zweite Gruppe von häufig auftretenden Arten: *E. similis, H. crassalis, I. brunneata* und *R. debiliata*. Bemerkenswerterweise befinden sich mit *H. crassalis* und *R. debiliata* zwei Arten darunter, die in der Roten Liste von Mecklenburg-Vorpommern als gefährdet geführt werden. Die zwergstrauchreichen Mischwaldbestände tragen also in nicht unerheblichem Maß zur Bestandssicherung dieser Artengruppe bei.

Mit der Geometride *C. advenaria* trat an einem Standort (KiBu(a)M-2) im Jahr 2000 auch eine an Adlerfarn lebende Art gehäuft auf. Sowohl die betroffene Futterpflanze als auch die sonstigen Abundanzen der Art in den übrigen Jahren und Untersuchungsgebieten geben keinen Anlass zu Befürchtungen, dass hier Schäden auftreten könnten. Ganz ähnlich liegt der Fall bei der Geometride *I. aversata*. Sie wurde sowohl im reifen Buchenwald (Bu(a)M-1) als auch im alten Mischbestand (KiBu(a)M-1) in hohen Zahlen nachgewiesen. Auffälligerweise konzentrieren sich auch diese Spitzen auf das Jahr 2000. Ansonsten gilt die Art als weitverbreitete, wenig spezialisierte Waldspezies aus der Gilde der Allesfresser. Somit liegt auch in diesem Falle kein Grund vor, dass Schäden durch das gehäufte Auftreten der Art hervorgerufen werden könnten. *I. aversata* lebt bevorzugt von welkem Laub aller Baumarten und sonstigen absterbenden Pflanzenteilen. Damit leisten solche Arten einen wichtigen Beitrag bei der Umsetzung des Stoffhaushaltes.

6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Ergebnis der dreijährigen Untersuchungen zur Schmetterlingsfauna der drei Waldtypen stellten sich die Kiefern-Buchenmischbestände bei allen betrachteten Parametern als die artenreichsten Lebensräume heraus (s. Abb.8 und 9 sowie Tab. 3.4 und 3.6). Sie weisen die höchste Diversität auf und beherbergen die meisten gefährdeten, Leit-, lebensraumholden sowie Zielarten. Jüngere Mischbestände erreichten die größte Diversität, während sich in den reiferen Phasen die meisten Leit- und Zielarten nachweisen ließen.

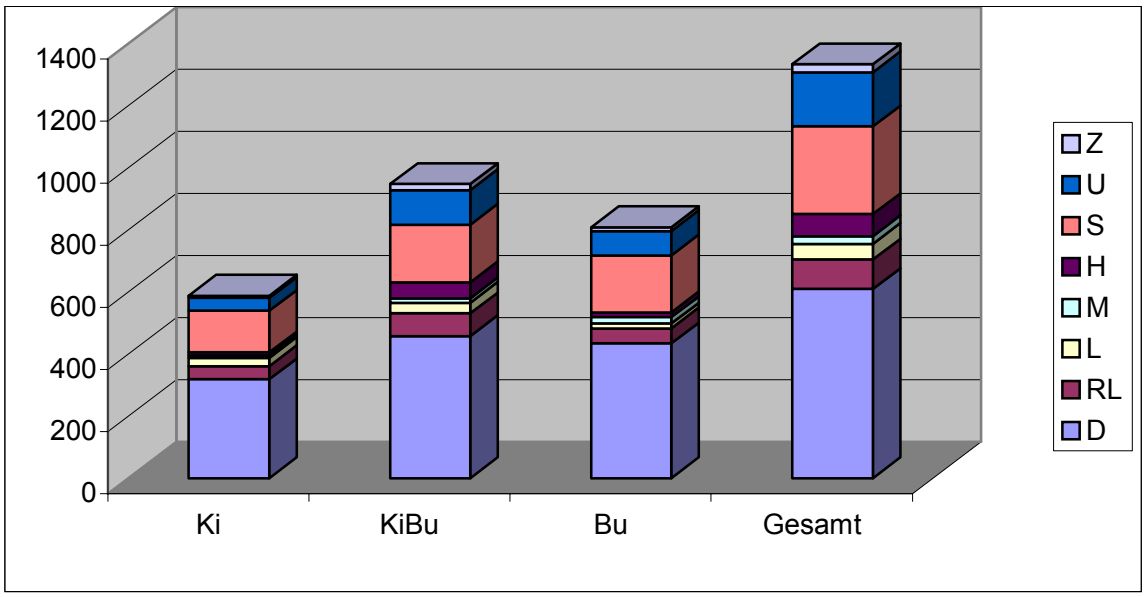


Abb. 9: Zusammenfassende Darstellung der Untersuchungsergebnisse, Serrahn 2000-2002

Legende: Ki – Kiefernstandorte, gesamt; KiBu – Kiefern.-Buchenstandorte, gesamt; Bu – Buchenstandorte, gesamt; D – Gesamtartenzahlen (Diversität); RL – Anzahl Arten der Roten Listen D und MV; L – Anzahl der Leitarten; M - Leitarten der Moore und Sümpfe; H – Anzahl lebensraumholder Arten; S – Anzahl der steten Begleiter; U – Anzahl der unsteten (zufälligen) Begleiter; Z – Anzahl der Zielarten

In den Buchenwaldstandorten wird ebenfalls eine hohe Diversität erreicht, dies wird durch annähernd gleich hohe Werte der steten Begleiter gegenüber den Mischwaldbeständen unterstrichen. Bei den gefährdeten, den lebensraumholden und den Zielarten erreicht dieser Waldtyp zwar geringere Zahlen als die Mischwälder, doch liegen diese z.T. deutlich über den Beträgen der reinen Kiefernbestände. In der niedrigsten Zahl der Leitarten kommt die spezifische Habitatausprägung der Buchenwälder zum Ausdruck, dafür befinden sich vor allem hoch spezialisierte Zielarten darunter, die nur hier ihre notwendigen Lebensraumansprüche realisieren können. Jüngere Buchenbestände weisen – bedingt durch mögliche stärkere Randeinflüsse – eine höhere Diversität auf. Doch bleiben sie hinsichtlich

der charakteristischen Arten hinter den älteren Beständen zurück. Dies betrifft alle übrigen Parameter und wird noch dadurch unterstrichen, dass insbesondere die für den Buchenwald charakteristischen Leit- und Zielarten der verschiedenen Straten vorrangig in den Altbeständen ihren Siedlungsschwerpunkt haben.
Die geringsten Werte erreichen bei fast allen Parametern die Kiefernstandorte. Eine Ausnahme bilden lediglich die Leitarten, die hier gegenüber dem Buchenwald zahlreicher auftreten. Es handelt sich dabei jedoch um die typischen Nadelwaldbewohner, die keine spezifischen Lebensraumansprüche aufweisen und in allen Mischwäldern ebenfalls vorkommen.

Für den anstehenden großflächigen Waldumbau in Mecklenburg-Vorpommern ergeben sich hieraus verschiedene Schlussfolgerungen. Zunächst ist dabei in Betracht zu ziehen, dass es sich dabei um einen längeren Prozess handelt, der wahrscheinlich mehr als 100 Jahre in Anspruch nehmen wird. Dadurch wird das Zwischenglied dieses Umbaus, der Kiefernmischwald, für einen langen Zeitraum das bestimmende Erscheinungsbild unserer Wälder sein. Auch langfristig wird der Mischbestand im Wirtschaftswald eine große Rolle spielen. Dies bedeutet, dass für die Schmetterlingsfauna insgesamt bessere Bedingungen geschaffen werden. Alle unter den entsprechenden Kapiteln getroffenen Aussagen unterstreichen diese Feststellung. Der Anteil der reinen Buchenwaldstandorte wird sich langfristig erhöhen. Dies erfolgt jedoch nur langsam und betrifft dann in der Regel ältere Bestände, die aus den reifen Mischwäldern hervorgehen. Auch dieser Prozess ist unter lepidopterologischen Gesichtspunkten sehr positiv zu sehen. Zwar werden die rein an Nadelbestände gebundenen Leit- und Zielarten aus diesen Beständen verschwinden. Dies betrifft jedoch nur zwei Zielarten, die zudem in den Kiefernwäldern nur einen Nebenlebensraum haben. Dafür treten hochspezialisierte Arten in den Vordergrund, die gegenwärtig zu den am höchsten gefährdeten und seltenen Spezies gehören. Für die Nadelwaldarten wird es dennoch ausreichend zur Verfügung stehende Lebensräume geben, die Mischwälder beherbergen (fast) alle dieser charakteristischen Arten und es wird stets eine ausreichende Flächenkulisse dieser Bestände aller Altersklassen geben.
Abschließend sollen noch einige spezielle Schlussfolgerungen aus den Untersuchungsergebnissen abgeleitet und konkrete Hinweise für den anstehenden Waldumbau gegebene werden. Diese beziehen sich vor allem auf den langfristigen Erhalt und die Förderung der Leit- und Zielarten.

1. **In Mischwäldern sollte darauf geachtet werden, dass größere Adlerfarnbestände (ab 0,5 ha) erhalten bleiben, um der Noctuide *C. juventina* die entsprechenden Habitatbedingungen zu sichern.**
2. **In die zu entwickelnden Buchenwälder sollten auch einzelne Nadelhölzer bzw. kleinere Inseln davon (vorhandene Bestände von Kiefer, Fichte, Lärche) integriert werden. Dies dient sowohl der Förderung der Diversität im allgemeinen wie auch von speziellen Arten wie *Cydia milleniana* und *C. zebeana* im besonderen, die hier in Mecklenburg-Vorpommern ihre Verbreitungsgrenze erreichen. Vorrangig wird dabei aber der Erhalt solcher Zielarten wie *P. cinnamomeana* und *G. margarotana* ermöglicht.**
3. **Die zu entwickelnden Buchenwälder sollten – wo vorhanden - von kleineren Eicheninseln durchsetzt bleiben, um zahlreichen an ältere Eichen gebundene Arten wie *M. strigula* aber auch *Moma alpium* weiterhin Existenzbedingungen zu sichern. Beim Unterbau in Kiefernforsten ist die Eiche ebenfalls an geeigneten ärmeren Standorten horstweise zu berücksichtigen. Diese Maßnahme würde zumindest mittelfristig das Überleben der stark gefährdeten Notodontide *D. velitaris* sichern.**
4. **In der Mischwaldphase sollten ebenfalls Birken toleriert werden, um der Gilde der Birkenbewohner ausreichende Lebensräume im Untersuchungsgebiet zu bieten.**
5. **Die Traubenkirsche gilt beim Forstmann als wenig geliebtes "Unkraut". In der Endphase des Waldumbaus hat die Art auch keine Chance mehr. In der (langen) Zwischenphase des Mischwaldstadiums wird es jedoch auch ohne spezielle Förderung immer wieder ausreichende Bestände geben, die der Leit- und Zielart *A. strigosa* ein Überleben ermöglichen. Daher sollte ein gänzliches Unterdrücken dieser Strauchart schon aus Kostengründen nicht erfolgen.**
6. **In etablierten Buchenwäldern sollte sich der Deckungsgrad der Strauchschicht so entwickeln, dass keine großflächige Ausdunkelung stattfindet. Durch Auflockerung und unterschiedlichen Altersklassenaufbau werden die Lebensraumbedingungen der Leit- und Zielarten der Stauden-, Kraut- und Grasfluren verbessert: *Sh. scrophulariae, E. capitata, X. rhomboidea* und A. *epomidion*. Darüber hinaus profitiert mit *D. obliterata* hiervon auch eine Charakterart des Buchenwaldes, die bevorzugt warme besonnte Stellen mit Buchenjungaufwuchs besiedelt. Artenreiche, gut ausgeprägte Krautfluren an den**

Waldinnensäumen sind darüber hinaus der Lebensraum für zahlreiche Tagfalterarten. Stellvertretend sei hier der Kaisermantel *A. paphia* genannt, der an verschiedenen Veilchenarten lebt.

7. **In Buchenaltbeständen sollte für ausreichende Anteile an stehendem Totholz (alte, dicke Stämme!) gesorgt werden, um die Ansiedlung von *T. fulvimitrella* als Art des Zerfallsstadiums jener Wälder und weiterer Vertreter dieser Gilde zu ermöglichen.**
8. **Waldmoore und –sümpfe sind im Zuge des Waldumbaus als besonders geschützte Biotope zu erhalten. Für einen verbesserten Wasserhaushalt ist unbedingt zu sorgen. Damit werden die Vorkommen zahlreicher Leit- und Zielarten gefördert. Ihre Lebensräume (Moore) fallen ohnehin aus forstlicher Sicht für eine wirtschaftliche Nutzung aus. Insbesondere sind Bestände mit Sumpfporst und Sumpf-Heidelbeere beim Einsatz der Forsttechnik auszusparen, um Vorkommen von *A. melanaria* und *A. lediana* zu erhalten.**
9. **Die an Pappel/Espe und Weide gebundenen Arten können vorrangig dadurch gefördert werden, dass diese „Forstunkräuter“ an inneren Säumen (Wege, Lichtungen u.ä.) toleriert werden. Sie stellen wesentliche Nischen für zahlreiche Schmetterlingsarten dar, darunter auch für einige der attraktivsten Tagfalter wie Kleiner und Großer Schillerfalter, Großer Eisvogel, C-Falter und Trauermantel.**

7 Literatur

BEMBENEK, H. & R. KRAUSE (1984): Ergebnisse des quantitativen Lichtfanges von Noctuiden in verschiedenen Biozönosen der Hinteren Sächsischen Schweiz. – Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden 11 (4) (1983): 67 – 108.

BLAB, J. & KUDRNA, O. (1982): Hilfsprogramm für Schmetterlinge. - Kilda-Verlag, Greven.

BRADLEY, J.D.; TREMEWAN, W.G. & A.SMITH (1973): British Tortricoid Moths. Cochylidae and Tortricidae: Tortricinae. – Johnson und E.W.Classey, London, Hampton.

-,- & - (1979): British Tortricoid Moths. Tortricidae: Olethreutinae. – Brit.Mus., London.

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Bonn-Bad Godesberg.

EBERT, G. (Hrsg.) (1991-2001): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bd. 1- 8 – Eugen Ulmer Verlag Stuttgart.

FAJCIK, J. & F. SLAMKA (1996): Die Schmetterlinge Mitteleuropas. Vol. 1. – Eigenverlag, Bratislava.

FAJCIK, J. (1998): Die Schmetterlinge Mitteleuropas. Vol. 2. - Eigenverlag, Bratislava.

FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. – IHW-Verlag Eching.

GAEDICKE, R. & W. HEINICKE (Hrsg.) (1999): Entomofauna Germanica, Bd. 3: Verzeichnis der Schmetterlinge Deutschlands. – Ent. Nach. Ber.(Dresden) Beiheft 5.

HÖTTINGER, H. (2002): Tagfalter als Bioindikatoren in naturschutzrelevanten Planungen (Lepidoptera: Rhopalocera & Hesperiidae). – Insecta **8**/2002: 5- 69.

KARISCH, T. (1995): Die Schmetterlinge der Fichtenwälder des Hochharzes (Insecta: Lepidoptera). – Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden **20** (7): 89-131.

KARSHOLT, O. & J. RAZOWSKI (Eds.) (1996): The Lepidoptera of Europe. A Distributional Checklist. – Apollo Books Stenstrup.

KOCH, M. (1991): Wir bestimmen Schmetterlinge. – Radebeul.

KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (1997): Die Bedeutung von biozönologischen Untersuchungen für die naturschutzfachliche Bewertung von Landschaftsausschnitten. – NNA-Berichte 3/97, 61-94.

KRATOCHWIL, A. & A. SCHWABE (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften: Biozönologie. - Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, 756 S.

MIRONOV, V. (2003): The Geometrid Moths of Europe. Vol. 4: Larentiinae II (Perizomini and Eupitheciini). – Apollo Books, Stenstrup, 464 S.

MEDVEDEV, G.S. (1989): Keys to the Insects of the European Part of the USSR. Vol.IV. Lepidoptera, Part I. – E.J.Brill, Leiden, New York, Kobenhavn, Köln.

OEHLKE, J. (HRSG.) (1996): Zoologische Leitarten und Zielarten der bedeutsamsten Biotoptypen des Bundeslandes Brandenburg – Teil Wirbellose Tiere, Endbericht 1996. – Gutachten der FH

Eberswalde im Auftrage d. Min. f. Umwelt, Naturschutz und Raumordnung d. Landes Brandenburg.

PALM, E. (1989): Nordeuropas Prydvinger. – Fauna Bogner, Kobenhavn.

RAZOWSKI, J. (2001): Die Tortriciden (Lepidoptera, Tortricidae) Mitteleuropas. – Bratislava, 319 S.

SCHÜTZE, K.T. (1931): Die Biologie der Kleinschmetterlinge unter besonderer Berücksichtigung ihrer Nährpflanzen und Erscheinungszeiten. – Verlag des I.E.V., Frankfurt a. M., 235 S.

SLAMKA, F. (1995): Die Zünslerfalter (Pyraloidea) Mitteleuropas. – Eigenv., Bratislava, 112 S.

TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie in Forschung und Anwendung, Margraf, Weikersheim; **5**: 254 S.

WACHLIN, V. (1993): Rote Liste der gefährdeten Tagfalter Mecklenburg-Vorpommerns, 1.Fassung. Hrsg. Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - Schwerin.

WACHLIN, V.; KALLIES, A. & H.HOPPE (1997): Rote Liste der gefährdeten Großschmetterlinge Mecklenburg-Vorpommerns (unter Ausschluß der Tagfalter). Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern. -Schwerin.

Anhang

Tab. 2: Arten der Roten Listen, Serrahn 2000 – 2002

lfd. Nr.	Koch Nr.	**Familie**, Gattung, Art	RL M-V	RL D	Ökologische Gruppe	UF 1 - Bu(a)M-1 Gesamthäufigkeit 2000	UF 1 - Bu(a)M-1 Gesamthäufigkeit 2001	UF 1 - Bu(a)M-1 Gesamthäufigkeit 2002	**UF 1 - Bu(a)M-1 Stetigkeit 2000-2002**	UF 2 - KiBu(a)M-1 Gesamthäufigkeit 2000	UF 2 - KiBu(a)M-1 Gesamthäufigkeit 2001	UF 2 - KiBu(a)M-1 Gesamthäufigkeit 2002	**UF 2 - KiBu(a)M-1 Stetigkeit 2000-2002**	UF 3 - Ki(m)M-1 Gesamthäufigkeit 2001	UF 3 - Ki(m)M-1 Gesamthäufigkeit 2002	**UF 3 - Ki(m)M-1 Stetigkeit 2001/2002**	UF 4 - Bu(j)M-1 Gesamthäufigkeit 2001	UF 4 - Bu(j)M-1 Gesamthäufigkeit 2002	**UF 4 - Bu(j)M-1 Stetigkeit 2001/2002**	UF 5 - Ki(j)M-1 Gesamthäufigkeit 2001	UF 5 - Ki(j)M-1 Gesamthäufigkeit 2002	**UF 5 - Ki(j)M-1 Stetigkeit 2001/2002**	UF 6 - KiBu(m)M-1 Gesamthäufigkeit 2001	UF 6 - KiBu(m)M-1 Gesamthäufigkeit 2002	**UF 6 - KiBu(m)M-1 Stetigkeit 2001/2002**	UF 7_2000 - KiBu(a)M-2 Häufigkeit 2000	UF 8_2000 - BuEi(m)M-1 Häufigkeit 2000
		H E P I A L I D A E																											
1	212	Pharmacis fusconebulosa DE GEER	3		W					2	2	E	**V**	2	1	**V**				1		**II**	2	E	**IV**	2	
		P S Y C H I D A E																											
2	n.b.	Proutia betulina ZELLER	K		W,G	1	1	1	**V**									1	**II**										
		L I M A C O D I D A E																											
3	182	Heterogenea asella D. & SCHIF.	K	V	W	2	2	3	**V**	1	1	2	**V**				2	1	**V**				1	E	**IV**	4	3
		L A S I O C A M P I D A E																											
4	91	Malacosoma castrensis L.	3	3	O,X									E	E	**III**													
		E N D R O M I D A E																											
5	111	Endromis versicolora L.		V	W,F									1	E	**IV**								E	**I**				
		S A T U R N I I A E																											
6	119	Saturnia pavonia L.	3		O,G																			E	**I**				
		S P H I N G I D A E																											
7	123	Sphinx ligustri L.	3		G												E		**I**				E		**I**				

		THYATIRIDAE																													
8	177	Cymatophorina diluta D. & SCHIF.	3		W																			E	**I**					
9	179	Polyploca ridens F.	3		W,G																			E	**I**					
		NOTODONTIDAE																													
10	89	Thaumatocampa pinivora TR.	3		W					1			**II**	E	1	**IV**				1	**II**	1	1	**V**							
11	155	Notodonta tritophus D. & SCHIF.	3		W,G																								E		
12	160	Drymonia obliterata ESP.	4		W,G	E	E	E	**III**																		E				
13	147	Drymonia querna D. & SCHIF.	4		W,G									E		**I**															
14	159	Drymonia velitaris HUFN.	4	2	G,W					1	E	1	**V**										E	**I**	1						
15	158	Leucodonta bicoloria D. & SCHIF.	3		W,G	2E	E	1	**V**	1	1	2	**V**	E		**I**		1	**II**			E	1	**IV**	2						
16	163	Ptilodontella cucullina D. & SCHIF.	3		G,W	1	E	1	**V**	E	1	1	**V**	E	1	**IV**	1	1	**V**												
17	161	Odontosia carmelita ESP.	3		G,W					1			**II**				E		**I**												
		NOLIDAE																													
18	26	Meganola strigula D. & SCHIF.	2	V	W,G					1	1	1	**V**											E	**I**	1	E				
19	25	Meganola albula D. & SCHIF.		V	G,W									E		**I**								1	**II**						
		ARCTIIDAE																													
20	31	Thumata senex HB.		V	W,F		E	1	**IV**					E		**I**	1		**II**												
21	32	Miltochrista miniata FORST.		V	W			E	**I**					E		**I**										1					
22	49	Atolmis rubricollis L.	2	G	W										E	**I**															
23	40	Eilema griseola HBN.		V	W,G	1		1	**V**	2	2	2	**V**	1	1	**V**		1	**II**			1	1	**V**	1	1					
24	44	Eilema lutarella L.		3	O,X									E		**I**	E		**I**			1		**II**							
25	46	Eilema sororcula HUFN.	2		W		1		**II**													E		**I**	E						
26	51	Coscinia cribraria L.	3	V	O,G		E		**I**					1	E	**IV**															
27	66	Arctia caja L.		V	O		E	1	**IV**	1	E	E	**V**	E	1	**IV**		E	**I**			E	1	**IV**	1						
28	69	Callimorpha dominula L.	3		F,G							E	**I**				2	1	**V**												
		NOCTUIDAE																													
29	3	Moma alpium OSBECK	3	V	W,G					2	E	E	**V**	1		**II**						1	2E	**V**	2	1					
30	7	Acronicta strigosa D. & SCHIF.	3	2	G,W																				E						
31	15	Acronicta menyanthidis ESP.	1	2	F (Moore)		E	1	**IV**			E	**I**																		

32	452	Schrankia taenialis HBN.	2	G	W,X		E		**I**							E		**I**						2E		
33	396	Catocala fraxini L.	3	V	G,W					E			**I**														
34	429	Aedia funestra ESP.	4		G																			E		
35	448	Hypena crassalis F.	3		W	1	2	1	**V**	6	3	6	**V**	6	3	**V**	1	2	**V**	1	1	**V**	3	3	**V**	6	1
36	386	Emmelia trabealis SCOP.	2	V	O,X									E		**I**											
37	383	Deltote uncula CL.		V	O,F						E		**I**														
38	192	Shargacucullia scrophulariae D. & SCHIF.	2		W,G													E	**I**								
39	198	Brachionycha nubecuosa ESP.	2	V	W,G							E	**I**		1	**II**								2	**II**		
40	308	Talpophila matura HUFN.	3		O,X																		1		**II**		
41	309	Hyppa rectininea ESP.	2	V	W					2		1	**V**													1	
42	305	Callopistria juventina STOLL	4		W,X					1	E	E	**V**	2	1	**V**				1	E	**IV**		1	**II**	1	
43	203	Lithomoia solidaginis HBN.	3	3	W	E			**I**	1	E	E	**V**	E	E	**III**										1	
44	205	Lithophane socia HUFN.	2		W,G					E			**I**	E		**I**										E	E
45	208	Lithophane furcifera HUFN.	3		W,G						E		**I**													E	
46	210	Xylena vetusta HBN.	3	V	O,F																					E	
47	211	Xylena exoleta L.	3	V	W,X										E	**I**											
48	212	Xylocampa areola ESP.		V	W																			E	**I**		
49	223	Dryobotodes eremita F.	3		W													E	**I**								
50	229	Antitype chi L.	3		W,G																		E		**I**		
51	218	Dichonia aprilina L.	3	V	W,G																						E
52	270	Apamea epomidion HAW.	2		W	1		1	**V**																		
53	292	Celaena haworthii CURTIS	2	3	Moor	E	E		**III**																	1	
54	354	Chortodes fluxa HBN.		3	O,F															1		**II**	1	1	**V**		
55	363	Coenobia rufa HAW.	3	V	O,F										E	**I**											
56	374	Anarta myrtilli L.	3	V	O,X										1	**II**											
57	117	Lacanobia splendens HBN.	3	3	O,F																					E	
58	121	Papestra biren GOEZE	1	V	W,F										E	**II**											
59	158	Mythimna turca L.	3	V	W,F	E		E	**III**	1		2E	**V**	1	E	**IV**								E	**I**	E	
60	155	Orthosia opima HBN.	2	3	G,O									E		**I**											
61	138	Pachetra sagittigera HUFN.	3		W,G																		1	1	**V**		

62	101	Noctua orbona HUFN.		3	W,G					1		E	**IV**										E		**I**				
63	95	Epilecta linogrisea D. & SCHIF.	4	3	O,X																		E		**I**				
64	86	Eurois occulta L.		V	G,F	1	1	1	**V**		1	1	**V**	1	1	**V**	E	2E	**III**				E	E	**III**	1			
65	74	Xestia rhomboidea ESP.	3		W	E			**I**																			E	
66	389	Nycteola revayana SCOP.	3		G,W																			E	**I**	E			
		G E O M E T R I D A E																											
67	281	Abraxas grossulariata L.		V	G,W													E	**I**				E		**I**				
68	325	Macaria signaria HBN.	3		W (NW)					1	E	E	**V**	E		**I**	E		**I**		1	**II**							
69	317	Epione repandaria HUFN.	3		W,G					2			**II**				E		**I**										
70	300	Ennomos quercinaria HUFN.	3		W,G	E	1		**IV**			1	**II**				1		**II**										
71	358	Deileptenia ribeata CL.	3		W (NW)		E	E	**III**	1	E	E	**V**							E	1	**IV**	E	1	**IV**				
72	280	Arichanna melanaria L.	2	2	Moor	2E	1	E	**V**	E	1		**IV**					E	**I**							1			
73	369	Paradarisa consonaria HBN.	3		W	4	2	1	**V**	1	1	1	**V**	E		**I**	1	1	**V**				1		**II**	3	3		
74	8	Pseudoterpna pruinata HUFN.	3		O,X																			E	**I**				
75	10	Comibaena bajularia D. & SCHIF.		V	W,G	E			**I**	2	E		**IV**													1	E		
76	15	Thalera fimbrialis SCOP.	3		O,X																			E	**I**				
77	18	Jodis putata L.	3	V	W					1	1	2	**V**	1	1	**V**								1	**II**	1			
78	24	Cyclophora pendularia CL.	3	3	W,F													E	**I**										
79	44	Scopula nigropunctata HUFN.	2		W		1	E	**IV**	1	2	1	**V**	1	1	**V**							1	E	**IV**	1			
80	33	Scopula rubiginata HUFN.	3		O,X						E		**I**	E		**I**													
81	31	Scopula ternata SCHRANK	3		G,O					2		2	**V**	2	2	**V**							1	1	**V**	2			
82	49	Idaea ochrata SCOP.	3		O,X																		E		**I**				
83	170	Costaconvexa polygrammata BKH.	1	3	O,F					E		E	**III**																
84	171	Ecliptopera capitata H.-S.	2	V	W,F	E	E		**III**	1			**I**																
85	129	Chloroclysta siterata HUFN.	3		W,G																			E	**I**				
86	166	Euphia biangulata HAW.	3		W										1	**II**											1		
87	186	Perizoma affinitata STEPH.	3	V	G,F												1	1	**V**				2		**II**				
88	150	Perizoma parallelolineata RETZ.	3		W,G					E			**I**		E	**I**													
89	212	Eupithecia plumbeolata HAW.	3		W,O	1	E	1	**V**		1		**II**													1	2E		
90	213	Eupithecia abietaria GOEZE	K		W (NW)					1	E		**IV**	1	E	**IV**										1			

91	256	Eupithecia pimpinellata HBN.	3		G									1		**II**	E		**I**								
92	263	Eupithecia dodoneata GN.	2		W													1	**II**					E	**I**	E	E
93	271	Rhinoprora chloerata MAB.	3	3	G									3	1	**V**	1	1	**V**							1	
94	273	Rhinoprora debiliata HBN.	3	V	W	3	E	2	**V**	6	1	3	**V**	1	2	**V**		E	**I**	E		**I**	1	1	**V**	3	2
95	95	Acasis viretata HBN.	3	3	W,G																			E	**I**		
		Arten insgesamt:				161	166	168	**211**	192	206	194	**270**	195	181	**233**	188	194	**242**	71	75	**91**	204	237	**287**	208	160
		davon Rote-Liste-Arten	81	49		20	22	20	**29**	33	26	28	**42**	33	27	**41**	17	19	**28**	6	5	**8**	27	32	**44**	37	15
		Prozent (%) der festgestellten Arten				12,4	13,3	12	**13,8**	17,2	12,6	14,4	**15,6**	16,9	14,9	**17,6**	9	9,8	**11,6**	8,5	6,7	**8,8**	13,2	13,5	**15,3**	17,8	9,4

Legende: U – Ubiquisten, O – mesophile Offenlandsarten, G – Bewohner gehölzbetonter Übergangsbereiche, W – mesophile Waldarten, F – Feuchtgebietsbewohner, X – Bewohner xerothermophiler Standorte;

Abschlußbericht

Vorhabensbezeichnung:	**Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Buchenwäldern**	
Auftragnehmer:	Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. Kratzeburg	**Kennzeichen:** **0339757**
Bearbeiter:	Dr. Reinhard Klenke (Projektleitung) Dipl.-Biol. Martin Biedermann Mario Keller Dipl.-Biol. Dirk Lämmel Dipl.-Biol. Franziska Neubert Dipl.-Biol. Wigbert Schorcht Dipl.-Ing. (FH) Alica Tschierschke Franziska Zillmann	
Laufzeit des Vorhabens:	15.04.2000 - 31.04.2003	
Berichtszeitraum:	15.04.2000 - 31.04.2003	

Reinhard Klenke	Projektleitung und hauptverantwortlich für die Abfassung und Redaktion des Gesamtberichtes. GIS (Aufbau/Pflege Datenbestand) Säugetiere (Methoden, Datenerhebung und Auswertung; mit Ausnahme Siebenschläfer), Vögel (tlw. Methoden, Auswertung), Landschaftsökologie/Synopse (Methoden, Auswertung)
Martin Biedermann	Fledermäuse (Methoden, Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile)
Mario Keller	Vegetations- und Strukturkartierung (Methoden, Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile), Kleinsäuger (Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile)
Dirk Lämmel	Vögel (Methoden, Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile)
Franziska Neubert	Siebenschläfer (Methoden, Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile), Kleinsäuger (Datenerhebung)
Wigbert Schorcht	Fledermäuse (Methoden, Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile)
Alica Tschierschke	Flächendeckende Strukturkartierung (Methoden, Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile), Säugetiere (Datenerhebung)
Franziska Zillmann	Strukturkartierung, Stratennutzung Vögel, Telemetrie Schwarzspecht (Datenerhebung, Auswertung, Berichtsteile)

1 ZIELE 5
1.1 GESAMTZIEL DES VORHABENS 5
1.2 WISSENSCHAFTLICHE ARBEITSZIELE DES VORHABENS 5
2 FORSCHUNGSANSATZ, MATERIAL UND METHODEN 6
2.1 ERMITTLUNG DES BIODIVERSITÄT-ISTZUSTANDES IN NATURNAHEN WALDTYPEN 6
2.2 ERMITTLUNG DES BIODIVERSITÄT-ISTZUSTANDES IN BEWIRTSCHAFTETEN UND DEM UMBAUPROZESS ENTSPRECHENDEN WALDTYPEN 6
2.3 PERSONALEINSATZ UND QUALIFIZIERUNGSSTRATEGIE 6
2.4 ZUM FLÄCHENKONZEPT 7
2.5 VERWENDETE METHODEN 10
2.5.1 Totholzdichte und zoologisch relevante Strukturmerkmale 10
2.5.1.1 Detaillierte Kartierung der horizontalen und vertikalen Vegetationsstruktur 12
2.5.2 Vögel 15
2.5.2.1 Erweiterte Revierkartierung 15
2.5.2.2 Spechttelemetrie 18
2.5.2.3 Verhalten bei der Nahrungssuche und Strukturnutzung 19
2.5.3 Säugetiere 21
2.5.3.1 Fledermäuse 21
2.5.3.1.1 Telemetrie 22
2.5.3.1.2 Quartiere 24
2.5.3.2 Kleinsäuger 25
2.5.3.2.1 Datenerhebung 26
2.5.3.2.2 Datenauswertung 26
2.5.3.3 Siebenschläfer 28
2.6 ERGÄNZENDE STRUKTURKARTIERUNGEN UND LUFTBILDANALYSEN 29
2.6.1 Allgemeine Daten 29
3 ERGEBNISSE 29
3.1 FLÄCHENDECKENDE ERHEBUNG ZOOLOGISCH RELEVANTER STRUKTURMERKMALE 29
3.1.1 Häufigkeitsverteilung der Spechthöhlen 33
3.2 VÖGEL 36
3.2.1 Erweiterte Revierkartierung 36
3.2.2 Vergleich der Wald-Umbaustadien im Hinblick auf die Vogelbesiedlung 44
3.2.3 Einfluss von Totholz auf die Brutvogelabundanzen der Untersuchungsflächen 49
3.2.4 Telemetrie 52
3.2.4.1 Telemetrische Untersuchung am Mittelspecht 52
3.2.4.2 Aktionsräume des Mittelspechts 52
3.2.4.3 Verhaltensbeobachtungen an besenderten Mittelspechten im Buchenbestand 57
3.2.4.3.1 Nutzung spezifischer Strukturen an Rotbuchen 57
3.2.4.3.2 Randbäume von Kronenlücken 58
3.2.4.3.3 Nutzung anderer Baumarten im Rotbuchenbestand 58
3.2.4.4 Brutplatzwahl des Mittelspechts 59
3.2.4.5 Telemetrische Untersuchung am Schwarzspecht 60
3.2.4.5.1 Aktionsräume des Schwarzspechts 60
3.2.4.5.2 Verhaltensbeobachtungen an besenderten Schwarzspechten im Laubholzbestand 62
3.2.4.5.3 Verhaltensbeobachtungen an besenderten Schwarzspechten im Nadelholzbestand 63
3.2.4.5.4 Vergleich der Beobachtungen besenderter Schwarzspechte in unbewirtschafteten und in bewirtschafteten Waldbeständen 63
3.2.4.5.5 Brutplatzwahl des Schwarzspechts 64
3.2.5 Verhalten bei der Nahrungssuche und Strukturnutzung silvicoler Vogelarten 65
3.3 SÄUGETIERE 79
3.3.1 Fledermäuse 79
3.3.1.1 Untersuchung der Fledermausfauna und Jagdgesellschaften 79
3.3.1.1.1 Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn 79
3.3.1.1.2 Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof 80
3.3.1.1.3 Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl 81
3.3.1.1.4 Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz 81
3.3.1.1.5 Kontrolle von Baumquartieren 81
3.3.1.1.6 Intensität der Flächennutzung 81

3.3.1.1.7 Wertung der faunistischen Daten 82
3.3.1.2 Telemetrieuntersuchungen 86
3.3.1.2.1 Kurzportraits der Telemetrie-Nächte 88
3.3.1.2.2 Quartierstrukturen 90
3.3.1.2.3 Quartiergemeinschaften 93
3.3.1.2.4 Quartiergebiete 93
3.3.1.2.5 Aktionsräume 95
3.3.1.2.6 Entfernung zum Tagesquartier 98
3.3.1.2.7 Jagd-Habitat-Präferenzen 101
3.3.1.2.8 Jagdverhalten 102
3.3.2 Kleinsäuger 103
3.3.2.1 Bestandsstruktur auf den befangenen Flächen 103
3.3.2.1.1 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 Gnewitz (Karten 1 und 5) 103
3.3.2.1.2 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 Wokuhl (Karten 2 und 6) 104
3.3.2.1.3 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 Wilhelminenhof (Karten 3 und 7) 104
3.3.2.1.4 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 Serrahn (Karten 4 und 8) 105
3.3.2.2 Flächen- und Volumenanteile einzelner Vegetations- und Strukturelemente 115
3.3.2.3 Fangergebnisse 117
3.3.2.3.1 Artbezogene Auswertung 118
3.3.2.3.2 Räumliche Verteilung der Kleinsäugerfänge 123
3.3.2.3.3 Kleinsäugerrelevante Strukturmerkmale 131
3.3.2.3.4 Bestandsdynamik 132
3.3.2.3.5 Wechselbeziehungen Kleinsäuger – Habitat und mögliche Schadwirkungen 142
3.3.3 Siebenschläfer 144

4 ZUSAMMENFASSUNG UND MÖGLICHE AUSSAGEN IM HINBLICK AUF DIE ÜBERFÜHRUNG VON ERGEBNISSEN IN DIE FORSTLICHE PRAXIS 146

4.1 VÖGEL 147
4.1.1 Strukturkartierung 147
4.1.2 Brutvögel 147
4.1.3 Verhaltensbeobachtungen 148
4.1.4 Spechttelemetrie 148
4.2 SÄUGETIERE 149
4.2.1 Fledermausfauna und Jagdgesellschaften 149
4.2.2 Fledermaustelemetrie 149
4.2.3 Kleinsäugerzönosen 151

5 VERNETZUNG MIT ANDEREN TEILPROJEKTEN 152

6 LAUFENDE UND ABGESCHLOSSENE QUALIFIZIERUNGSARBEITEN, VERÖFFENTLICHUNGEN 153

7 PROBLEME 153

8 LITERATUR 154

1 Ziele

1.1 Gesamtziel des Vorhabens

Die Untersuchungen sollten im Rahmen des Projektes „Bodenbiologische und ökofaunistische Untersuchungen zur Abschätzung von Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland“ das Arbeitsmodul D für das Stratum Baumschicht liefern. Sie gliederten sich in einen ornithologischen, einen säugetierkundlichen sowie einen fachübergreifend synoptischen Teil und hatten folgende Ziele:

1. die Abhängigkeiten der Avi- und Theriozönosen von der lateralen und horizontalen Struktur und dem Altersaufbau des Waldes aufzuklären,
2. mögliche Reaktionen der genannten Tiergruppen auf den Waldumbau abzuschätzen und
3. Wege aufzuzeigen, wie während des Waldumbaus bereits durch Ausnutzung von Strukturanalogien wesentliche Beiträge für die Verbesserung der Bestandssituation von besonders gefährdeten Vogel- und Säugetierarten geleistet werden können.

Aus diesen Zielvorstellungen ergab sich ein direkter Bezug zu praktischen Fragen des Waldumbaus und den Zielen des Förderprogramms „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“, wobei der Hauptschwerpunkt des Vorhabens in der Bereitstellung naturschutzfachlicher Grundlagen gesehen wurde.

Die Ergebnisse werden als Teil des von dem Gesamtprojekt (s. Kooperation) erbrachten Datenmaterials der Bewertung zukünftiger waldwirtschaftlicher Maßnahmen für das nordostdeutsche Tiefland dienen können. Für ein kleineres Modellgebiet von ca. 300 km² liegt ein Datenbestand vor, mit dem konkrete raumbezogene Szenarien erstellt werden können, die eine direkte Überprüfung der Ergebnisse anhand der zukünftigen Entwicklung erlauben.

1.2 Wissenschaftliche Arbeitsziele des Vorhabens

Das Vorhaben widmete sich explizit der Abschätzung von Folgen, die sich aus der geplanten Überführung des gewachsenen Wirtschaftswaldes in einen naturnahen, möglichst standortgerechten Wald ergeben können und sollte - insbesondere aus Sicht des Schutzes von Vogel- und Säugetierarten - Empfehlungen für die Strukturierung liefern. Eine herausragende Rolle spielte dabei der Vergleich der derzeitig dominierenden horizontalen und vertikalen Organisation sowie der Alterszusammensetzung in wirtschaftlich genutzten Waldbeständen mit naturnahen Referenzzuständen.

Die konkreten Arbeitsziele waren im ornithologischen Bereich:

1. die Analyse der Zusammensetzung von Brutvogelgesellschaften in Buchenbeständen unterschiedlicher Umbaustufen und der Vergleich mit Referenzzuständen in naturnahen Buchenbeständen,
2. die Herausarbeitung und Quantifizierung der wichtigsten Habitat- und Raumansprüche einiger besonders wichtiger Arten (Mittel- und Schwarzspecht, ggf. Hohltaube) im Buchenwald,
3. die Auswertung vorhandener Daten aus dem BMBF-Projekt „Unzerschnittene Landschaftsräume“ im Hinblick auf die Zusammenhänge zwischen der großräumigen Waldstruktur und der Besiedlung mit Greifvögeln;

für den säugetierkundlichen Teil:

die Analyse der Zusammensetzung und Dichte von Fledermausjagdgesellschaften in Buchenbeständen unterschiedlicher Umbaustufen und der Vergleich mit dem Referenzzustand in naturnahen Buchenbeständen,

1. die Herausarbeitung und Quantifizierung der wichtigsten Habitatansprüche ausgewählter Säugetierarten (Rauhhautfledermaus, Braunes Langohr, eingeschränkt Siebenschläfer) im Buchenwald,
2. die Untersuchung der Zusammensetzung von Kleinsäugergesellschaften in Buchenbeständen unterschiedlicher Umbaustufen und der Vergleich mit dem Referenzzustand in naturnahen Buchenbeständen;

und für den synoptischen Teil:

1. die Hauptunterschiede und die möglichen Strukturanalogien zwischen Wirtschaftswäldern und dem Referenzzustand aufzuzeigen,
2. die Erstellung von gebietsbezogenen Habitatmodellen für die Vogel- und Säugetierarten, deren Habitatansprüche in hinreichender Qualität quantifiziert werden konnten,
3. mit Hilfe der gebietsbezogenen Habitatmodelle auf der Basis von vorhandenen waldbaulichen Daten und den gefundenen Strukturanalogien Szenarien zu entwickeln, aus deren Ergebnis die Konsequenzen des geplanten Waldumbaus deutlicher werden.

2 Forschungsansatz, Material und Methoden

2.1 Ermittlung des Biodiversität-Istzustandes in naturnahen Waldtypen

Die Untersuchungen in den unbewirtschafteten naturnahen Waldtypen sollten Daten über Referenzzustände liefern. Auf Flächen dieses Typs wurden alle geplanten Untersuchungen durchgeführt:

- Untersuchungen zur Zusammensetzung der Avizönose durch Revierkartierung,
- Untersuchungen zur Zusammensetzung und Dichte der Fledermausjagdgesellschaft mit bioakustischen Kartierungen und Netzfängen,
- Untersuchungen der Kleinsäugergesellschaft am Boden,
- Untersuchungen zur Habitatnutzung von Vögeln und Säugetieren mit Telemetrie.

2.2 Ermittlung des Biodiversität-Istzustandes in bewirtschafteten und dem Umbauprozess entsprechenden Waldtypen

Auf den anderen bewirtschafteten bzw. für den Umbau typischen Standorten wurden nicht alle Untersuchungsformen in dieser Zusammenstellung durchgeführt, sondern ein nach Aufwand abgestuftes Set.

Für die Habitatanalyse und -modellierung wurde auf Grund der bei Beginn des Projektes vorhandenen Datenlage das von den topographischen Kartenblättern (Maßstab 1:25.000) „Carpin“, „Feldberg“ und „Ballin, Quadrant 3 und 4“ umschriebene Gebiet gewählt, in dem sich beim jetzigen Raumkonzept auch ein großer Teil der Untersuchungsflächen befindet. Dieses Gebiet wurde gegen Ende des Projektes in südwestlicher Richtung ausgedehnt und mit sowohl geographischen als auch forstkundlichen Daten untersetzt, um es an die erzielten Beobachtungen der großräumig agierenden Tiere (Schwarzspecht) anzupassen.

2.3 Personaleinsatz und Qualifizierungsstrategie

Die Untersuchungen wurden hauptsächlich durch den Projektleiter und einen projektfinanzierten Mitarbeiter durchgeführt. Für die Fledermaustelemetrie wurden zusätzlich zwei diesbezüglich qualifizierte Mitarbeiter (Diplom-Biologen) über Werkvertragsmittel gebunden. Wesentliches Kernelement der Konzeption war die Abklärung von Detailfragen im Rahmen von Qualifizierungsarbeiten. So wurden im Rahmen des Projektes drei Diplomarbeiten abgeschlossen (TSCHIERSCHKE 2002, KELLER 2003) bzw. stehen kurz vor dem Abschluss (ZILLMANN 2003). Große Teile der ornithologischen Ergebnisse sollen den Grundstock für eine Dissertation legen

(LÄMMEL). Außerdem haben - neben zwei Zivildienstleistenden - eine Vielzahl von Praktikanten mitgewirkt. Katrin Böhme, Annika Börst, Dorit Fabian, Michael Franz, Axel Griesau, Katja Grosche, Marius Grund, Marlen Gubsch, Katharina Holz, Robert Illing, Sabine Käbert, Stefan Lange, Ina Milke, Bianca Nowodworski, Ralf Schachler, Martin Sedlaczek, Anna Wilke sei an dieser Stelle ganz herzlich für ihren großen Einsatz gedankt.

Durch Herrn Horst Prill (Serrahn) haben wir wertvolle Unterstützung durch Literatur und Informationen über die Vogel- und Fledermausfauna Serrahns erhalten. Dem Nationalpark Müritz danken wir herzlich für die Erlaubnis, im Gebiet arbeiten zu können, sowie für vielfache organisatorische Unterstützung. Besonderer Dank gilt hier dem Leiter Herrn Meßner, den verantwortlichen Mitarbeitern des Sachgebietes 22 (Forschung & Monitoring), Herrn Schwoerer-Böhning und Herrn Nüske, sowie den Mitarbeitern des Sachgebietes 11 und 13, Frau Freitag und Frau Schulz.

2.4 Zum Flächenkonzept

Das im Berichtszeitraum 2001 aufgestellte Flächenkonzept wurde beibehalten (Abbildung 1), aber bei der Brutvogelkartierung um eine Fläche erweitert. Diese Fläche wurde durch die Universität Lüneburg detaillierter bearbeitet. Die Fangorte und Flächen liegen entweder in nächster Nähe oder decken sich weitestgehend mit den Stellen, an denen die kooperierenden Arbeitsgruppen arbeiten. In der Regel umschließen sie Probeflächen der anderen Arbeitsgruppen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Übereinstimmung bzw. Deckung der Flächen

Forstrevier	Fläche	Flächentyp	Universität Greifswald	GNL Kratzeburg	Universität Lüneburg
NLP Serrahn	Alte 121	KiBu(a)M2	uni_hgw_01	gnl_01	uni_lg_01
NLP Serrahn	Am Heckenwärterhaus	KiBu(a)M1	uni_hgw_02	gnl_05	
NLP Serrahn	Willerts Mühle	BuEi(m)M1	uni_hgw_03	gnl_04	uni_lg_01
NLP Serrahn	Kernzone nördlicher Teil	Bu(a)M2	uni_hgw_04	gnl_02	uni_lg_01
NLP Serrahn	Am Weg zum Heckenwärterhaus	Ki(m)M1	uni_hgw_05	-	-
Wilhelminenhof	Wilhelminenhof Richtung Zechow	Bu(m)M1	uni_hgw_06	-	-
Lüttenhagen	Buchenjungwuchs	Bu(j)M1	uni_hgw_07	-	-
Gnewitz	Gnewitz (gezäunt)	KiBu(m)M1	uni_hgw_08	gnl_10	-
Gnewitz	Wokuhl (ungezäunt)	KiBu(m)M2	uni_hgw_09	gnl_08	-
Gnewitz	Kiefernschonung Quadensee	Ki(j)M1	uni_hgw_10	gnl_07	-
Gnewitz	Düsterförde	Ki(a)M1	uni_hgw_11	-	-
Lüttenhagen	Heilige Hallen	Bu(a)M3	-	gnl_13	-
NLP Serrahn	Kernzone östlicher Teil	Bu(a)M4	-	gnl_12	uni_lg_01
Wilhelminenhof	Am Baresel	Bu(m)M2	-	gnl_11	uni_lg_02
NLP Serrahn	Kernzone südlicher Teil	Bu(a)M1	-	gnl_03	uni_lg_01
NLP Serrahn	Steinmühle	Bu(m)M3	-	gnl_06	-
Gnewitz	Wokuhl südlich Weg Gnewitz	Ki(j)M2	-	gnl_09	-

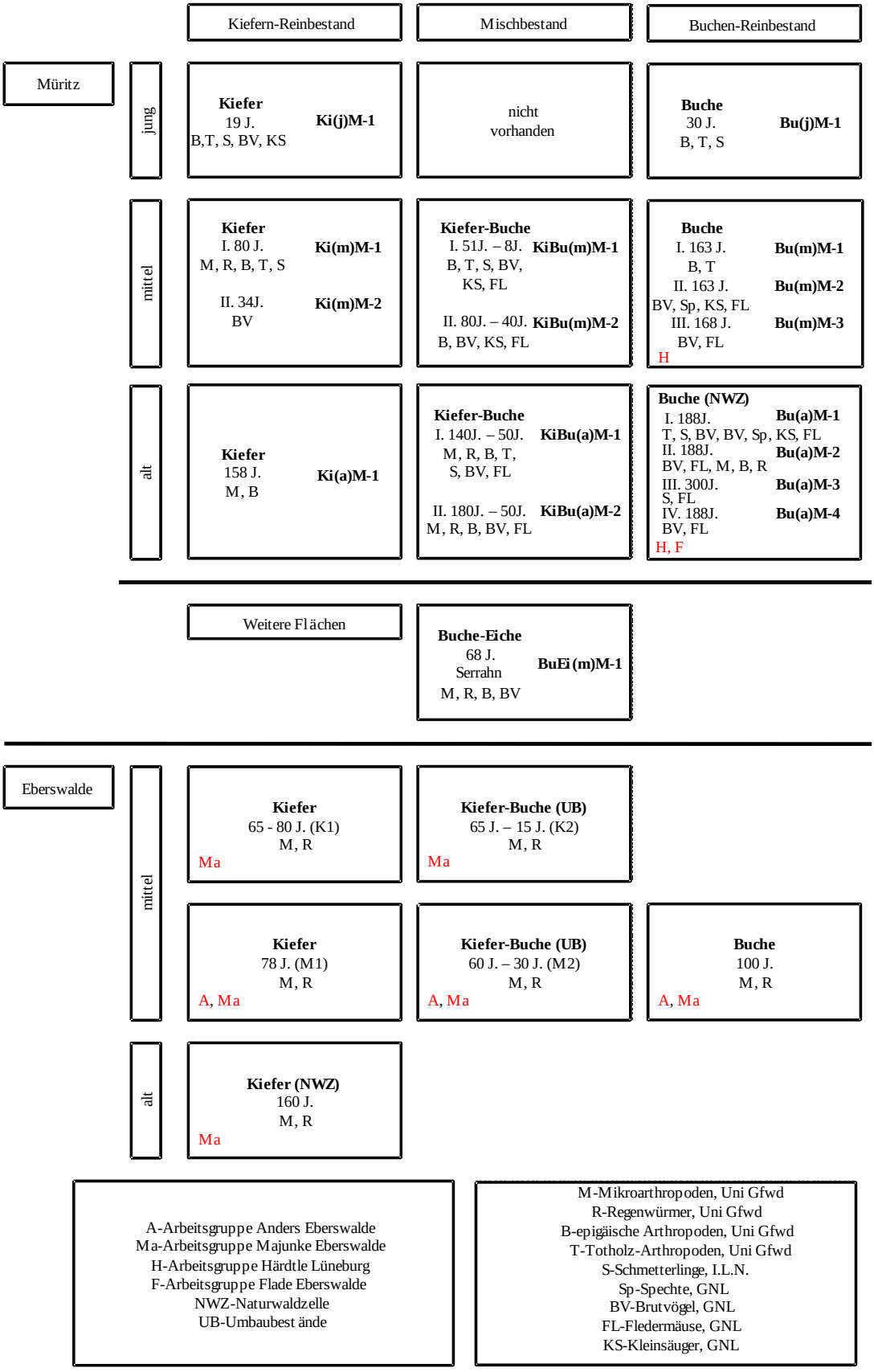


Abbildung 1: Flächenkonzept (Bezeichnung: Baumart[2.Baumart](Alter)Untersuchungsraum-Laufende Nummer**)**

Das Flächenkonzept der GNL wurde streng hierarchisch aufgebaut. In einem Untersuchungsgebiet von ca. 300 km², das den Raum für den auch prospektive

Aussagen für die großräumig agierenden Arten getroffen werden sollen umfasst, wurden Untersuchungsflächen ausgewählt, die i.d.R. zwischen 20 und 40 ha groß sind. Innerhalb dieser Untersuchungsflächen liegen wiederum kleinere Untersuchungsflächen definierter Größe für die Untersuchungen der Kleinsäugerpopulationen, Verhaltensbeobachtungen nahrungssuchender Vögel sowie detaillierte Aufnahmen der Vegetations- und Bestandsstruktur. Auch die Fangpunkte für Fledermäuse befinden sich innerhalb dieser Flächen. Somit können Aussagen auf topischer, mikro- und mesochorischer Ebene getroffen werden.

Wichtigste Bedingung für die Flächenfestlegung war die Abstimmung mit den Projektpartnern. Hierbei wurde sich an die Vorgaben der Kollegen von der Universität Lüneburg und des Landesamtes für Forsten und Großschutzgebiete gehalten. Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen „Waldstruktur“ und „Vegetationskunde“ der Universität Lüneburg waren für die Auswertungen im Rahmen des ornithologischen und des säugetierkundlichen Teilprojektes von ausschlaggebender Bedeutung, da hier wichtige zusätzliche Habitatstrukturparameter für die flächenbezogenen Analysen der Avifauna, Kleinsäuger- und Fledermauszönosen in GIS erhoben wurden. In gleicher Weise sind Querbeziehungen zu den zoologischen Modulen herstellbar. In Tabelle 2 sind die Untersuchungsgebiete der Brutvogelkartierung zusammengestellt und mit charakterisierenden Parametern beschrieben.

Tabelle 2: Charakterisierung der Untersuchungsflächen

Fläche	Beprobung	Flächengrösse [ha]	Flächenumfang [m]	Charakteristika der Flächen	Flächendetails
Ki(j)M1	2001	15,6	1966,3	Reinbestand Gemeine Kiefer 34jährig, bewirtschaftet	wenige junge Rotbuchen als Einzelbäume
Ki(j)M2	2001	12,9	1936,0	Reinbestand Gemeine Kiefer 19jährig, bewirtschaftet	vergraste Bestandslücken
KiBu(m)M1	2001 2002	11,9	1446,8	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 51jährig / 8jährig, bewirtschaftet	
KiBu(m)M2	2001 2002	6,9	1183,7	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 80jährig / 40jährig, bewirtschaftet	Waldlichtung in Nachbarschaft
Bu(m)M2	2001 2002	44,7	3561,8	Reinbestand Rotbuche 160jährig, bewirtschaftet	großes Moor (Baresel), eingestreute Nadelhölzer, Douglasieninseln
Bu(m)M3	2000	45,2	2799,8	Reinbestand Rotbuche 170jährig, bewirtschaftet	Waldrandlage, angrenzender Grünower See, Waldmoore
BuEi(m)M1	2000 2001	44,2	4382,4	Mischbestand Rotbuche-Traubeneiche 68jährig / 68jährig, bewirtschaftet	Teilbereiche mit Altholzbeständen, Nadelholzinseln
KiBu(a)M1	2000 2001 2002	44,2	3468,9	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 180jährig / 50jährig, unbewirtschaftet	aufgelockerter Kiefernbestand im Norden mit 10-50j Laubholzunterbau
KiBu(a)M2	2000 2001	39,9	2664,4	Mischbestand Gemeine Kiefer-Rotbuche 140jährig / 80jährig, unbewirtschaftet	Teilbereiche mit bestandsbildenden alten Rotbuchen, Nadelgehölzgruppen, Waldschneise, Waldmoor, benachbart zu Riedfläche Großer Serrahnsee
Bu(a)M1	2000 2001 2002	36,3	2812,1	Reinbestand Rotbuche 188jährig, unbewirtschaftet	Eichen-Beimischung im Oberstand, Nadelholzinseln, Waldlichtung
Bu(a)M2	2000	32,5	2412,5	Reinbestand Rotbuche 188jährig, unbewirtschaftet	Waldmoore
Bu(a)M3	2000 2001			Reinbestand Rotbuche 300jährig, unbewirtschaftet	Waldmoore, eingestreute Nadelhölzer
Bu(a)M4	2002	17,5	1706,0	Reinbestand Rotbuche 188jährig, unbewirtschaftet	Waldmoore

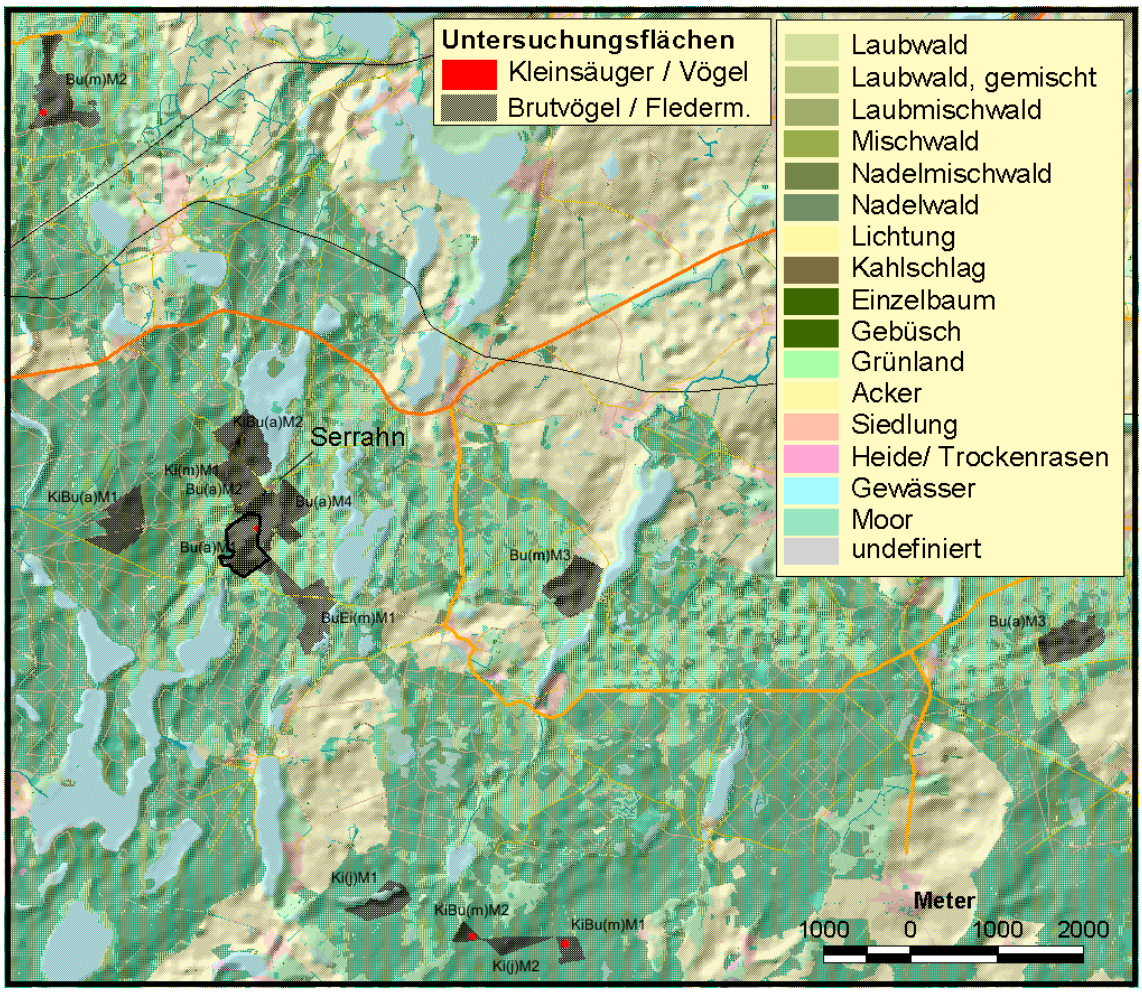


Abbildung 2: Lage der Untersuchungsgebiete innerhalb (Ki(m)M1, KiBu(a)M1, KiBu(a)M2, BuEi(m)M1, Bu(a)M1, Bu(a)M2, Bu(a)M4) und außerhalb (Ki(j)M1, Ki(j)M2, KiBu(m)M1, KiBu(m)M2, Bu(m)M2, Bu(a)M3) des Müritz-Nationalparks im Kreis Mecklenburg-Strelitz

2.5 Verwendete Methoden

2.5.1 Totholzdichte und zoologisch relevante Strukturmerkmale

Das Projekt hat von vornherein auf die enge Kooperation mit Partnern im Verbund gesetzt, insbesondere um auf Strukturdaten zurückgreifen zu können, die für die umfassende Beantwortung der Fragestellungen unabdingbar sind. Allerdings waren durch den zeitlichen Ablauf der Partnerprojekte, hier besonders gemeint das Projekt von Prof. Härdtle (Universität Lüneburg) Probleme vorprogrammiert. Der gleichzeitige Start beider Projekte, ohne Vorlauf für die Grundlagenuntersuchungen (Universität Lüneburg), hat zum einen zu Problemen und starken Verzögerungen bei der endgültigen Festlegung der Untersuchungsflächen für die zoologischen Teilprojekte geführt. Zweitens führte es zur begrenzten bzw. sehr späten Bereitstellung von Ergebnissen aus dem genannten Projekt, die für die Untersuchung der Zusammenhänge von Waldstruktur und -fauna essentiell sind. Darüber hinaus wurden durch dieses Projekt nicht alle zoologisch relevanten Strukturen in der erforderlichen Raumdeckung erfasst.

Relativ früh war deshalb klar, dass einige dieser Untersuchungen durch das zoologische Teilprojekt durchgeführt werden mussten. Gelöst wurde das Problem durch die Vergabe eines Diplomarbeitsthemas und den Einsatz von Praktikanten. So wurde im Winter 2000 eine flächendeckende Kartierung aller Tothölzer, Spechtbäume, Strukturen und Wuchsformen auf den Brutvogel-Untersuchungsflächen Bu(m)M2 und Bu(a)M1

durchgeführt (TSCHIERSCHKE 2001), denen im Herbst des selben Jahres eine ebensolche Aufnahme auf den Untersuchungsflächen KiBu(m)M1 und KiBu(m)M2 folgte.

Diese großflächigen Kartierungen bauen auf der Methodik der Universität Lüneburg auf und ergänzen diese um zoologisch relevante Parameter wie z. B. Höhlen, Risse und Ausprägungen der Rinde. Im Unterschied zum Vorgehen der Universität Lüneburg wurden sie flächendeckend und nicht stichprobenartig durchgeführt, um direkte räumliche Bezüge herstellen zu können.

Weiterhin wurden detaillierte Vegetationsaufnahmen auf kleineren Flächen im Rahmen von zwei weiteren eher zoologisch ausgerichteten Diplomarbeiten durchgeführt (KELLER 2003, ZILLMANN in Vorb.; siehe Kapitel 2.5.1.1 auf S. 12*ff*).

Weil die Ergebnisse der Strukturaufnahmen Grundlage für zoologische Analysen darstellen bzw. deren Methodik darauf zurückgreift, werden sie an erster Stelle dargestellt.

Die Strukturaufnahme liefert Daten zum dominierenden Merkmal Totholzreichtum, seine Verteilung, Quantität und Qualität (Dimension und Zersetzungsgrad) sowie zum Höhlenangebot. Sie erfolgte im zweiten Viertel des Jahres 2001, von Anfang März bis Anfang Mai, da die Laubbäume dann ohne Blätter und damit die Stämme gut einsichtig waren. Mit Hilfe eines GPS-Gerätes GARMIN 12XL wurde in allen Untersuchungsgebieten für alle stehenden und liegenden Tothölzer sowie alle Spechtbäume der Rechts- und Hochwert mit für diesen Zweck hinreichender Genauigkeit zwischen ± 3 m bis ± 5 m bestimmt (siehe zu dieser Problematik aber auch RUBACH 2002). Die räumliche Verteilung der einzelnen Strukturparameter sollen die Aussagen der Häufigkeitsverteilung stützen.

Auf der gesamten Fläche beider Gebiete erfolgte die Erfassung des liegenden und stehenden Totholzes. Das Totholz wurde bei der Aufnahme in die vier folgenden Typen unterschieden:

1. toter, stehender Baum ab Brusthöhendurchmesser (BHD) ≥ 17 cm,
2. Hochstümpfe ebenfalls ab BHD ≥ 17 cm,
3. liegender Baum ab BHD ≥ 40 cm und
4. liegender Starkast (z.B. Zwieselbruch) ab 40 cm Durchmesser an der Bruchstelle.

Zur Erfassung des Totholzes wurde neben dem Brusthöhendurchmesser auch die Baumart bestimmt und die Stammhöhe bzw. -länge gemessen. Die Aufnahme der Stammhöhe erfolgte durch Schätzung. Die Stammlänge und der Brusthöhendurchmesser (in 1,30 m Höhe) wurden nicht mit der Kluppe, sondern mit einem Gliedermaßstab ermittelt. Die Durchmesser wurden in 10er Schritten erfasst, d.h. gemessene Werte zwischen 25 und 34 cm gehören zur Kategorie 30 cm. Zur Auswertung wurden diese Werte später nochmals in 20er Klassen zusammengefasst.

Zur Erfassung weiterer Strukturen wurde der Schaft der Aufnahmebäume beurteilt. Es wurde in Zwei- oder Mehrstämmigkeit unterschieden sowie seine Qualität (Dreh-, Schief-, Wimmerwuchs, Spannrückigkeit und Exzentrität) angesprochen. Der Zustand der Rinde wurde über die Angabe des Borkenanteils am Stamm in 10 % Stufen charakterisiert. Der Abbau bzw. die Zersetzung der Rinde ist nach SCHIMITSCHEK (1953/54) in SCHMITT (1989) völlig unabhängig und erfolgt meist rascher als die des Holzkörpers. Das wiederum bedeutet, dass man vom Rindenanteil nicht auf den Zersetzungsgrad schließen kann.

Auch wenn oftmals Zonen unterschiedlicher Zersetzung an ein und dem selben Baum bzw. Ast feststellbar waren, wurde nur der dominierende Zersetzungsgrad

angesprochen. Das in den Untersuchungsgebieten gefundene Totholz wurde in verschiedene Zersetzungsgrade eingeteilt:

1. In die Kategorie „Frisch abgestorben“ fielen alle Bäume, bei welchen in der Krone die Anzahl der Feinäste reduziert, die Stammborke aber noch fest ansitzend war.
2. Auf die Kategorie „Beginnende Zersetzung“ deutete ein fortgeschrittener Verlust der Krone und teilweise am Stamm abgelöste Borke hin.
3. In die Kategorie „Fortgeschrittene Zersetzung“ wurde Totholz mit einem starken Anstieg der Spechthöhlenzahl, einer weiteren Reduzierung der starken Kronenäste und eine weitgehend abgelöste bzw. lose Borke eingeordnet.
4. Auf die Kategorie „Beginnende Auflösung“ wiesen meist Hochstümpfe hin. Sie zeigt sich außerdem durch einen beginnenden Zerfall des Stamms, starke Zerklüftung durch Spechtaktivität, jedoch einen noch festen Kernbereich.
5. Die „Endphase“ fand sich nur bei liegendem Totholz, da die Stämme nicht mehr standfähig sind. Der stark vermoderte Ast bzw. Baum ist durchgehend weich; seine Umrisse sind aufgelöst (abgewandelt nach MÖLLER 1997).

Mit der Auswertung der Angaben zum Zersetzungsgrad können Aussagen über den Zustand bzw. die Phase des Waldes in dem jeweiligen Untersuchungsgebiet getroffen werden.

Alle Bäume in beiden Untersuchungsgebieten wurden nach Höhlungen abgesucht. Mit Hilfe des Kartierbogens wurden ihre Exposition und Höhe festgehalten. Anhand der Größe und der Form der Öffnung konnte nach Bunt-/ Mittelspecht- und Schwarzspechthöhle unterschieden werden. Die kleineren Bunt- bzw. Mittelspechthöhlen besitzen nach BLUME (1993) einen kreisrunden Eingang mit einem Durchmesser von 4-6 cm. Das Flugloch der Schwarzspechte hat eine kennzeichnende länglich-ovale Form mit einem Längsdurchmesser von 10-12 cm.

Fanden sich Kratzspuren und abgeschabte Rinde im Höhleneingang, konnte man auf eine Benutzung der Höhle durch den Specht oder angepasste Sekundaristen (wie Hohltaube, Dohle, Kleiber, Waldkauz, u.a.) schließen. Außerdem verraten frische Späne den wiederholten Ausbau einer alten Höhle oder den Neubau einer Bruthöhle. Es wurde festgestellt, ob die Höhle in eine geschwächte Stelle oder in den glatten Stamm gehackt wurde. Die Höhlenbäume wurden nach ihrem Zersetzungszustand eingeteilt.

Die Erfassung und langfristige Beobachtung von Baumhöhlen entspricht nach ALBRECHT (1990) den Zielsetzungen der faunistischen Untersuchung, insbesondere der Datenvernetzung zwischen Waldstruktur und -fauna.

2.5.1.1 Detaillierte Kartierung der horizontalen und vertikalen Vegetationsstruktur

Auf vier Vergleichsflächen (KiBu(m)M1, KiBu(m)M2, Bu(a)M1 und Bu(m)M2) wurden zusätzlich im Rahmen von zwei weiteren Diplomarbeiten sehr detaillierte Kartierungen der vertikalen und horizontalen Vegetationsstruktur auf einer quadratischen Fläche von jeweils 0,25 ha durchgeführt und im GIS aufgenommen. Auf den Flächen Bu(m)M2 u. Bu(a)M1 wurde zusätzlich der über das Quadrat von 0,25 ha hinaus gehende Bereich eines speziellen Sektors für die Verhaltensbeobachtungen kartiert, dessen Größe 0,37 ha betrug. Diese Kartierungen dienen zur räumlichen Referenzierung und Analyse der Daten aus den Verhaltensbeobachtungen nahrungssuchender Vögel und der Kleinsäugererfassungen.

Die Flächen, auf denen der Kleinsäugerfang stattfand, wurden im Rahmen einer Diplomarbeit auch aus vegetationsökologischer Sicht untersucht. Zielstellung war es dabei

- einen Vergleich der vier Untersuchungsflächen hinsichtlich ihrer Vegetationselemente vorzunehmen (räumlich explizite, qualitative und quantitative Charakterisierung),
- einen Bezug zu den Untersuchungen der Kleinsäugerpopulationen herzustellen und
- Aussagen über mögliche Wechselwirkungen des Waldumbaus auf Kleinsäuger

zu treffen.

Ziel war die möglichst genaue Abgrenzung unterschiedlicher Vegetationseinheiten aller Strati (von der Moos- bis zur Baumschicht), Bestimmung, Vermessung und Aufzeichnung dieser, sowie die Erhebung weiterer möglicherweise kleinsäugerrelevanter Merkmale. So wurde liegendendes und stehendes Totholz ab einem mittleren Durchmesser von 5cm aufgenommen, sowie Art und Zersetzungsgrad ermittelt. Als Sonderstrukturen wurden Steine, Wurzelteller und Umbrüche des Schwarzwildes (*Sus scrofa*) aufgenommen. Die Aufzeichnung dieser Elemente erfolgte im Maßstab 1:400. Dazu wurde auf den Flächen mit Kompass und Nivelliergerät ein Raster in exakter Nord-Süd-Ausrichtung eingemessen, dessen Gitterzellen eine Größe von 5 x 5 m bzw. 10 x 10 (letzteres nur für den Differenzbereich Quadrat-Beobachtungssektor) aufwiesen.

Zum Ausmessen der Abstände ist eine 30 m lange Schnur, mit 5 m-Marken genutzt worden. Die Eckpunkte der Zellen wurden mit Hilfe kleiner Stöcke markiert. Innerhalb der einzelnen Rasterquadrate konnten nun die Einzelstrukturen kartiert und vermessen werden. Die Einmessung der Eckpunkte der quadratischen Fläche erfolgte mittels GPS. Von der Vermessung im Freiland wurde eine detaillierte Karte (Format A3) erstellt. Nach der Aufnahme wurden die Zeichnungen gescannt, georeferenziert und element- bzw. schichtweise digitalisiert.

Eine Übersicht über die Klassifizierung der Struktur- und Vegetationselemente sowie der erhobenen Parameter gibt Tabelle 3.

Für die über die quadratische Fläche von 0,25 ha hinausgehenden Bereiche für die ornithologischen Beobachtungen wurden nur das liegende Totholz ab 10 cm Durchmesser, Angaben zum Unterwuchs, dem Stamm, das stehende Totholz und die Krone (Ausdehnung in N-, S-, O-, W-Richtung) erhoben. Zur qualitativen Darstellung der Einzelstrukturen wurden außerdem Parameter wie BHD, Zersetzungsgrad des Totholzes und die Baumhöhen aufgenommen.

Die Brusthöhendurchmesser (BHD) wurden mit einem Maßband gemessen, die Baumhöhen mit einem Blume-Leiß-Höhenmesser bestimmt. Der Zersetzungsgrad des Totholzes wurde nach dem Schlüssel der Lüneburger Kollegen bestimmt. Alle Bäume sind auf forstliche Besonderheiten bzw. Schäden (wie z.B. Zwiesel, Astabbrüche, Wuchsformen) untersucht worden.

Tabelle 3: Aufgenommene Strukturparameter und Vegetationselemente

Struktur-/Vegetationselement	erhobene Parameter
Stamm (ab Brusthöhendurchmesser (BHD) 7 cm)	Art, BHD, Höhe, Besonderheiten
Stammfuß	Mittlerer Durchmesser, Besonderheiten
Krone	Art, Deckungsgrad, Besonderheiten
Totholz (liegend, mittlerer Durchmesser 5 bis10 cm)	Art, Mittlerer Durchmesser, Zersetzungsgrad Besonderheiten
Totholz (liegend, mittlerer Durchmesser > 10 cm)	Art, Mittlerer Durchmesser, Zersetzungsgrad Besonderheiten
Totholz (stehend < 30 cm Höhe)	Art, Mittlerer Durchmesser, Zersetzungsgrad Besonderheiten
Totholz (stehend > 30 cm Höhe)	Art, Durchmesser Stammfuß, Höhe, Zersetzungsgrad Besonderheiten
Krone liegend	Art, Zersetzungsgrad, Besonderheiten
Kleinbäume und Sträucher (< 80 cm Höhe)	Art, Höhe, Deckungsgrad Besonderheiten
Kleinbäume und Sträucher (> 80 cm Höhe, bis BHD 7 cm)	Art, BHD, Höhe, Deckungsgrad Besonderheiten
Moose	Art, Deckungsgrad, Besonderheiten
Gräser	Art, Deckungsgrad, Besonderheiten
Pflanzen der Krautschicht (außer Moose und Gräser)	Art, Deckungsgrad, Besonderheiten
Steine	Durchmesser sichtbar, Besonderheiten
Sonstige (Wurzelteller, Umbruch *Sus scrofa*)	Besonderheiten

Betrachtet man die Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn, so sind innerhalb des vorhandenen Baumbestandes zwei Generationen deutlich voneinander zu unterscheiden. Zum einen sind sehr alte, hohe Bäume vorhanden. Die Stämme weisen große Brusthöhendurchmesser auf und die Beastung beginnt sehr weit oben. Dieser Bestand befindet sich im Alters- bzw. beginnendem Zerfallsstadium (TEMPEL 2003). Die zweite Generation wird durch Rotbuchen *(Fagus sylvatica)* jungen Alters bestimmt. Diese Individuen besitzen geringe Brusthöhendurchmesser und nahezu gleiche Höhen. Weiterhin ist hier der gesamte Stamm beastet, so dass die Struktur einer typischen Krone noch nicht vorhanden ist. Diese Generation bildet in Serrahn eine dicht gewachsene Naturverjüngung, die eine heckenartige Gesamtstruktur besitzt. Die zwei Generationen sind aufgrund ihres unterschiedlichen Charakters getrennt digitalisiert worden. Individuen mit geringem BHD, einer Höhe bis zu 8 m und durchgängiger Beastung gehören zum „Unterwuchs“.

PENCZ (1999) definiert Unterwuchs bzw. „Jungwuchs“ bis zu einer Höhe von 7 m. Da diese Höhe auf der Fläche Bu(a)M1 - Serrahn nur von wenigen Jungbuchen überschritten wird und diese sonst den oben genannten Charakter besitzen und somit eindeutig der jungen Generation angehören, wurden diese auch als solches behandelt. Alle weiteren Individuen sind als Baum („Stamm“ und „Krone“) digitalisiert worden.

Beim Unterwuchs ist weiterhin eine Unterteilung nach dessen Höhe vorgenommen worden. Jungbäume, die eine Höhe von weniger als 80 cm aufwiesen, sind als Punkte digitalisiert worden. Diese waren meist durch Wildverbiss geschädigt.

Liegende Kronen wurden, aufgrund der großen Fläche, die sie einnehmen, als eigenes Thema digitalisiert. Die Starkäste bzw. Stämme sind hierbei dem liegenden Totholz zugeordnet worden und gingen auch in die folgende Auswertung als solche ein. Die enorme Masse an feineren Ästen und Zweigen ist als Fläche digitalisiert worden, da diese im Freiland, aufgrund des zeitlichen Aufwandes, nicht einzeln kartiert wurden.

Während der Kartierung im Freiland, sind auch Strukturen außerhalb der Flächengrenzen aufgenommen worden, um spätere Lücken zu vermeiden. Zur Berechnung der Mengendimensionen sind die Struktur-Layer mit den Grenzen der Untersuchungsflächen verschnitten worden. Außerhalb der Grenzen liegende Strukturen wurden somit nicht in der Berechnung berücksichtigt und ein genauer Bezug auf die Größe der Flächen ist gegeben. Für die Kronen, Stämme, den Unterwuchs (> 80 cm Höhe) und die liegenden Kronen wurden die Flächen (m^2) berechnet. Um Dopplungen zu vermeiden, z. B. bei überlappenden Kronen, sind hierzu die einzelnen Polygone zu einem zusammengefügt worden.

Für das liegende und stehende Totholz wurde das Volumen nach folgenden Formeln berechnet. Für stehendes Totholz:

$$V\ (m^3) = \pi/4 * (\text{mittlerer Durchmesser (cm)})^2 * \text{Höhe (m)} / 10000 \quad (1)$$

und für liegendes Totholz:

$$V\ (m^3) = \pi/4 * (\text{mittlerer Durchmesser (cm)})^2 * \text{Länge (m)} / 10000 \quad (2).$$

2.5.2 Vögel

2.5.2.1 Erweiterte Revierkartierung

Für die Siedlungsdichteerhebung wurde die Methode der erweiterten Revierkartierung verwendet, d.h. bei turnusmäßigen Begehungen der Untersuchungsgebiete werden alle potentiellen Brutvögel mit revieranzeigendem Verhalten (i.d.R. singende Männchen) registriert und zusätzlich Nester und heimliche Arten wie z.B. Mittelspecht durch Zuhilfenahme von Klangattrappen gesucht. Jede Fläche wurde im Zeitraum von Februar bis Juni möglichst 8 mal (in der Regel 5-6 mal) kontrolliert. Alle dabei festgestellten Kontakte wurden - entsprechend den Richtlinien - protokolliert. Die Koordinaten der Kontakte wurden digitalisiert und zu sog. Papierrevieren zusammengefasst.

Bei der Kartierung wurden auch die Kontakte aufgenommen, die von der Untersuchungsflächengrenze in Hör- und Sichtweite aus festgestellt werden konnten. Diese Randreviere wurden gesondert behandelt, da die Gefahr der Überschätzung von Artenzahlen und Siedlungsdichten insbesondere bei kleineren Flächen besteht. Ein festgestelltes Papierrevier, das von der Untersuchungsflächengrenze angeschnitten wurde, bekam daher nur die Wertigkeit von 0,5 (vgl. BIBBY, BURGESS & HILL 1992).

Nicht alle Untersuchungsflächen konnten auch in allen drei Untersuchungsjahren bearbeitet werden. Im ersten Jahr standen z.B. die Untersuchungsflächen mit Umbaucharakter noch nicht fest. Sie wurden erst 2000 bzw. im zeitigen Frühjahr 2001 durch die Abteilung Forstplanung und Versuchswesen des Landesamtes für Forsten und Großschutzgebiete bzw. durch die Kollegen der Universität Lüneburg ausgewählt. Einige der *ad hoc* von uns ausgewählten Flächen wurden deshalb in den Jahren 2001 und 2002 nicht mehr bearbeitet. Vorgesehen waren ohnehin nur sechs zu kartierende Flächen. Hier ist durch die zu späte endgültige Festlegung des Flächensets erheblicher Mehraufwand entstanden, der aber wiederum zu einem breiteren Spektrum verwertbarer Ergebnisse geführt hat. Limitierend wirkte sich nicht zuletzt aus, dass neben der Brutvogelkartierung auch die telemetrischen Untersuchungen durchzuführen waren, für die insbesondere im Jahr 2002 mehr Zeit verwendet wurde. Welche Flächen in welchem Jahr bearbeitet wurden, kann Tabelle 4 entnommen werden.

Tabelle 4: Zeitliche Abfolge der durchgeführten Siedlungsdichteerhebungen auf den Untersuchungsflächen

		Untersuchungsjahr			
		2000	2001	2002	Anzahl Untersuchungen
Untersuchungsfläche	Ki(j)M1		x		1
	Ki(j)M2		x		1
	KiBu(m)M1		x	x	2
	KiBu(m)M2		x	x	2
	BuEi(m)M1	x	x		2
	Bu(m)M2		x	x	2
	Bu(m)M3	x			1
	KiBu(a)M1	x	x	x	3
	KiBu(a)M2	x	x		2
	Bu(a)M1	x	x	x	3
	Bu(a)M2	x			1
	Bu(a)M3	x	x		2
	Bu(a)M4			x	1

Die Daten wurden in *AtlasGIS* bzw. ab 2001 in *ArcView* 3.1 digitalisiert und ausgewertet. Papierreviere wurden auf Basis der digitalisierten Kontakte abgegrenzt und mit einem Mittelpunkt versehen. Die Verortung dieses Mittelpunktes richtete sich nach der Verteilung der Kontakte und der bekannten Habitatausstattung. Sie wurde nicht berechnet, sondern nach größter Wahrscheinlichkeit auf Grund der Habitatansprüche der einzelnen Arten vorgenommen. Zum einen fehlten von einigen Arten genügende Kontakte um eine Berechnung vorzunehmen, zum anderen kann die Berechnung eines Flächenmittelpunktes für ein Revier auf der Basis der Kontakte gerade bei Arten mit speziellen Ansprüchen zu groben Fehlern führen. Reviere sind bei vielen Arten nicht kreisrund oder von gleichmäßiger Form und enthalten sowohl sehr intensiv bzw. kaum oder gar nicht genutzte Bereiche. Ein berechneter Flächenmittelpunkt kann daher fälschlich in einem nicht genutzten und für die Art zur Brut völlig ungeeigneten Habitatausschnitt zu liegen kommen.

Um einen Überblick über die Avifauna der untersuchten Flächen zu geben, wurden verschiedene Indizes und Verfahren der deskriptiven und analytischen Statistik angewendet (RENKONENsche Zahl, Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN, Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER und Eveness). Diversitätsunterschiede wurden mit dem *t*-Test auf Signifikanz geprüft.

Zur Analyse von Flächenähnlichkeiten wurden Clusteranalysen durchgeführt. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass die Fälle (Untersuchungsflächen) auf der Basis der Dominanzwerte der Arten (Variablen) von Avizönosen derart in Clustern zusammentreten, dass die Entwicklung der Flächen im Hinblick auf die Altersstruktur (von jungen Beständen über Flächen mittleren Alters zu Altbeständen) und die Bestandsmischung (Flächenumbau von reiner Kiefernbestockung über Kiefern-Rotbuchen-Mischbeständen zu rotbuchendominierten Flächen) widergespiegelt wird.

Als Clusteralgorithmus wurde das Verfahren nach WARD benutzt, da es die besten Ergebnisse bei den verwendeten Parametern erwarten ließ (ZENKER 1982). Bei diesem Algorithmus erfolgt die Gruppierung der Objekte unter der Zielvorgabe der geringstmöglichen Zunahme der Varianz innerhalb der wachsenden Cluster. Die quadrierte Euklidische Distanz der Dominanzwerte der einzelnen Arten wurde als Proximitätsmaß verwendet. In den Dendrogrammen aus den einzelnen Untersuchungsjahren bilden die Untersuchungsgebiete auf der Basis der Dominanzverhältnisse der Avifauna interpretierbare Gruppierungen nach Bestandsalter, Haupt- und Begleitbaumart (vgl. Tabelle 2, Beschreibung der Untersuchungsgebiete).

Weiterhin wurden flächenbezogene Analysen der Arten- bzw. Revierdichten mit entsprechenden Visualisierungen im GIS vorgenommen. Im Hinblick auf die Wirkungen des Waldumbaus war uns dieser Raumbezug besonders wichtig. So wurden u.a. die Ergebnisse der Totholzuntersuchung mit denen der Siedlungsdichteerhebungen verglichen. Dazu wurde ein Gitternetz mit einer Zellgröße von 50 x 50 m über alle Untersuchungsgebiete gelegt und jeweils mit den vorliegenden Daten aus der Struktur- und Brutvogelkartierung verschnitten. Zur Klassifizierung wurden die Arten auf den Flächen nach SCHERZINGER (1985) zu Nahrungsgilden zusammengefasst (Tabelle 5).

Tabelle 5: Einteilung waldbewohnender Vögel in Nahrungsgilden (modifiziert nach SCHERZINGER 1985) – ce ... carnivorer Bodenvogel, cb ... carnivorer Baumvogel, he ... herbivorer Bodenvogel, hb ... herbivorer Baumvogel, ij ... Insektenjäger, s ... Stammabsucher, vj ... Vertebratenjäger

Artname		Nahrungsgilde	Artname		Nahrungsgilde
Amsel	*Turdus merula*	ce	Misteldrossel	*Turdus viscivorus*	ce
Baumpieper	*Anthus trivialis*	ce	Mittelspecht	*Dendrocopos medius*	s
Blaumeise	*Parus caeruleus*	cb	Mönchsgrasmücke	*Sylvia atricapilla*	cb
Buchfink	*Fringilla coelebs*	he	Pirol	*Oriolus oriolus*	cb
Buntspecht	*Dendrocopos major*	s	Rabenkrähe	*Corvus corone corone*	ce
Eichelhäher	*Garrulus glandarius*	he	Rauhfusskauz	*Aegolius funereus*	vj
Erlenzeisig	*Carduelis spinus*	hb	Ringeltaube	*Columba palumbus*	he
Feldschwirl	*Locustella naevia*	ce	Rotkehlchen	*Erithacus rubecula*	ce
Fichtenkreuz-schnabel	*Loxia curvirostra*	hb	Schellente	*Bucephala clangula*	ce
Fitis	*Phylloscopus trochilus*	cb	Schwanzmeise	*Aegithalos caudata*	cb
Gartenbaumläufer	*Certhia brachydactyla*	s	Schwarzspecht	*Dryocopus martius*	s
Gartengrasmücke	*Sylvia borin*	cb	Schwarzstorch	*Ciconia nigra*	vj
Gartenrotschwanz	*Phoenicurus phoenicurus*	ij	Singdrossel	*Turdus philomelos*	ce
Gimpel	*Pyrrhula pyrrhula*	hb	Sommergoldhähnchen	*Regulus ignicapillus*	cb
Goldammer	*Emberiza citrinella*	he	Star	*Sturnus vulgaris*	ce
Grauschnäpper	*Muscicapa striata*	ij	Sumpfmeise	*Parus palustris*	cb
Grünfink	*Chloris chloris*	hb	Tannenmeise	*Parus ater*	cb
Grünspecht	*Picus viridis*	ce	Trauerschnäpper	*Ficedula hypoleuca*	ij
Haubenmeise	*Parus cristatus*	cb	Turteltaube	*Streptopelia turtur*	he
Hausrotschwanz	*Phoenicurus ochruros*	ij	Waldbaumläufer	*Certhia familiaris*	s
Heckenbraunelle	*Prunella modularis*	cb	Waldkauz	*Strix aluco*	vj
Hohltaube	*Columba oenas*	he	Waldlaubsänger	*Phylloscopus sibilatrix*	cb
Kernbeisser	*Coccothraustes coccothraustes*	he	Waldohreule	*Asio otus*	vj
Klappergrasmücke	*Sylvia curruca*	cb	Waldschnepfe	*Scolopax rusticola*	cb
Kleiber	*Sitta europaea*	s	Weidenmeise	*Parus montana*	cb
Kleinspecht	*Dendrocopos minor*	s	Wespenbussard	*Pernis apivorus*	vj
Kohlmeise	*Parus major*	cb	Wintergoldhähnchen	*Regulus regulus*	cb
Kolkrabe	*Corvus corax*	ce	Zaunkönig	*Troglodytes troglodytes*	ce
Kranich	*Grus grus*	he	Zilpzalp	*Phylloscopus collybita*	cb
Kuckuck	*Cuculus canorus*	s	Zwergschnäpper	*Muscicapa parva*	ij
Mäusebussard	*Buteo buteo*	vj			

2.5.2.2 Spechttelemetrie

Die bei der Brutvogelkartierung gewonnenen Informationen zu Anzahl und Lage von Schwarz- und Mittelspechtschlafhöhlen und Brutplätzen auf der Kernuntersuchungsfläche im Buchenaltholzbestand von Serrahn (Bu(a)M1) waren Voraussetzung für den Fang der zu verfolgenden Individuen dieser Arten. Fang und Besenderung der brütenden Adulti wurde erst kurz vor dem Ausfliegen der Jungvögel vorgenommen, um das Risiko für die Brut zu minimieren.

Für den Fang wurden in einiger Entfernung zur Höhle Japannetze an Hochseilen oder an Teleskopstangen mit optischen und akustischen Attrappen errichtet. In den Fällen, in denen die Höhle nicht zu hoch angelegt war, wurde ein Klappkescher mit einer Teleskopstange benutzt. Um die hoch angelegten Höhlen zu erreichen, wurde ein spezielles Baumsteigleiterset verwendet. In vielen Fällen erwies sich jedoch die Verwendung von Seilklettertechniken als die am wenigsten aufwendige Lösung. Hierbei wurde mit Pfeil und Bogen eine dünne Schnur über einen Kronenast des Baumes geschossen und daran zwei dynamische Kletterseile in den Baum gezogen, an denen mit Prusikschlingen aufgestiegen und abgeseilt werden konnte.

Bei Schwarzspechtschlafhöhlen wurde eine weitere Fallentechnik erfolgreich angewendet. Nach dem Auffinden einer beflogenen Schlafhöhle wurde über dem Einflug ein Klappnetz installiert, welches nach dem Auslösen den Höhleneingang versperrt. Nach dem Ersteigen des Baumes mit erwähnter Seilsteigtechnik konnte der Vogel dann beim Ausfliegen am Höhleneingang gekeschert werden. Den gefangenen Individuen wurden Sender auf die Basis der Steuerfedern geklebt. Diese Art der Senderbefestigung wird als für den Vogel am wenigsten hinderlich angesehen (PASINELLI 1999, ROLSTAD 1995). Die Beobachtungen ergaben bei allen Tieren keine erkennbaren Beeinträchtigungen bei der Fortbewegung. Die Sender entsprachen mit einer Masse von 1,99 g für den Mittelspecht bzw. 3,87 g für den Schwarzspecht weniger als 5 % der Körpermasse der genannten Arten.

In täglichen Abständen wurden die besenderten Tiere verortet und - nachdem Sichtkontakt hergestellt war - aus geeigneter Entfernung beobachtet bzw. möglichst ohne Beeinflussung des Verhaltens verfolgt (*homing in*-Methode, PRIEDE & SWIFT 1992). Durch vorsichtiges Vorgehen bei der Ortsbestimmung des telemetrierten Tieres wurden Verhaltensänderungen und Flucht, die das Ergebnis beeinflussen könnten, vermieden. Während der Beobachtung wurden alle Aktivitäten permanent nach Art und Dauer aufgezeichnet. Beginn und Dauer der Kontrollen wurden variiert, um Autokorrelationen zu vermeiden (PECHACEK 1999). Die zeitliche Unabhängigkeit der Stichprobe wurde dadurch gewahrt, dass mindestens 15 min zwischen den aufgenommenen Lokalisationen lagen. Wenn es die Umstände im Gelände zuließen, wurde die Verortung nach dem Abflug des Tieres mit Hilfe eines GPS eingemessen. Die Daten wurden anschließend über entsprechende Schnittstellen komplett aus dem GPS ins GIS übertragen. Fehlende Lokalisationen wurden aus Papierkarten nachdigitalisiert. Die Tiere, zu denen der Peilkontakt über die Zeit, in der sie den Sender trugen, gehalten werden konnte, wurden solange verfolgt bis sie - bedingt durch die Gefiedermauser - den Sender verloren hatten.

Zur Berechnung der Aktionsräume der telemetrierten Individuen wurden *kernel*-Verfahren (WORTON 1989) angewendet. Die nach dieser Methode (siehe Kap. 2.5.2.3) berechneten Polygone spiegeln die reale Flächennutzung der Tiere besser wieder, als Flächenberechnungen nach der Minimum-Convex-Polygon-Methode, da ungenutzte Bereiche im *home range* weniger stark berücksichtigt werden. Die entstandenen *kernel*-Polygone mit 50 % - und 5 % - Antreffwahrscheinlichkeit der Vögel (Tabelle 13,

Abbildung 18 bis Abbildung 20) wurden zur Verschneidung mit der digitalen Waldtexturkarte der Lüneburger Kollegen herangezogen. Dabei wurden für die ausgeschnittenen Bereiche verschiedene Landschaftsstrukturmaße mit der *ArcView* Extension *Patch Analyst* 2.0 berechnet. Die Maße wurden von MCGARIGAL & MARKS (1994) in der Dokumentation zu dem von Ihnen geschriebenen Programm *Fragstats* beschrieben. *Fragstats* ist Kernbestandteil der erwähnten *ArcView* Extension.

2.5.2.3 Verhalten bei der Nahrungssuche und Strukturnutzung

Zur zusätzlichen Untersuchung der Strukturnutzung von Vögeln wurden auf den Flächen Bu(m)M2 - Wilhelminenhof und Bu(a)M1 - Serrahn im Rahmen einer Diplomarbeit verhaltensökologische Beobachtungen durchgeführt. Mit Hilfe eines Laserfernglases wurden zwei halbkreisförmige Flächen mit einem Radius von 50 m abgemessen und deren Grenzen markiert. Die Größe beider Beobachtungsareale beträgt somit 0,37 ha. Die Flächen decken sich im Zentrum mit den Flächen für die Kleinsäugerfänge, gehen aber auf Grund der methodisch bedingten anderen Geometrie an einigen Stellen darüber hinaus. Von beiden Flächen wurden ausgehend von den Standorten des Beobachters sektorweise jeweils leicht überlappende Fotos angefertigt, aus denen Formulare erstellt wurden, in welche die Daten im Freiland eingetragen werden konnten. Somit ist die für die Auswertung relevante räumliche Zuordnung der Kontaktpunkte möglich. Zur genauen, quantitativen Beschreibung der vorhandenen Strukturen wurde auf den Untersuchungsflächen eine entsprechende Kartierung durchgeführt (Methodik siehe Kapitel 2.5.1.1 auf S. 12 *ff*.). Die Untersuchungen fanden in den Monaten August bis Oktober an 25 Tagen pro Fläche statt. Der Zeitraum und die Tageszeit der Beobachtungen ist in Abbildung 3 grafisch dargestellt.

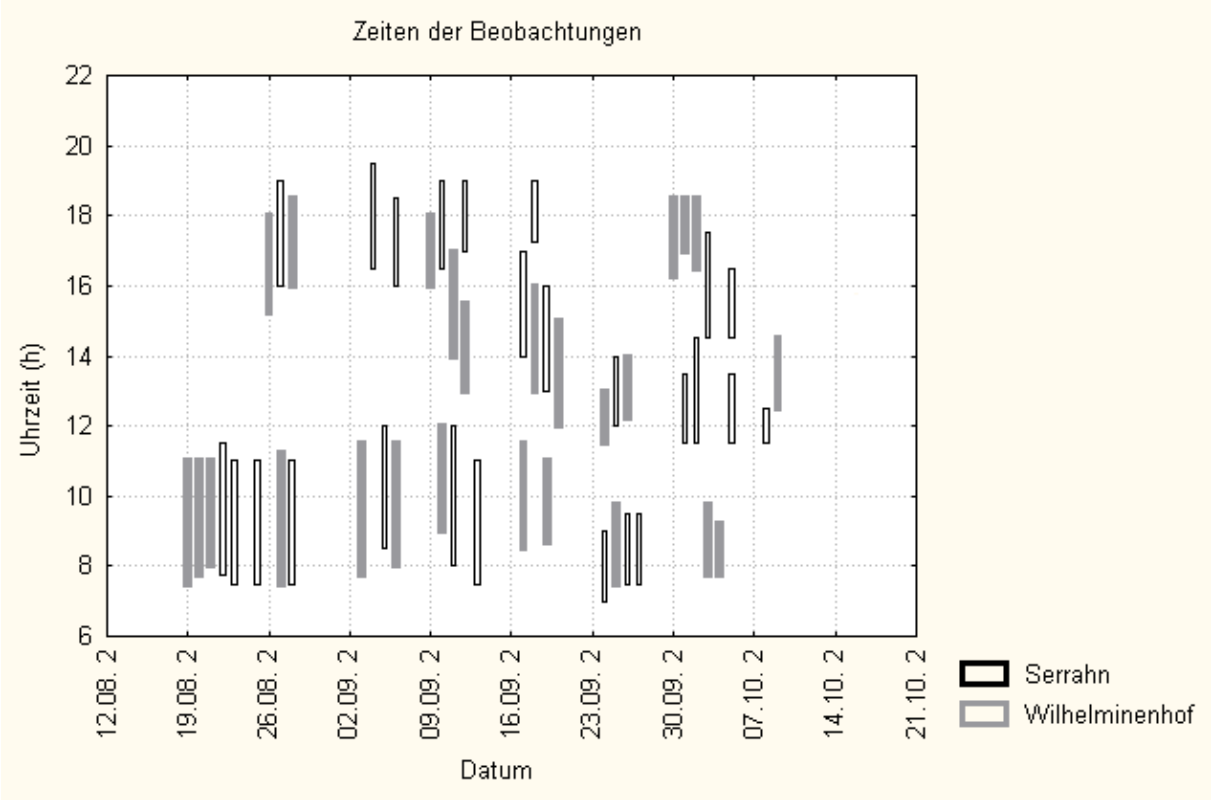


Abbildung 3: Verteilung der Beobachtungszeiten auf den Vergleichsflächen

Die Gesamtbeobachtungszeit beträgt für Bu(a)M1 - Serrahn 67 h und für Bu(m)M2 - Wilhelminenhof 64,75 h.

Die Vegetationsstruktur ist in insgesamt neun Schichten unterteilt worden, die der vertikalen Lage nach fortlaufend nummeriert wurden:

1. Boden,
2. liegendes Totholz,
3. Unterwuchs,
4. unterer Stammbereich,
5. mittlerer Stammbereich und
6. oberer Stammbereich sowie
7. unterer Kronenbereich,
8. mittlerer Kronenbereich und
9. oberer Kronenbereich.

Beobachtungen, die an Hochstümpfen gemacht wurden, sind dem jeweiligen Stammbereich zugeordnet worden. Genauso wurde mit Beobachtungen verfahren, bei denen die Individuen Wasserreiser genutzt haben. Jüngere Wasserreiser (Klebäste) sitzen zunächst nur lose in der Rinde (ERBECK et al. 1998). Sie lassen sich somit nicht zur Kronenschicht zählen.

Während der Erfassungen wurden folgende Parameter aufgenommen:

- Uhrzeit
- Datum
- Ort der Beobachtung
- Art
- Verhalten
- genutzte Struktur

Zur Auswertung wurden alle Daten in eine Datenbanktabelle eingegeben. Für die räumliche Analyse wurden die Koordinaten der Mittelpunkte aller Strukturen berechnet und dann jeweils den Beobachtungen zugewiesen. Die vertikale Einordnung der Beobachtungen ergibt sich über die Zuweisung zu einer Schicht.

Da im Freiland Entfernungen teilweise nicht genau abgeschätzt werden konnten, sind auch Beobachtungen an Bäumen aufgenommen worden, die nicht mehr innerhalb der Flächengrenzen lagen. Durch die nachträgliche Verschneidung der Beobachtungen mit den Flächengrenzen ist aber gewährleistet, dass alle weiteren Auswertungen nur mit Beobachtungen durchgeführt wurden, die auch tatsächlich innerhalb der Untersuchungsflächen lagen.

Zur Auswertung der unterschiedlichen Ansprüche an die Vegetationsstruktur sind die Individuen in Nahrungsgilden nach SCHERZINGER (1985) unterteilt worden. Um abzuklären, welche Bereiche der Untersuchungsflächen stärker genutzt wurden, sind für die zwei häufigsten Gilden sog. *kernel* (*kernel*-Methode; engl.: *kernel* - Kern, Kernbereich) berechnet worden (WORTON 1989). Hier wird ein nichtparametrisches statistisches Verfahren genutzt, um wahrscheinliche Aufenthaltsorte bzw. -bereiche zu berechnen (WORTON 1989, PLUMMER 2003). Dieses Verfahren wird üblicherweise genutzt, um *home ranges* zu berechnen, ist jedoch auch prinzipiell für die deskriptive Analyse der Dichte von Punktverteilungen verwendbar. Für diese ist die *ArcView*-

Extension *Animal Movement SA v2.04 beta* (HOOGE & EICHENLAUB 2000) genutzt worden[1].

Eine Verschneidung dieser Daten mit denen aus der Vegetationskartierung sollte Aufschluss darüber geben, welchen Anteil die einzelnen Strukturen an den am stärksten frequentierten Flächenteilen besitzen.

Um zu klären, ob Zusammenhänge zwischen der Anzahl der Beobachtungen pro Tag und der Temperatur bzw. dem Niederschlag bestehen, wurde mit *Statistica* 5.0 der Korrelationskoeffizient *r* nach PEARSON (KÖHLER 1984) berechnet. Hierzu konnten die Wetterdaten des Müritz-Nationalpark genutzt werden. Die einzelnen Witterungsparameter werden stündlich gemessen. Mit Hilfe gezielter Abfragen der Datenbank wurden nur die Datensets für die entsprechenden Beobachtungsstunden extrahiert. Die daraus gebildeten Mittelwerte ergeben somit eine sehr genaue Beschreibung der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse an den betreffenden Tagen.

Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsflächen wurden mit dem χ^2-Test nach BRANDT-SNEDECOR zum Vergleich zweier unabhängiger empirischer Verteilungen von Häufigkeitsdaten (SACHS 1992) getestet, wofür ein Excel-Script genutzt wurde.

2.5.3 Säugetiere

2.5.3.1 Fledermäuse

Im Untersuchungszeitraum wurden die bereits im Berichtszeitraum 2000 erprobten und 2001 verfeinerten Methoden weiterverwendet. Mit Hilfe von Fledermausnetzen auf Wegen, an natürlichen Engpässen und über Fließgewässern im Wald wurden Fledermäuse direkt gefangen.

Auf insgesamt 8 Flächen wurden in den Jahren 2000 (Mai), 2001 und 2002 (jeweils Juni) Netzfänge und Bat-Detektor-Erfassungen durchgeführt. Die bearbeiteten Flächen und die Länge der Untersuchungen können Abbildung 1 sowie Tabelle 6 entnommen werden. Die Flächen wurden je nach Witterung pro Jahr nur an ein bis zwei Nächten besucht.

Tabelle 6: Untersuchungsflächen 2000 bis 2002

		Untersuchung in		
Untersuchungsfläche	Abkürzung	05/2000	06/2001	06/2002
Serrahn, Nähe Heckenwärter-Haus, Fam. Scholze, alte Kiefernfläche	KiBu(a)M1	X	X	-
Serrahn, Kerngebiet Nähe Biologische Station	Bu(a)M1	X	X	X
Nähe Steinmühle am Grünower See bei Goldenbaum	Bu(m)M3	X	X	-
Heilige Hallen	Bu(a)M3	X	X	-
Wilhelminenhof	Bu(m)M2		X	X
Wokuhl I (Kiefer mit Unterwuchs)	KiBu(m)M2			X
Wokuhl II (Kiefer gezäunt)	KiBu(m)M1			X
Verschiedene Netzfangstellen, die zwischen KiBu(a)M1 und Bu(a)M1 liegen und für den Fang von Sendertieren ausgewählt wurden	NT	X	X	X
Gesamtdauer		10 Nächte	7 Nächte	5 Nächte

[1] Erweiterungen für ArcView sind Zusatzprogramme, die speziellere GIS-Funktionalität bieten. Einige sind im Lieferumfang enthalten (GAHSCHE & BENS 2002). Die hier verwendete Version kann unter www.absc.usgs.gov heruntergeladen werden.

Die Netzstandorte wurden nach geeigneter Ausprägung von Strukturen ausgewählt, die Fangerfolge erwarten ließen (vgl. JONES et al. 1996; KUNZ & KURTA 1988). Dabei wurden 12 m, 8 m und 6 m lange Netze (Haarnetze –"Fledermausnetze" und Japannetze) in verschiedener Kombination gestellt. Die Netze wurden an Teleskopstangen aufgezogen, die je nach Standort bis zu einer Höhe von 4 m auszuziehen sind. Wo es möglich war, wurden Hochnetze eingesetzt, um Fledermäuse im unteren Kronenbereich der Buchen oder Kiefern zu fangen. Dabei konnten Höhen von 8 bis 10 m befangen werden.

Mit Hilfe von Bat-Detektoren verschiedener Systeme zur Hörbarmachung (Frequenzüberlagerung: Pettersson D100, Mini-3, SKYE; Zeitdehnung: Petterson D240x, LAAR-PX1) wurde versucht, fliegende Fledermäuse zu hören und zu beobachten (ÅHLEN 1990, LIMPENS 1993). Diese Untersuchungen fanden ebenfalls auf den in Tabelle 6 aufgeführten Flächen statt. Zusätzlich wurden an ausgewählten Abenden zeitgedehnte Fledermausrufe aufgezeichnet (Detektor: Laar Classic Bridge Box). Diese konnten mit Hilfe des Programms BATSOUND analysiert werden. Zur Bestimmung der Fledermauslaute dienten die Aufnahmen von BARATRAUD (2000).

Zusätzlich wurde auf Quartiere von Fledermäusen in Bäumen geachtet (Beobachtung des „Schwarmverhaltens" in den frühen Morgenstunden sowie Überprüfung von Hinweisen, die im Rahmen der ornithologischen Erfassung gegeben wurden), die am Tage ggf. bestiegen und kontrolliert bzw. abgefangen wurden.

Die Bestimmung der Tiere erfolgte u.a. nach SCHOBER & GRIMMBERGER (1998) und STRESEMANN (1995). Die Nomenklatur richtet sich nach der 3. Ausgabe des "International Code of Zoological Nomenclature". Zur Unterscheidung der beiden Zwergfledermausarten (Hoch- und Niedrigrufende, d.h. 55 kHz und 45 kHz-Rufer, vgl. HÄUSSLER et al. 1999) wurden beispielhaft morphometrische Daten erhoben sowie der Habitus der gefangenen Tiere beschrieben, im Einzelfall auch Lautaufnahmen gemacht, um nach Möglichkeit eine engere Eingrenzung vornehmen zu können.

Auf vier Flächen (Bu(a)M1, KiBu(m)M2, KiBu(m)M1, Bu(m)M2) wurde die geplante semiquantitative automatische Erfassung der Jagdaktivität von Fledermausjagdgesellschaften (s. Zwischenbericht 2001) mit Hilfe von in den Kronenbereich gehängten Gerätekombinationen aus Bat-Detektor (LAAR TM7) und Diktiergerät (Conrad-Porty) durchgeführt, die die Rufaktivität in definierten Zeitintervallen von 15 Minuten über den Zeitraum einer Nacht dokumentieren können. Die Erfassung erfolgte jeweils für zwei Flächenpaare (Bu(a)M1 und Bu(m)M2 sowie KiBu(m)M2 und KiBu(m)M1) getrennt. Eine zeitgleiche Erfassung aller vier Flächen war aufgrund der Entfernung zwischen den Flächen und den dadurch entstehenden Zeitunterschieden beim Ausbringen der Geräte nicht möglich.

2.5.3.1.1 Telemetrie

In den Jahren 2000 bis 2002 wurden insgesamt fünf ausgewählte Tiere der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) mit Hilfe der Radio-Telemetrie verfolgt und beobachtet. Die untersuchten Tiere wurden an verschiedenen Stellen des Untersuchungsgebietes mit speziellen Netzen gefangen. Aus drei Untersuchungsjahren liegen Daten von insgesamt fünf Mopsfledermäusen (zwei adulte Männchen und drei adulte Weibchen) von jeweils 3 – 9 Untersuchungsnächten vor. Alle Untersuchungen fanden in der zweiten Julihälfte statt. Die untersuchten Weibchen befanden sich in der phänologischen Phase der „späten Wochenstube" mit meist schon flüggen Jungtieren. Alle drei Weibchen hatten im jeweiligen Untersuchungsjahr Jungtiere geboren. Der

nachstehenden Tabelle 7 können Geschlecht, Dauer, Anzahl der Peilungen sowie die Anzahl der verwertbaren Lokalisationen (Fundpunkte) entnommen werden.

Tabelle 7: Datengrundlage für die Auswertung der radiotelemetrischen Untersuchungen

	Jahre	Tiere	Nächte	Peilungen	Fundpunkte
	2000	m ad	9	534	255
	2001	m ad	3	63	35
	2001	w ad	6	633	183
	2002	w ad	4	724	158
	2002	w ad	5	1208	275
Summe:	**3**	**5**	**28**	**3162**	**906**

Für die fünf telemetrierten Tiere konnten aus 28 Nächten insgesamt 906 verwertbare Fundpunkte ermittelt werden (Tabelle 7). Die Anzahl der verschiedenen Lokalisationen finden sich in Abbildung 4.

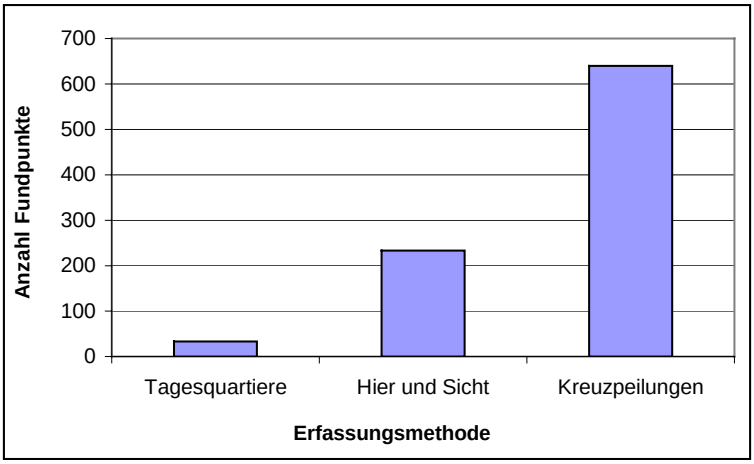


Abbildung 4: Datenstruktur der ermittelten Fundpunkte (n = 906), die Standorte der Quartiere wurden pro Tag jeweils mit nur einem Fundpunkt berücksichtigt

Die verwendeten Telemetriesender (Fa. Titley, Australien; Fa. Holohil, Kanada) hatten eine Masse von 0,35 g bis 0,65 g, mit Reflexfolieumhüllung und -fähnchen ca. 0,5 g - 0,8 g. Die Reflexfolie diente zur Sichtbeobachtung der Tiere durch Ausstrahlen und zum besseren Wiederfinden abgefallener Sender. Die Sender wurden im Nackenbereich in das Fell geklebt. Dabei kam Hautkleber (Skin Bond, Kanada) zur Anwendung.

Die Sendersignale wurden mit zwei bzw. drei Empfängern der amerikanischen Fa. W*ildlife Materials International Inc.* (TRX-1000, TRX-2000S und TRX-64) empfangen. In der Regel arbeiteten je zwei Mitarbeiter in einer Beobachtungsgruppe zusammen, die mit je einem Empfänger, Funkgerät, Diktiergerät, Kompass und identischem Kartenmaterial ausgerüstet war. Die mobilen Beobachtergruppen empfingen die Funksignale mit zwei 5-Element Yagi-Antennen, die am Fahrzeug frei im Radius von 360° drehbar montiert wurden. Weiterhin wurde auf der höchsten Geländeerhebung (124 m-Berg) eine in 4 m Höhe installierte 5-Element Yagi-Antenne als Festantenne verwendet, die ebenfalls frei um 360° gedreht werden konnte. Die Peilungen erfolgten entweder mit Kompass über die Antenne oder durch Ablesen einer per Kompass an der Antenne angebrachten Scheibe mit 360°-Einteilung. Diese wurde entweder mit dem Fahrzeugkompass ständig neu eingenordet oder einmal fest installiert (Feststation). Nach Möglichkeit wurden Kreuzpeilungen durchgeführt. Außerdem wurde mit Hilfe der mobilen Antennen und zwei geländegängigen

Fahrzeugen (im Nahbereich ggf. auch zu Fuß) versucht, solange und so dicht wie möglich an den besenderten Tieren zu bleiben. Die Verständigung zwischen den Beobachtergruppen erfolgte über Sprechfunk (CB- und Betriebsfunk) sowie Mobiltelefone. So konnten verschiedene Methoden (Kreuzpeilung, „Ein-Mann-Methode" nach FUHRMANN (1991) und *homing-in on the animal*-Methode nach WHITE & GARROTT (1990)) je nach Bedarf und z.T. auch kombiniert angewendet werden. Zur genaueren Lokalisation wurde bei entsprechenden Gelegenheiten versucht, die fliegenden Tiere anzuleuchten, wobei die besenderten Tiere durch die Reflexfolie an den Sendern und Antennen erkannt wurden. Zum gleichen Zweck kamen auch Bat-Detektoren zum Einsatz. Alle Beobachtungen wurden unmittelbar auf Diktiergeräte protokolliert. Als Arbeitskarten dienten Kopien der Topographischen Karte 1:10.000, unterstützend wurde ein GPS-Gerät eingesetzt. Für die Auswertung und Darstellung wurden außerdem digitale Grundlagen (z.B. Biotop- und Nutzungstypen) verwandt.

Basis der Auswertung sind die ermittelten Aufenthaltspunkte (Fundpunkte). Diese setzen sich zusammen aus den Standorten der Tagesquartiere, den Verortungen aus Kreuzpeilungen sowie aus direkten Verortungen, bei denen sich der Beobachter sehr nahe am besenderten Tier befand. Letztere sind entweder Sichtbeobachtungen oder das Telemetriesignal war so stark, dass es gedämpft werden musste. Beides entspricht der *homing-in on the animal*-Methode.

Die Triangulation erfolgte im Programm *Tracker* 1.1 (Copyright © 1994 Componotus AB). Für die Analyse der Aktionsräume wurde *ArcView* 3.1 (Fa. ESRI) mit der Erweiterung *Animal Movement* 2.0 (s. HOOGE & EICHENLAUB 2000) verwendet . Bei der Ermittlung der Aktionsraumgrößen wurden Minimum-Convex-Polygone (MCP) und Core-Convex-Polygone (CCP) aus den erhobenen Fundpunkten gebildet. Die Schwerpunkte der nächtlichen Aktivität („Jagdgebiete") wurden mit der Methode der „*kernel estimation*" dargestellt. Die Punkte für die Tagesquartiere fanden bei der Bestimmung der Jagdgebiete keine Berücksichtigung.

Die Berechnung der Habitatpräferenzen erfolgte im Anschluss als korrigierter „*electivity index*" *E* nach IVLEV (1961) in KREBS (1989). Der Index rangiert zwischen -1 und 1, wobei positive Werte auf eine Bevorzugung, negative Werte dagegen auf eine Ablehnung der Biotoptypen hindeuten.

A_{used} = Fläche des Biotoptyps im *kernel*, $A_{available}$ = Fläche des Biotoptyps im gesamten *home range* (*minimum convex polygon*).

$$E = \frac{(A_{used} - A_{available})}{(A_{used} + A_{available}) - 2(A_{used} \cdot A_{available})} \qquad (3)$$

2.5.3.1.2 Quartiere

Die Standorte der entdeckten Quartierbäume der Mopsfledermäuse wurden mit Hilfe der Topographischen Karten 1:10.000 sowie einem GPS-Gerät bestimmt. Die Bäume wurden am Tage mit Taschenlampen vom Stammfuß aus auf Fledermausbesatz kontrolliert. Weiterhin wurde jeder Quartierbaum fotografiert, beschrieben und einem Quartiertyp zugeordnet. Wann immer es die telemetrischen Arbeiten zuließen, wurden an den aktuellen Quartieren der Sendertiere Ausflugbeobachtungen durchgeführt.

2.5.3.2 Kleinsäuger

Von Mai bis November 2001 bzw. April bis Oktober 2002[2] wurden monatlich in zwei aufeinanderfolgenden Fangperioden von sechs Tagen auf jeweils zwei Untersuchungsflächen Kleinsäugerfänge auf einem quadratischen Fallenfeld nach SYKORA (1978) gefangen. Dieser Ansatz wird - verknüpft mit Lebendfang und Markierungen - auch als „Gießener Standardmethode“ bezeichnet (BOYE & MEINING 1996). Die Fallen werden dabei in einem Raster von 4 x 4 Stationen aufgestellt. Zwischen den Stationen wird ein Abstand von 10 m eingehalten. Jede Station besteht aus vier Fallen, die an den Eckpunkten eines Quadrates von 2 m Kantenlänge um den Stationsmittelpunkt aufgestellt werden. Jedem Fangpunkt wurde eine Bezeichnung nach dem Muster Spalte+Zeile+Quadrant (A11 entspricht z.B. der Falle in der linken oberen Ecke) zugewiesen. Damit wird sichergestellt, dass auch bei höheren Kleinsäugerdichten nach einem Fang in einer Station noch Fallen in nächster Nähe fängig sind. Wird davon ausgegangen, dass jede Fallenstation einen Einzugsbereich von 10 m hat, kann mit dieser Anordnung eine Fläche von 0,25 ha befangen werden. In der folgenden Abbildung ist die Anordnung der Fallenstationen und Fallen dargestellt.

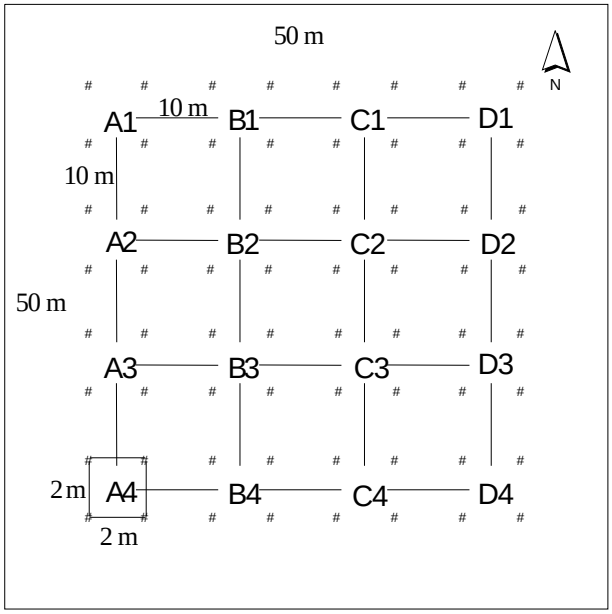


Abbildung 5: Anordnung der Fallenstationen (A1..D4) und Fallen (Punkte) auf den Untersuchungsflächen

Nach ANSORGE (1983) werden mit dieser Fallenkonstellation unter Verwendung von Schlagfallen ca. 50 % der Individuen in den ersten drei Nächten gefangen. Im Projekt wurden aber keine Schlagfallen, sondern Lebendfallen der Fa. Hengstler verwendet. Die Populationen werden dadurch nicht dezimiert, und der störende Einfluss der Fangaktionen kann gering gehalten werden (vgl. KLENKE 1991).

Um den Zeitbedarf, die Kosten (insbesondere Fahr- und Personalaufwand) und den Stress der gefangenen Tiere zu minimieren, wurde der Ablauf gegenüber den Empfehlungen VON BOYE & MEINIG (1996) etwas gestrafft. Eine Fangperiode besteht aus zwei Vorbereitungstagen (Aufstellen und täglich einmaliges Vorködern der Fallen),

[2] Im zweiten Jahr wurde aufgrund des ausbleibenden Erfolges auf fast allen Flächen auf den Fangmonat November verzichtet.

drei Fangnächten (Vorködern 16.00 h, Fang in 4-Stundenintervallen von 20.00 h bis 8.00 h) und einem Nachbereitungstag (Abbau und Reinigung der Fallen).

Die Vorköderung ist notwendig, um Fanghäufungen zum Ende der jeweiligen Fangperiode durch Gewöhnungseffekte möglichst gering zu halten. Als Köder wurden geröstete und in Nuss-Nougat-Creme gewälzte Brotwürfel verwendet. Bei jeder Kontrolle wurden die Fallen nach Schnecken und Käfern abgesucht, ggf. gereinigt und neu beködert, um eine einwandfreie Funktion der Fallen wieder herzustellen.

2.5.3.2.1 Datenerhebung

Die gefangenen Tiere wurden nach Beschreibung des Fallenstandortes determiniert, vermessen, gewogen, individuell durch Tätowierung der Ohren markiert und sofort wieder am Fallenstandort ausgesetzt. Dokumentiert wurden Art, Alter und Geschlecht sowie Masse, Hinterfuß- und Schwanzlänge. Bei einem Wiederfang wurde außerdem die Markierung abgelesen und aufgeschrieben.

Neben der genauen Aufzeichnung des Fangortes und der Fangzeit wurden noch Wetterdaten wie Temperatur am Boden und in 2 m Höhe, Wind- und Bewölkungsverhältnisse und etwaige Niederschläge aufgenommen.

Die Datenerhebung erfolgte standardisiert in speziellen Formularen, die in der Struktur mit einer entsprechenden elektronischen Datenbank korrespondierten. Diese Applikation wurde mit dem Datenbanksystem *Paradox*™ der Fa. Borland erstellt. Nach Abschluss der monatlichen Aktion wurden die Daten sofort in die Datenbank übertragen, auf Plausibilität geprüft und verifiziert.

In der Regel arbeiteten im Feld zwei Personen zusammen. Das war sowohl zur Minimierung der Kontrollzeiten als auch aus Gründen der Sicherheit (latente Gefährdung durch herabfallende Äste oder umstürzende Bäume im NLP, Sturzgefahr im nächtlichen Wald, Übermüdung) angeraten. Die beiden Flächen pro Aktion werden nacheinander kontrolliert. Durch die große Distanz zwischen den Flächen Serrahn (Bu(a)M1) und Wilhelminenhof (Bu(m)M2) verschlang der Weg zwischen den Flächen erhebliche Zeit bei den Kontrollen.

Bei den Kleinsäugerfängen wurde 2002, bedingt durch Krankheit des Projektleiters, vor allem Hilfspersonal eingesetzt. Trotz umfangreicher Anleitung der verantwortlichen Mitarbeiter traten Probleme bei der Erhebung der Daten auf. Insbesondere die Bestimmung von Geschlecht, Alter und der Körpermaße erfolgten nicht bei allen Aktionen mit der gewünschten Genauigkeit. In einigen Fällen gab es Doppelmarkierungen. Durch Vergleich mit anderen Merkmalen konnte aber in den meisten Fällen eine eindeutige Zuordnung des Individuums erfolgen. Die Daten wurden einem umfänglichen Prüfungsverfahren unterzogen und erscheinen trotz der erwähnten Mängel für die durchgeführten Analysen hinreichend geeignet.

2.5.3.2.2 Datenauswertung

Die Daten wurden sowohl im Hinblick auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Fänge als auch auf die Populationsdichte ausgewertet. Ersteres geschah mit Hilfe der erwähnten Datenbank und *Statistica* 5.1. Die räumliche Darstellung erfolgte in *ArcView* 3.1 auf Basis der Koordinaten der Fangstationen.

Zusätzlich kam die in Kap. 2.5.2.3 beschriebene Methode zum Einsatz, die für die Schätzung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit telemetrierter Tiere in ihrem *home range* entwickelt wurde (WORTON 1989)

Da die Artnachweise im vorliegenden Fall nur auf die 16 Fangpunkte beschränkt sind, ist die klassische Anwendung dieser Methode hier nicht möglich. Sie erscheint aber zur

graphischen Darstellung der Fanghäufigkeiten bzw. der Nachweisschwerpunkte gut geeignet, weil sie ein räumlich geschlossenes Bild vermitteln kann.

Verknüpfungen mit den Struktur- und Vegetationsdaten wurden auf der Basis von Verschneidungen mit einem 10 x 10 m-Raster vorgenommen. Für jedes Rasterquadrat wurden die Werte für Flächen usw. gesondert berechnet und mit den entsprechenden Koordinaten der Rastermittelpunkte in einer Attributdatei gespeichert. Über die Koordinaten ist die Zuordnung zu den Kleinsäugerfängen möglich.

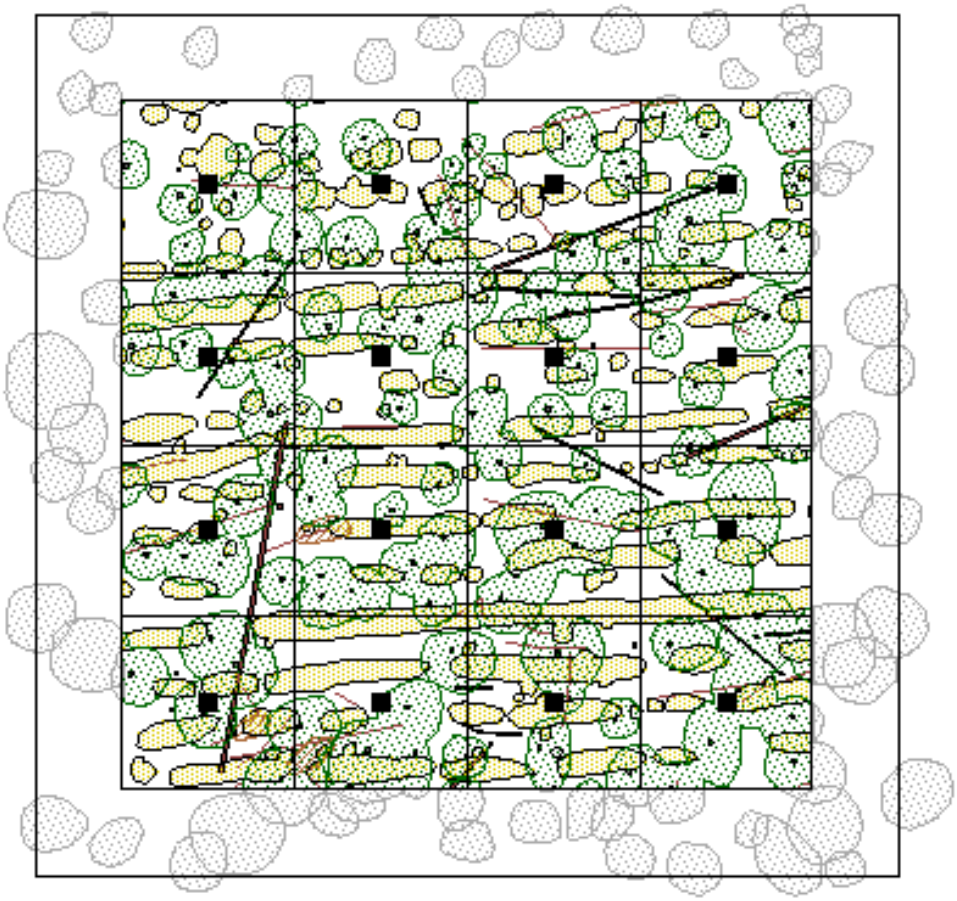


Abbildung 6: Darstellung des 10 x 10 m-Rasters zur Verschneidung und Korrelationsanalyse. Die schwarzen Quadrate bezeichnen sowohl den Mittelpunkt jedes Rasterquadrates als auch den Mittelpunkt der Fallenstationen.

Die Populationsdichten wurden mit Hilfe der Methoden *minimum number of animals known to be alive* (MNA) und einem Modellansatz für offene Populationen (JOLLY 1965), berechnet. Für die Berechnung nach JOLLY (1965) wurden die Daten jeweils einer Fangaktion gepoolt, um ausreichende Individuenzahlen zu erhalten (*reduced capture history* oder RCH-Methode, s. hierzu auch ARNASON et al 1998). Die Ergebnisse der jeweils ersten und letzten Monate sind deshalb mit großer Vorsicht zu interpretieren. Angaben über die Güte der Schätzungen werden bei der Ergebnisdarstellung mitgeliefert. Die Berechnungen wurden mit dem Programm *PopAn* 5.0 durchgeführt (ARNASON et al. 1998). Es wurden jeweils zwei Modelle gerechnet: das Standardmodell (JOLLY-SEBER *full (birth & death) model*), bei dem sowohl Immigration/Geburt als auch Emigration/Tod zwischen den Fangaktionen auftreten darf sowie ein Modell (JOLLY-SEBER *full model with heterogeneous survival*), dass unterschiedliche Überlebensraten zwischen den aufeinanderfolgenden Fangaktionen erlaubt (Heterogenität). Letzteres entspricht wohl eher dem biologischen Sachverhalt.

2.5.3.3 Siebenschläfer

Auch für die Erfassung von Siebenschläfern war die bereits erwähnte „Gießener Standardmethode“ Grundlage für die Anpassung einer geeigneten Methodik zur Erfassung. Für den Fang wurden nach Angaben von Frau NEUBERT konstruierte Blechwipp-Fallen der Fa. IFFERT Naturschutzbedarf verwendet. Mit Hilfe einer Baumsteigleiter aus Aluminium wurden die Fallen in einer Höhe von 3-5 m an geeigneten Ästen, Stammausschlägen oder am glatten Stamm von Bäumen angebracht. Zur Befestigung eignete sich Draht oder Paketband. Die Fallen verblieben über den gesamten Fangzeitraum an den Bäumen. Die Tiere wurden direkt aus den Fallen in einen speziell auf die Tiere zugeschnittenen Stoffbeutel (sog. „zipper tube“) entlassen und anschließend durch Öffnungen in diesem vermessen und markiert (Schutz vor Bissverletzungen). Das Fallengitter wurde mit Hilfe von Maßband und Kompass eingemessen. Es wurde versucht, ein regelmäßiges Gitternetz von 10 x 10 Reihen, in denen die einzelnen Fallen im Abstand von ca. 20 m gestellt werden, anzulegen. Nicht in jedem Falle gestatteten die Geländegegebenheiten eine Einhaltung einer quadratischen Form von 10 x 10 Reihen. Auch der angestrebte Abstand von 20 m zwischen den Fallen ist - auf Grund der Fallenbefestigung an Bäumen - nur selten exakt einzuhalten. Letztlich muss zur Berechnung der Bestandsdichte/ha die Größe der befangenen Fläche als Funktion von Fallenabstand und Gitteraufbau bekannt sein. Dazu wurden die Fallen nachträglich mit einem DGPS eingemessen.

Die Fallen wurden drei Nächte beködert, ohne das der Fallenmechanismus auslösen konnte. In jeder der mindestens drei Fangperioden wurden die Fallen für fünf Nächte (= 5 Stichproben) fängig gestellt. Damit sind die Voraussetzungen gegeben, um eine Berechnung der Bestandsdichte nach JOLLY (1965) und dem von POLLOCK et al. (1990) empfohlenen robusten Design vorzunehmen.

Die Fallen wurden nur morgens kontrolliert, um die gefangenen Tiere zu markieren und alle Fallen frisch zu beködern. Die Siebenschläfer wurden - analog zu den Kleinsäugern - individuell durch Tätowierung von Zahlenkombinationen in den Ohren markiert.

Die Untersuchungen am Siebenschläfer sollten im unbewirtschafteten Kerngebiet in Serrahn durchgeführt werden (Untersuchungsfläche Bu(a)M1). Trotz vorheriger Abklärung (Befragung, Analyse bekannter Nachweise, Suche nach typischen Zeichen der Anwesenheit) und einigen bekannten Nachweisen aus dem Gebiet des Nationalparks konnten hier keine Tiere gefangen werden.

Insgesamt wurden von Mitte Juni bis Mitte Juli 2001 vier Fangperioden durchgeführt. Die Zwischenzeiten waren nur kurz, so dass die Fallen fast durchgängig fangbereit waren.

Auch intensive nächtliche Beobachtungsgänge (z.T. im Rahmen anderer Untersuchungen), sowohl im Jahr 2001 als auch in den darauffolgenden Jahren, haben keine Hinweise auf das Vorkommen dieser Art auf der Kernuntersuchungsfläche Bu(a)M1 in Serrahn erbringen können. Einzelnachweise erfolgten später in Nähe der Untersuchungsfläche BuEi(m)M1. Es scheint jedoch, dass sowohl die Populationsentwicklung des Siebenschläfers im Gebiet als auch die Nutzung der Kernflächen im Nationalpark durch diese Art stark durch das Mikroklima und die Fruktifikation der Buche beeinflusst werden.

Um die prinzipielle Richtigkeit des Untersuchungsansatzes zu prüfen, wurde in Kombination mit anderen Untersuchungen eine Fläche mit bekanntermaßen sicherem Vorkommen und hohen Dichten ausgewählt (NSG „Zippelower Bachtal“ - Untersuchungsfläche ZB), die aber leider nicht dem im Jahr 2001 mit den Kooperationspartnern abgestimmten Raumkonzept entsprach.

Dieses Gebiet ist am südwestlichen Ufer der Lieps im Tollensetal gelegen und weist einen der Nährstoffsituation und Feuchte entsprechenden artenreichen Baumbestand auf. Hauptbaumarten sind Esche, Rotbuche, Hainbuche und Stiel-Eiche, daneben sind Bergulme, Birke, Feldahorn, Schwarzpappel, Roßkastanie, Robinie, Erle, Fichte, Lärche, Kiefer und Douglasie im Bestand vertreten. Das Gelände ist süd- bis südostexponiert. Auf Grund der Geländegegebenheiten ergab sich eine Verteilung der 100 Fallen wie folgt: vier Reihen mit 17 Fallen, eine Reihe mit 16 Fallen und zwei Reihen mit je acht Fallen. Die Fallen waren im Abstand von ca. 20 m in Höhen von 2,5-4,9 m (die Mehrzahl der Fallen in Höhen zwischen 3,5 und 4,0 m) an den Bäumen angebracht.

Von Ende Juli bis Anfang September 2001 wurden hier drei Fangperioden durchgeführt.

Die Untersuchungen am Siebenschläfer wurden im Jahr 2002 auf Grund der zu geringen Dichte der Tiere auf den durch die Projektpartner abgestimmten Versuchsflächen (Müritz-Nationalpark) bzw. den nicht in das Versuchsdesign passenden Untersuchungsflächen mit ausreichender Individuendichte (NSG „Zippelower Bachtal“) aus dem Vorhaben gestrichen. Die Mittel und personellen Kapazitäten wurden für den durch das Flächendesign gestiegenen Aufwand[3] bei der Brutvogelkartierung (größere Anzahl von Flächen als geplant), Kleinsäugeruntersuchungen (weiter auseinanderliegende und größere Anzahl von Flächen als geplant), die Strukturkartierungen (eigene Erhebung fehlender Referenzdaten, da Kooperationspartner nicht auf den Flächen arbeiteten) und den Telemetriestudien an Vögeln und Fledermäusen (Absicherung der technischen Basis) verwendet.

Auf Grund der durchweg positiven Ergebnisse auf der Fläche in Zippelow wurden die Untersuchungen am Siebenschläfer jedoch im Rahmen des Artenmonitorings Mecklenburg-Vorpommern weitergeführt und durch Mittel des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie gefördert. Die hier mitgeteilten Erkenntnisse beruhen zum großen Teil auf den in diesem Rahmen gewonnenen Ergebnissen.

2.6 Ergänzende Strukturkartierungen und Luftbildanalysen

2.6.1 Allgemeine Daten

Für die räumlich übergreifende Analyse wurde der Datenbestand aus dem Datenspeicher Wald sowie die entsprechenden Geometrien auf den aktuellsten Stand gebracht. Zusätzlich wurden Luftbilder (s/w-Orthofotos) beschafft, um auch Aussagen über die Waldtextur und Kronendachrauhigkeit sowie Bestandslücken auf jenen Flächen treffen zu können, die nicht von der Universität Lüneburg bearbeitet wurden. Die Auswertungen hierzu konnten im Berichtszeitraum nicht abgeschlossen werden.

3 Ergebnisse

3.1 Flächendeckende Erhebung zoologisch relevanter Strukturmerkmale

Hier werden die für das Vorhaben wichtigsten Ergebnisse aus der Diplomarbeit von Frau TSCHIERSCHKE dargestellt. Da sie z.T. für die Interpretation der zoologischen Daten relevant sind, werden sie der weiteren Ergebnisdarstellung vorangestellt.

Der Totholzanteil überwiegt auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn deutlich gegenüber der Fläche Bu(m)M2 (Wilhelminenhof) und zwar sowohl in Quantität als

[3] Durch das Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete bzw. den Landeskoordinator Herrn Röhe wurden Wünsche an das Flächendesign vorgebracht, denen durch die Universität Greifswald weitestgehend gefolgt wurde. Die Änderungen haben zu einem deutlich höheren logistischen Aufwand geführt als geplant war.

auch in Qualität. 19 stehenden oder liegenden abgestorbenen Bäumen pro ha in Serrahn (Bu(a)M1) stehen lediglich zwei tote Bäume pro ha in Wilhelminenhof (Bu(m)M2) gegenüber. Für beide Untersuchungsflächen ergeben sich etwa gleiche Verhältnisse zwischen dem Anteil stehenden und liegenden Totholzes. Die Relation liegt jeweils bei ungefähr 60 % stehenden zu 40 % liegenden Baumleichen. Alle weiteren Auswertungen zur Häufigkeitsverteilung haben die in Tabelle 8 dargestellten Häufigkeiten zur Grundlage.

Tabelle 8: Kontingenztafel Totholz (Totholztyp je Untersuchungsfläche)

	Bu(a)M1 - Serrahn		Bu(m)M2 (Wilhelminenhof)		∑	
	n	%	n	%	n	%
stehendes Totholz	360	58,5	51	64,6	411	59,2
liegendes Totholz	255	41,5	28	35,4	283	40,8
∑	615	100	79	100	694	100

Beim liegenden Totholz gibt es hinsichtlich der Qualität zwischen beiden Untersuchungsgebieten jedoch große Unterschiede. In Wilhelminenhof handelt es sich vorwiegend um gesägte Stammteile und kaum um natürlich gestürzte Bäume. Der Anteil der Stammteile mit einer Länge unter 5 m liegt bei 75 %. In Serrahn hat das liegende Totholz dagegen im Durchschnitt eine Stammlänge von 17,5 m (Wilhelminenhof nur 7,5 m).

Das Totholz der Buchen und Eichen verteilt sich auf der Fläche Bu(a)M1 in Serrahn gleichmäßig. Kiefern-Totholz erscheint dagegen lediglich im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Abbildung 7 und Abbildung 8).

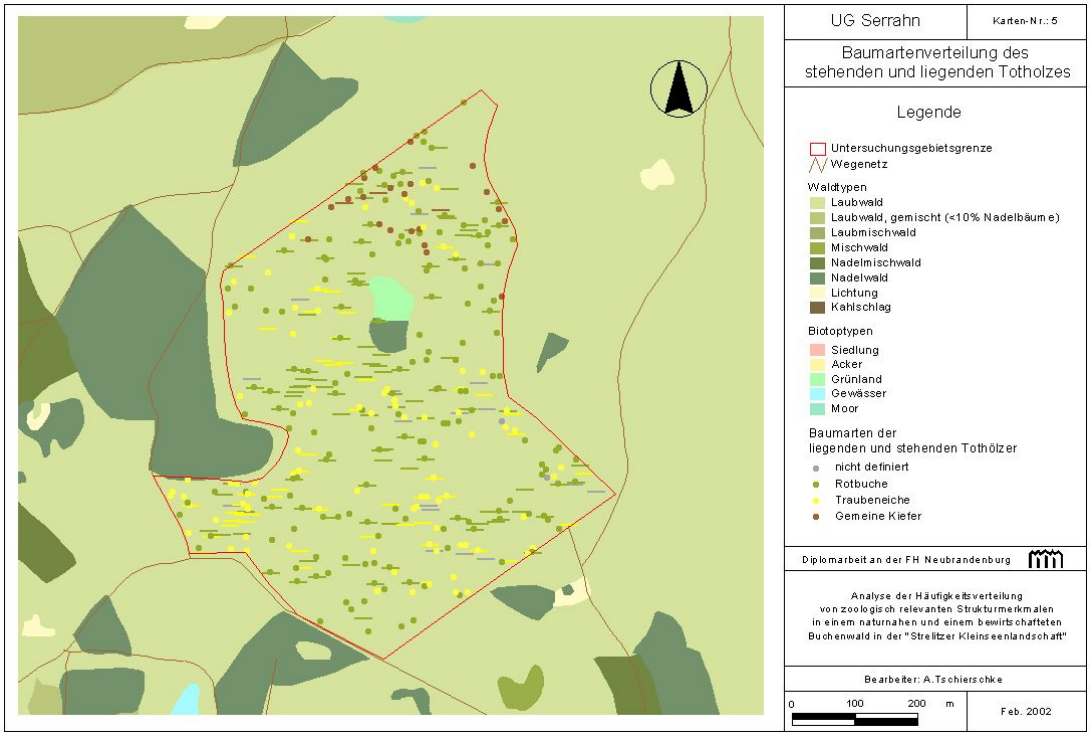


Abbildung 7: Verteilung des Totholzes nach Typ und Baumart auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1- Serrahn

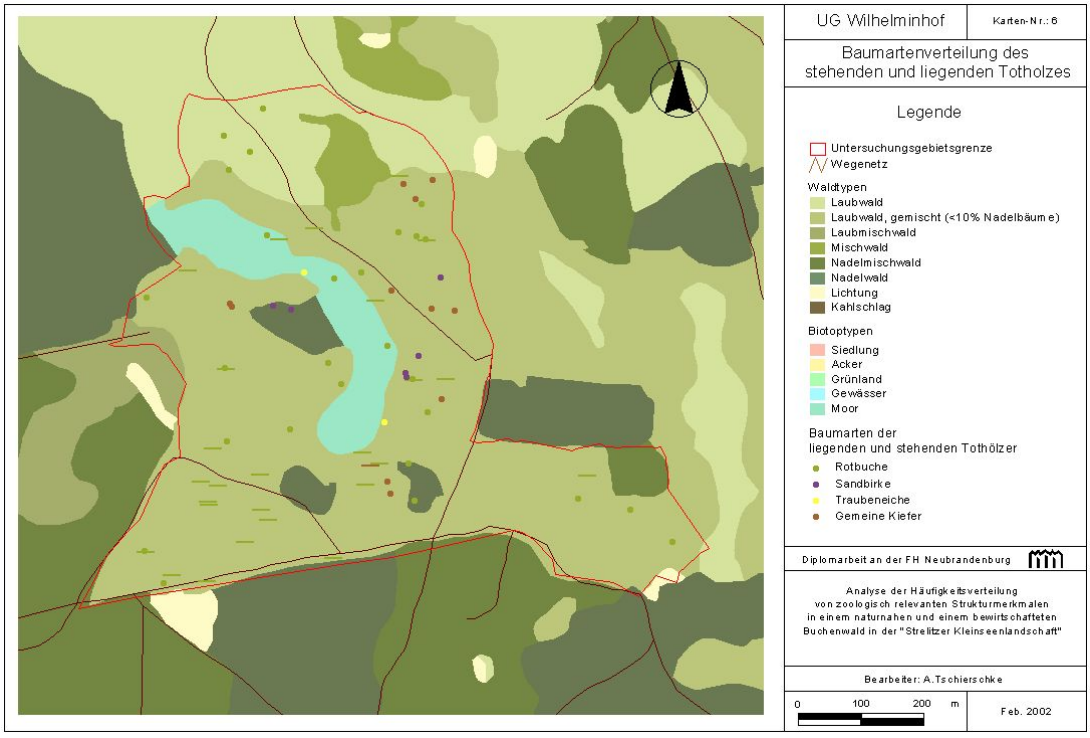


Abbildung 8: Verteilung des Totholzes nach Typ und Baumart in Wilhelminenhof (Bu(m)M2)

Die relativen Häufigkeiten des stehenden Totholzes (Abbildung 9) liegen für die Buche bei 60 %, für Eiche bei über 30 % und bei der Kiefer bei lediglich 10 %. Fast identische Werte ergeben sich für Buche und Eiche bei den liegenden Totholzern. Durch die sehr weit fortgeschrittene Zersetzung ließ sich visuell bei fast 10 % des liegenden Totholzes die Baumart nicht mehr exakt ansprechen.

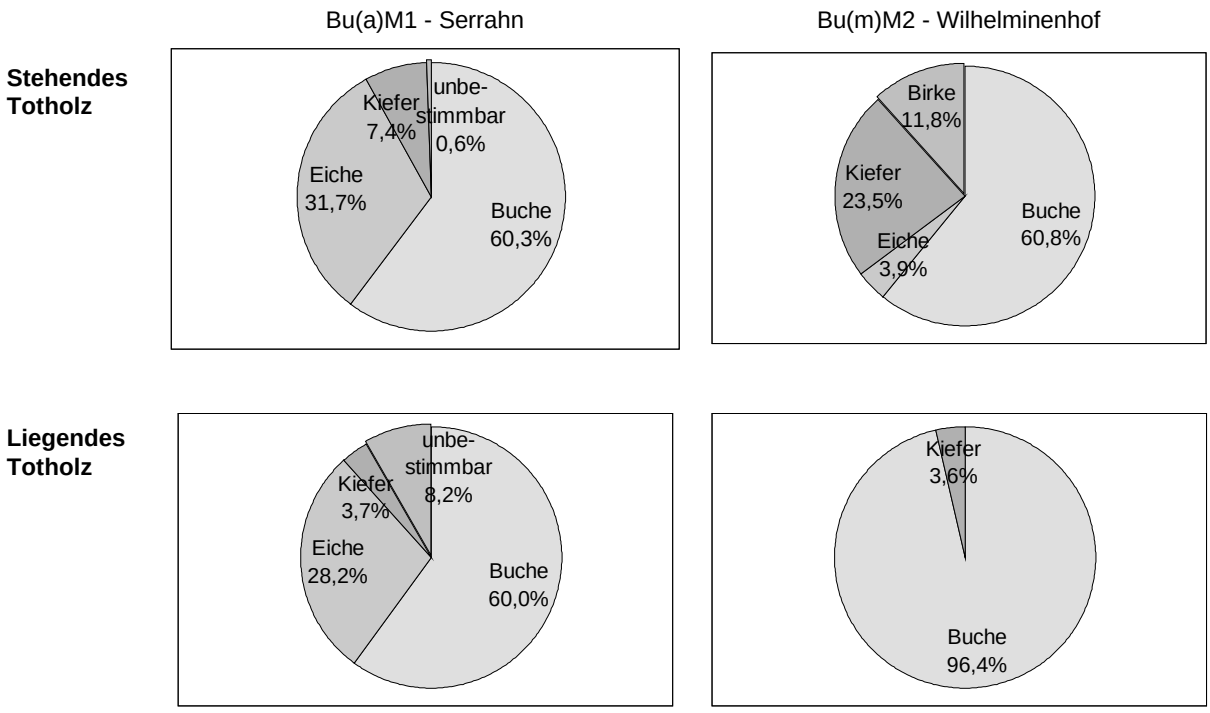


Abbildung 9: Relative Häufigkeitsverteilung der Baumarten im Totholz

Auch auf der bewirtschafteten Untersuchungsfläche Bu(m)M2 im Forstamt Wilhelminenhof dominierte die Buche beim stehenden Totholz mit einem Anteil von 60 %. Im Unterschied zu Serrahn tritt hier als zweithäufigste Baumart die Kiefer mit fast 25 % auf. Neben Buche, Kiefer und Eiche findet sich aber auch noch die Birke. Sie nimmt über 10 % des stehenden Totholzanteils ein.

Weiterhin treten hier große Unterschiede in den Anteilen der Baumarten zwischen dem stehenden und dem liegenden Totholz auf. Augenscheinlich ist der hohe Anteil der Buche (96,4 %) und die im Verhältnis dazu geringe Anzahl von Kiefern mit lediglich 3,6 % (n = 1). Obwohl Eiche und Birke zusammen fast 40 % des stehenden Totholzes ausmachen, fehlen sie beim liegenden Totholz gänzlich.

In beiden Untersuchungsgebieten weisen die Zersetzungsgrade beim stehenden Totholz fast gleiche Verteilungen auf, es dominiert jeweils die Zersetzungskategorie 2 (Beginnende Zersetzung, Bu(a)M1: 39,7 %, Bu(m)M2: 35,2 %) vor der Zersetzungskategorie 3 (Fortgeschrittene Zersetzung, Bu(a)M1: 23,9 %, Bu(m)M2: 33,2 %). Sie nehmen je Untersuchungsgebiet zusammen fast 70 % ein. Auch beim liegenden Totholz treten die Zersetzungsgrade 2 und 3 an die erste Stelle. Hier erscheint zusätzlich die Kategorie 5 (Endphase). Diese kommt nicht bei stehenden Baumleichen vor, da die Stämme in dieser Kategorie nicht mehr standfähig sind.

Beinahe jede zweite stehende Baumleiche auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 in Wilhelminenhof zeigte Wuchsanomalien. Besonders hervorgetreten sind die Merkmale Schiefwuchs und Exzentrität an Buche und Kiefer. Dagegen fanden sich beim stehenden Totholz auf der Fläche Bu(a)M1 in Serrahn nur an jedem vierten Baum Wuchsabweichungen. Auffällig hoch waren an Buche und Eiche die Qualitätsattribute Dreh- und Schiefwuchs sowie Exzentrität. Bei liegenden Totholz konnte lediglich in Serrahn (fast jeder zehnte Baum) ein hoher Anteil verdrehter Schäfte festgestellt werden. Solche Bäume finden sich auch kaum auf bewirtschafteten Flächen wie in Wilhelminenhof, wo sie vor dem Absterben verwertet werden.

Weitere besondere Merkmale und Auffälligkeiten in den Untersuchungsgebieten waren zum einen elf vollständige Wurzelteller an liegenden Stämmen (nur auf Fläche Bu(a)M1) - sie dienen Kleinsäugern besonders im Winter als frostfreie Unterschlüpfe - zum anderen Zwieselbrüche, die hauptsächlich an Buchen festgestellt wurden. In Serrahn wurden zwölf und in Wilhelminenhof drei Stammbrüche dieser Art festgestellt. Solche Astbrüche werden von Bunt- und Mittelspechten bevorzugt zur Anlage von Höhlen genutzt.

3.1.1 Häufigkeitsverteilung der Spechthöhlen

Auf der Fläche Bu(a)M1 in Serrahn wurden insgesamt 117 Bäume (7,3 /ha) mit 242 Spechthöhlen, in Wilhelminenhof (Bu(m)M2) dagegen nur 70 Bäume (4,5 /ha) mit 167 Höhlen festgestellt (Tabelle 9). Insgesamt wies ca. jede sechste Höhle auf eine Benutzung durch Spechte oder einen ihrer Nachnutzer hin. In Serrahn waren zum Zeitpunkt der Kartierung 51,2 % der Höhlen nicht in Benutzung und für Nachnutzer verfügbar. Der hohe Benutzungsgrad der Höhlen in Wilhelminenhof von 88,6 % deutet dagegen auf einen Mangel an Höhlenbäumen hin. Es darf hier aber nicht unerwähnt bleiben, dass ein Specht mehrere Höhlen (als Brut- oder Schlafhöhle) gleichzeitig nutzt bzw. an ihnen arbeitet (Initialhöhle).

Tabelle 9: Höhlenverteilung je Spechtarten und Untersuchungsfläche

	Bu(a)M1 - Serrahn		Bu(m)M2 - Wilhelminenhof	
	n	%	n	%
Bunt-/ Mittelspechthöhle	189	78,1	145	86,8
Schwarzspechthöhle	53	21,9	22	13,2
∑	242	100,0	167	100,0

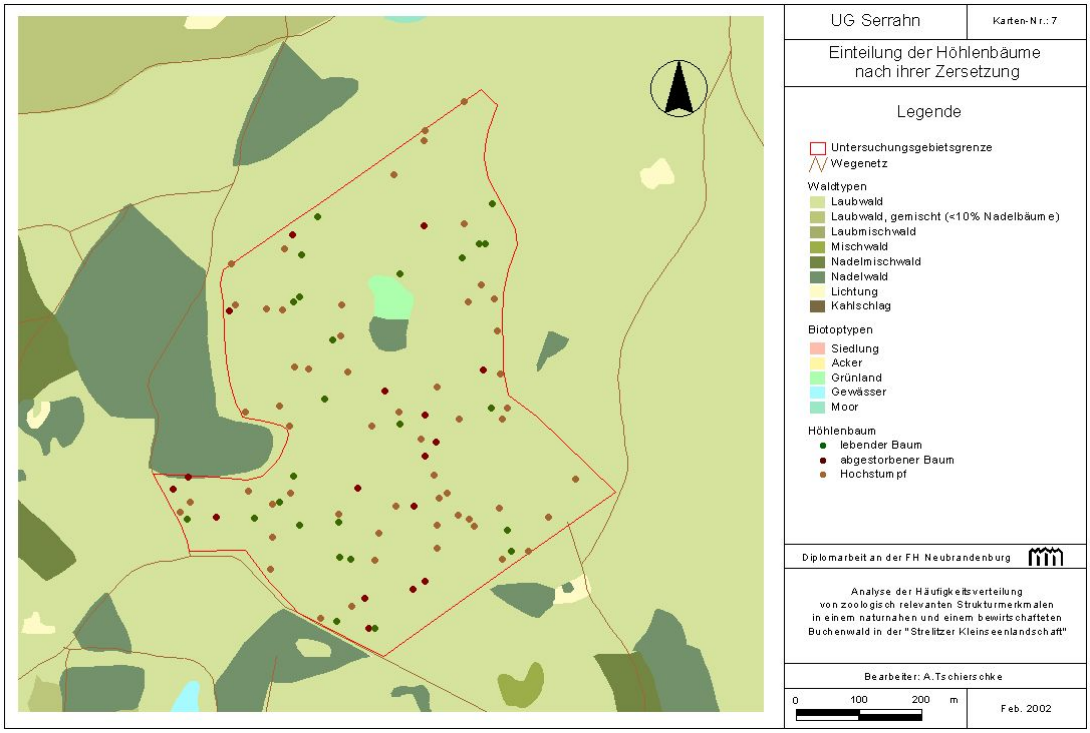


Abbildung 10: Verteilung der Spechthöhlen auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

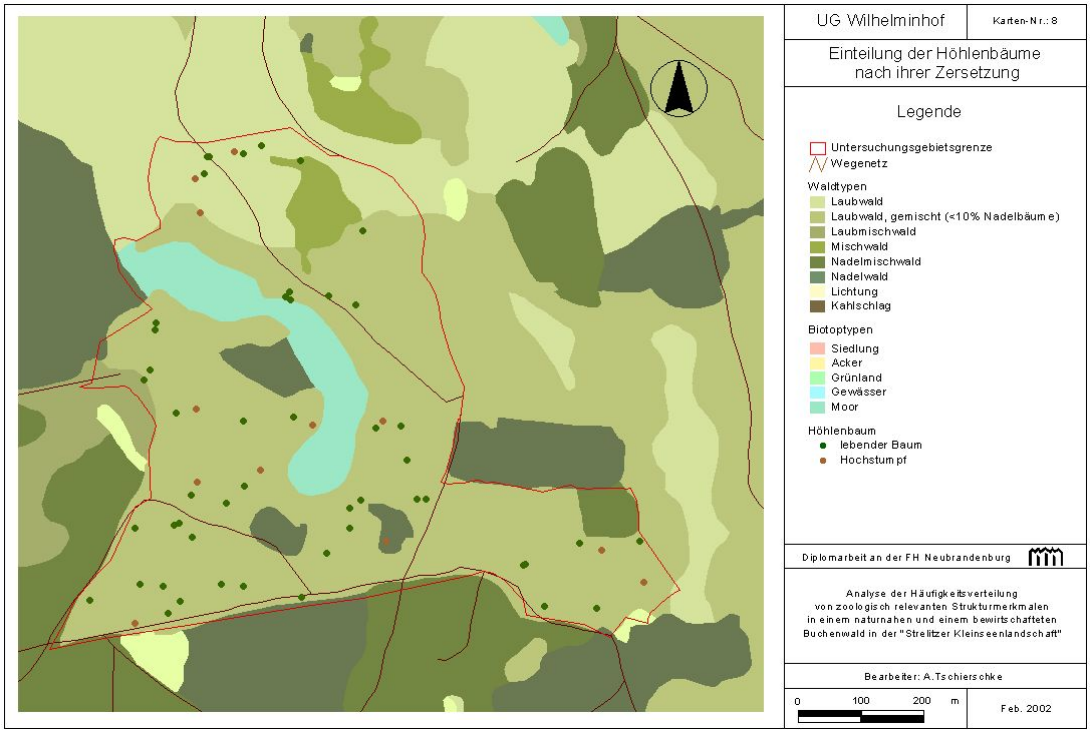


Abbildung 11: Verteilung der Spechthöhlen in Wilhelminenhof (Bu(m)M2)

Über ¾ aller in Serrahn kartierten Höhlen von Bunt- und Mittelspecht befinden sich in Totholz (Abbildung 12). Die größeren Schwarzspecht-Höhlen wurden dagegen je zur Hälfte in Tothölzern und in lebenden Bäumen nachgewiesen.

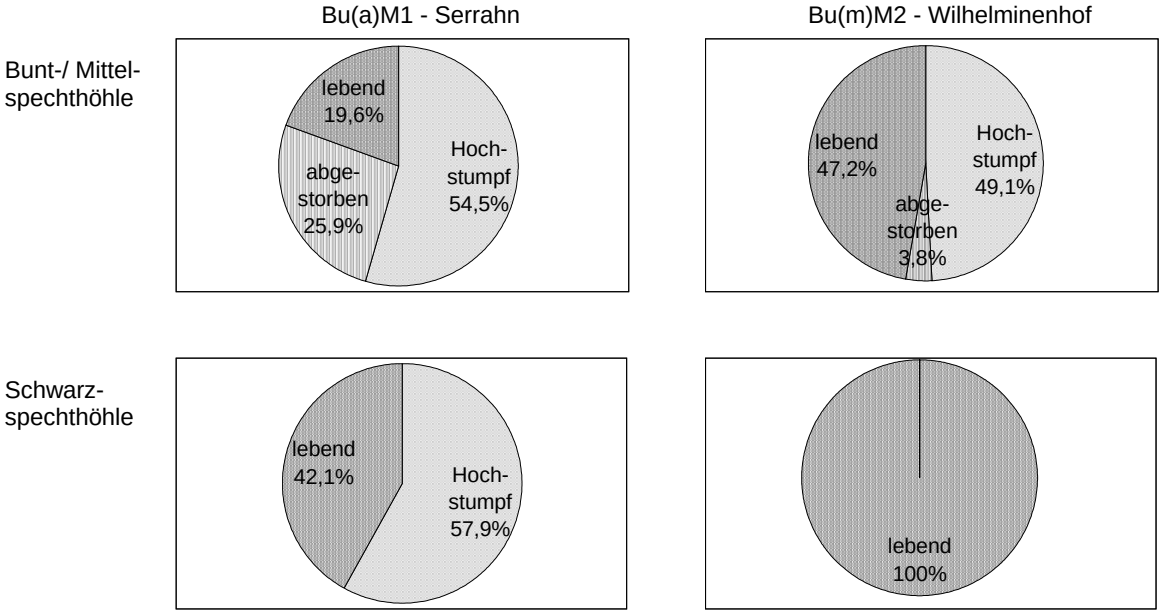


Abbildung 12: Zersetzungszustand der Spechtbäume

Da auf der Fläche in Wilhelminenhof weniger Totholz vorhanden ist, wurde der größere Teil der Höhlen in lebenden Bäumen gefunden. Bemerkenswert ist, dass in diesem Untersuchungsgebiet von den wenigen stehenden Tothölzern nur knapp ein Viertel als Spechtbaum genutzt wurde.

In Serrahn wurden von den Spechten sowohl Buchen als auch Eichen zur Anlage von Höhlen genutzt. Dagegen befanden sich alle in der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof entdeckten Höhlen in Buchen.

Die Expositionen der Höhlenausgänge (in 10°-Schritten klassifiziert) zeigen für die beiden Untersuchungsgebiete keinen einheitlichen Trend. Insgesamt werden nahezu alle Richtungen jedoch mit unterschiedlicher Präferenz genutzt (Abbildung 13). In Serrahn ist das Spektrum der genutzten Expositionen aber deutlich größer als in Wilhelminenhof . Beim Schwarzspecht ließ sich jedoch eine Bevorzugung der Richtung Nordwest bis Südost nachweisen. Auch im Wirtschaftswald wurden vorwiegend Höhlen mit Ausgang in Richtung Nordwest bis Südost gefunden, in diesem Fall aber Höhlen von Bunt- und Mittelspechten. Die Ausgänge von Schwarzspechthöhlen wiesen hier hauptsächlich in Richtung Nordost bis Südwest.

Spechte zimmern nach MESCHEDE (2001) ihre Höhlen in der Regel in angegriffenes, also beschädigtes und damit weiches Holz (eine Ausnahme bildet der Schwarzspecht, der auch intakte Stämme nutzt). Eine große Anzahl von Höhlen hätten demnach infolge der vermehrten Wetterschäden ihre Ausgänge in westliche Richtung haben müssen. Da jedoch beide Untersuchungsflächen in geschlossenen Waldgebieten liegen, bleiben mögliche Wettereinflüsse und damit Expositionspräferenzen - wenn überhaupt - auf Lichtungen, größere Schirmlücken, Wege, Abteilungsgrenzen, u.ä. beschränkt.

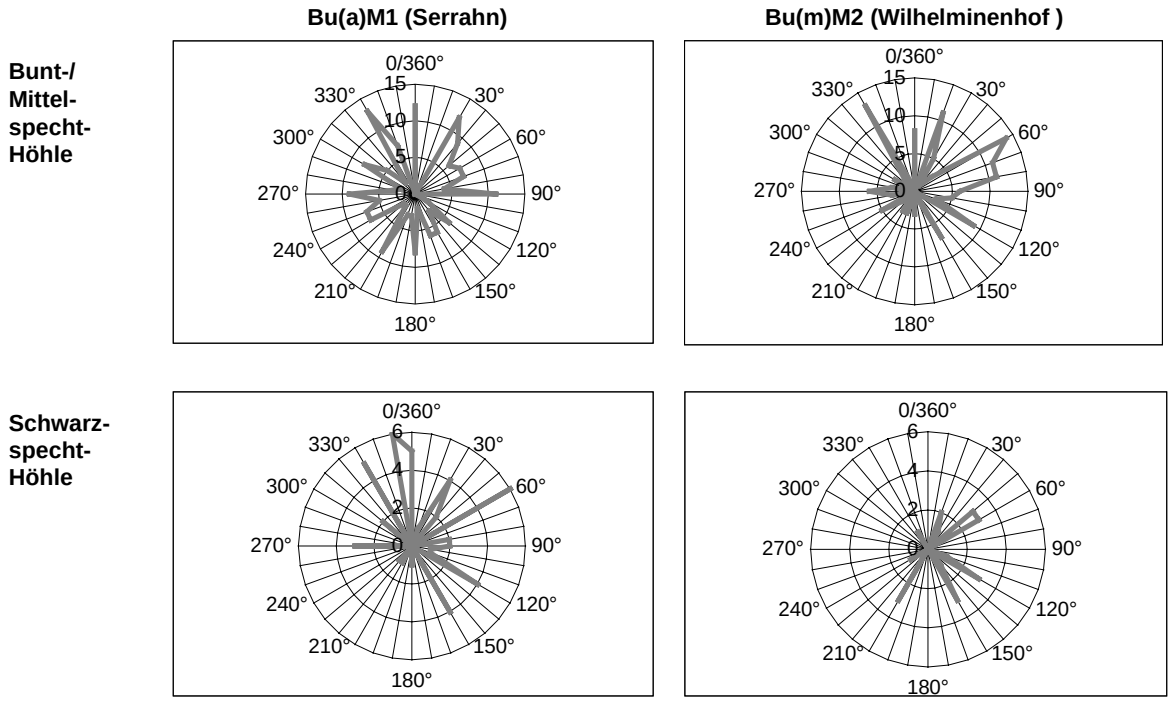


Abbildung 13: Absolute Häufigkeitsverteilung der Höhlentypen nach Exposition

Betrachtet wurde die Frage, ob nicht andere Parameter, wie z.B. vorhandene Strukturen am Baum, zur Bevorzugung einer Exposition geführt haben. Hier ließ sich nachweisen, dass fast ein Viertel (22,2 %) aller kartierten Höhlen in bzw. in unmittelbarer Nähe von Strukturen, wie Astbrüchen, Astlöchern, Seitenästen, Zwieselbrüchen und Pilzen gefunden wurden. Der Großteil von diesen wurde mit 52 (31,1 %) in Wilhelminenhof kartiert. Demgegenüber steht Serrahn mit 39 Höhlen (16,1 %). Auffallend war, dass nahezu alle Höhlen in lebenden Bäumen und davon über die Hälfte in lebenden oder toten Seitenästen entdeckt wurden. In Serrahn wurden sie hauptsächlich in Eichen, in Wilhelminenhof aber ausschließlich in Buchen entdeckt.

Die Sonderstrukturen wurden hauptsächlich von Bunt- und Mittelspechten zur Höhlenanlage genutzt. Nur drei Höhlen der Größenordnung „Schwarzspecht“ hatten in Serrahn Bezug zu Sonderstrukturen, sieben dagegen in Wilhelminenhof.

Der Vergleich der relativen Häufigkeiten bei der Nutzung einzelner Strukturen zum Höhlenbau zwischen den beiden Untersuchungsgebieten zeigt, dass in Wilhelminenhof wesentlich mehr Sonderstrukturen zur Anlage von Höhlen genutzt wurden. In Serrahn wurden hauptsächlich abgestorbene Seitenäste genutzt. Andere Strukturen scheinen eine untergeordnete Rolle zu spielen (Abbildung 14).

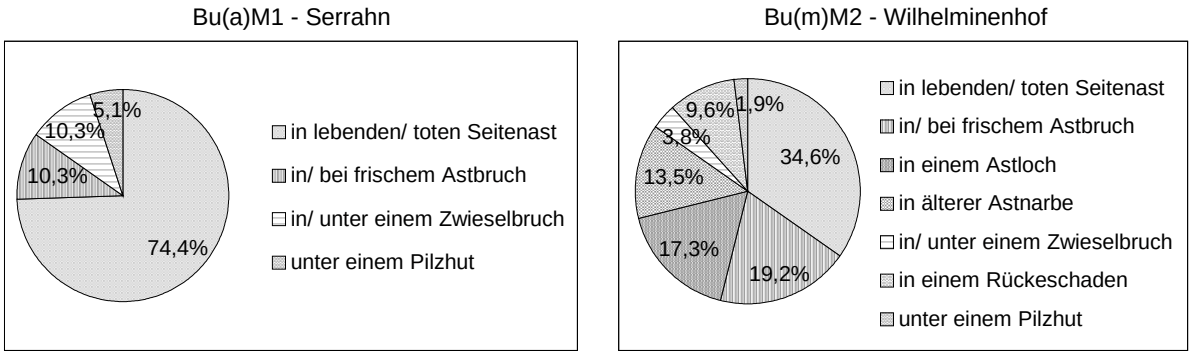


Abbildung 14: Relative Häufigkeit der Nutzung einzelnen Strukturen zum Höhlenbau

Insgesamt sieben unterschiedliche Strukturparameter konnten dagegen auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof nachgewiesen werden. Auch hier wurden die Seitenäste besonders stark zum Höhlenbau genutzt. Über die Hälfte der Höhlen wurden aber in Zusammenhang mit einem Ast- bzw. Zwieselbruch kartiert. Sie ließen sich entweder in unmittelbarer Nähe oder direkt in den frischen Brüchen oder in älteren Astlöchern und -narben finden. Auf der bewirtschafteten Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof wurden insgesamt fünf Höhlen in Rückeschäden festgestellt. Auch ließen sich Höhlen unter Baumpilzkonsolen finden.

3.2 Vögel

3.2.1 Erweiterte Revierkartierung

Einen ersten Eindruck von der Brutvogelfauna der Flächen gibt Abbildung 15mit dem einfachen Vergleich der Artenzahl pro Jahr auf den untersuchten Flächen.

Es ist deutlich erkennbar, dass die jüngeren Kiefernflächen im Vergleich zu den Flächen, auf denen ältere Bestände stocken, die geringsten Artenzahlen aufweisen . Die Flächengrößen der jüngeren Kiefernflächen bei Gnewitz sind allerdings gering im Vergleich zu denen im Nationalparkbereich Serrahn, so dass tiefergehende Interpretationen auf Grund der Arten-Flächen-Beziehung problematisch erscheinen. Bemerkenswert sind die hohen Artenzahlen auf der bewirtschafteten Fläche Wilhelminenhof (Bu(m)M2) und der noch bis vor kurzem bewirtschafteten Fläche im Nationalpark an der Steinmühle (Bu(m)M3) im Vergleich zu den seit langem unbewirtschafteten Buchenwaldflächen bei Serrahn. Zum Vergleich der Flächen hinsichtlich der Dominanz der festgestellten Arten wurde für alle Flächen die RENKONENsche Zahl berechnet (Tabelle 10). Sinnvoll ist vor allem der Vergleich solcher Flächen, die verschiedene Entwicklungsstadien der Waldbestände im Zuge des Waldumbaus repräsentieren. In der Reihenfolge von jungen zu alten Beständen sind das die Flächenkombinationen Ki(j)M2 *vs.* Ki(j)M1, Ki(j)M1 *vs.* KiBu(m)M1, KiBu(m)M1 *vs.* KiBu(m)M2, KiBu(m)M2 *vs.* KiBu(a)M2, KiBu(a)M2 *vs.* KiBu(a)M1 und KiBu(a)M1 *vs.* Bu(a)M2, Bu(a)M4, Bu(a)M1, Bu(m)M3, Bu(m)M2. Interessant ist auch die Betrachtung der Kombinationen von bewirtschafteten mit unbewirtschafteten Rotbuchen-Flächen (Bu(a)M2/Bu(a)M4/Bu(a)M1 *vs.* Bu(m)M3/Bu(m) M2).

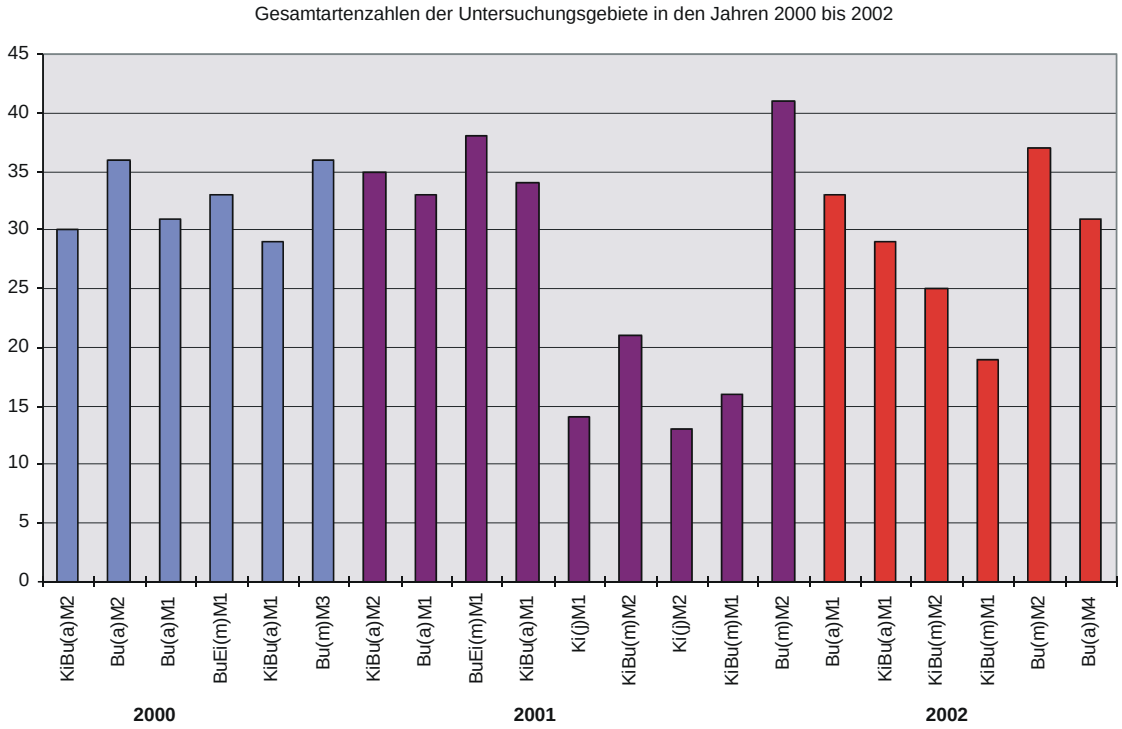


Abbildung 15: Gesamtartenzahlen auf den Untersuchungsflächen in den Jahren 2000 bis 2002

Tabelle 10: RENKONENsche Zahlen für die Artenzahlen der erweiterten Revierkartierung in den einzelnen Untersuchungsjahren

		RENKONENsche Zahl										
Jahr	Fläche	KiBu(a)M2	Bu(a)M2	Bu(a)M4	Bu(a)M1	BuEi(m)M1	KiBu(a)M1	Bu(m)M3	Bu(m)M2	Ki(j)M1	KiBu(m)M2	Ki(j)M2
2000	Bu(a)M2	0,799	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Bu(a)M1	0,733	0,746	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	BuEi(m)M1	0,734	0,787	0,000	0,825	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	KiBu(a)M1	0,806	0,688	0,000	0,674	0,676	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Bu(m)M3	0,714	0,816	0,000	0,755	0,828	0,645	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
2001	Bu(a)M1	0,666	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	KiBu(a)M1	0,775	0,000	0,000	0,615	0,615	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Bu(m)M2	0,786	0,000	0,000	0,785	0,760	0,717	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Ki(j)M1	0,565	0,000	0,000	0,412	0,416	0,595	0,000	0,482	0,000	0,000	0,000
	KiBu(m)M2	0,739	0,000	0,000	0,571	0,617	0,745	0,000	0,667	0,591	0,000	0,000
	Ki(j)M2	0,422	0,000	0,000	0,190	0,235	0,399	0,000	0,315	0,504	0,406	0,000
	KiBu(m)M1	0,530	0,000	0,000	0,406	0,382	0,547	0,000	0,466	0,456	0,472	0,406
2002	Bu(a)M4	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Bu(a)M1	0,000	0,000	0,807	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	KiBu(a)M1	0,000	0,000	0,595	0,637	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	Bu(m)M2	0,000	0,000	0,688	0,699	0,000	0,624	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	KiBu(m)M2	0,000	0,000	0,570	0,577	0,000	0,660	0,000	0,656	0,000	0,000	0,000
	KiBu(m)M1	0,000	0,000	0,468	0,447	0,000	0,518	0,000	0,469	0,000	0,477	0,000

Beim Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN (Tabelle 11) finden die gemeinsamen Arten in den Flächenkombinationen noch stärker Berücksichtigung. Die größten Distanzsprünge in der Ähnlichkeit zu den zeitlich davor und danach gelegenen Flächenpaaren zeigen sich bei Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 (Kiefern-Buchen-Mischbestand - 80j./40j.). Das deutet darauf hin, das sich in diesem Stadium der Bestandsentwicklung, die einschneidendsten Veränderungen in der Besiedlung mit Brutvögeln vollziehen.

Der Diversitätsindex nach SHANNON, berechnet für die einzelnen Flächen (Tabelle 12), zeigt für die alten Buchenbestände die höchsten Werte (die Fläche BuEi(m)M1 sollte hierbei nicht berücksichtigt werden, da sie sich aufgrund Bestandsalter, Haupt- und Begleitbaumart nicht in das Versuchsflächenset einordnen lässt). Der höhere Diversitätswert auf den bewirtschafteten Buchenwaldflächen bei Wilhelminenhof (Bu(m)M2) und Steinmühle (Bu(m)M3) erklärt sich aus der unmittelbaren Nachbarschaft zu andersartigen Biotoptypen (Moore bei Wilhelminenhof; Moore, Seen, Offenland bei Steinmühle) und den daraus resultierenden Teilsiedlern, Brutgästen und Randrevieren. Die höheren Werte der Eveness bei den Buchenwaldreferenzflächen in Serrahn im Vergleich zu den bewirtschafteten Buchenbeständen zeigen jedoch, dass in den unbewirtschafteten Beständen die Unterschiede in der Häufigkeit der gefundenen Arten geringer sind, was auf bessere Ressourcenausstattung der vorhandenen Nischen in den naturnahen Beständen hindeutet.

Tabelle 11: Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN für die Artenzahlen der erweiterten Revierkartierung in den einzelnen Untersuchungsjahren

Ähnlichkeitsindex nach WAINSTEIN												
Jahr	Fläche	KiBu(a)M2	Bu(a)M2	Bu(a)M4	Bu(a)M1	BuEi(m)M1	KiBu(a)M1	Bu(m)M3	Bu(m)M2	Ki(j)M1	KiBu(m)M2	Ki(j)M2
2000	Bu(a)M2	66,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bu(a)M1	47,5	56,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	BuEi(m)M1	45,2	57,1	0,0	60,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KiBu(a)M1	59,3	52,0	0,0	41,9	48,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bu(m)M3	52,6	65,3	0,0	51,0	63,7	45,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2001	Bu(a)M1	46,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	BuEi(m)M1	54,0	0,0	0,0	57,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KiBu(a)M1	59,6	0,0	0,0	39,0	4,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bu(m)M2	60,3	0,0	0,0	50,6	60,4	50,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Ki(j)M1	22,6	0,0	0,0	14,1	15,3	24,5	0,0	16,4	0,0	0,0	0,0
	KiBu(m)M2	44,3	0,0	0,0	28,6	34,1	39,3	0,0	34,2	34,9	0,0	0,0
	Ki(j)M2	12,6	0,0	0,0	3,4	5,7	12,2	0,0	8,1	25,2	12,5	0,0
	KiBu(m)M1	24,2	0,0	0,0	11,7	14,7	25,7	0,0	18,2	22,8	20,0	18,3
2002	Bu(a)M4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bu(a)M1	0,0	0,0	66,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KiBu(a)M1	0,0	0,0	29,8	37,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bu(m)M2	0,0	0,0	48,1	49,4	0,0	38,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	KiBu(m)M2	0,0	0,0	29,3	30,4	0,0	42,0	0,0	38,7	0,0	0,0	0,0
	KiBu(m)M1	0,0	0,0	16,5	18,1	0,0	25,9	0,0	18,8	0,0	22,3	0,0

Tabelle 12: Diversität und Eveness für die Artenzahlen der erweiterten Revierkartierung in den einzelnen Untersuchungsjahren

	Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER (H_S)			Eveness (von H_S)		
	2000	2001	2002	2000	2001	2002
KiBu(a)M2	3,04	3,18	0	0,89	0,89	0
Bu(a)M2	3,14	0	0	0,88	0	0
Bu(a)M4	0	0	3,14	0	0	0,92
Bu(a)M1	3,13	3,05	3,16	0,91	0,87	0,9
BuEi(m)M1	3,09	3,26	0	0,88	0,9	0
KiBu(a)M1	2,92	2,97	2,96	0,87	0,84	0,88
Bu(m)M3	3,17	0	0	0,88	0	0
Bu(m)M2	0	3,22	3,2	0	0,87	0,89
Ki(j)M1	0	2,32	0	0	0,88	0
KiBu(m)M2	0	2,9	2,9	0	0,95	0,9
Ki(j)M2	0	2,12	0	0	0,83	0
KiBu(m)M1	0	2,49	2,63	0	0,9	0,89

Mit dem *t*-Test wurden die Diversitätsunterschiede für alle Flächenkombinationen geprüft (Tabelle 13), wobei jedoch bei der Benutzung von Punktdiversitätsindices wie dem SHANNON-WEAVER-INDEX die Resultate der Analyse nur deskriptiv genutzt werden sollen. Hochsignifikante Unterschiede sind erwartungsgemäß beim Vergleich der jungen Kiefernbestände mit den alten Rotbuchenbeständen festzustellen. Die Unterschiede in der Diversität fallen jedoch schon in dem Wachstumsabschnitt, der durch die Fläche KiBu(m)M2 repräsentiert wird, kaum noch ins Gewicht, was auf eine Zunahme der Ressourcenvielfalt in dieser Entwicklungsphase des Bestandes hinweist.

Nicht vernachlässigt werden darf bei der Interpretation der Ergebnisse, dass auch der Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER flächenabhängig ist (SCHERNER 1985). Auch ist die *alpha*-Diversität in Zeitreihen von Bestandsentwicklungen für weitergehende Aussagen nur eingeschränkt verwendbar.

Tabelle 13: Ergebnisse des t-Tests für die Diversitätsunterschiede der Artenzahlen der erweiterten Revierkartierung in den einzelnen Untersuchungsflächen je Untersuchungsjahr

	2000						2001								2002				
	Bu(a)M2	Bu(a)M4	Bu(a)M1	BuEi(m)M1	KiBu(a)M1	Bu(m)M3	Bu(a)M1	BuEi(m)M1	KiBu(a)M1	Bu(m)M2	Ki(j)M1	KiBu(m)M2	Ki(j)M2	KiBu(m)M1	Bu(a)M1	KiBu(a)M1	Bu(m)M2	KiBu(m)M2	KiBu(m)M1
KiBu(a)M2	n.s.	-	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	**	n.s.	***	*	***	***	-	-	-	-	-
Bu(a)M2	-	-	n.s.	n.s.	**	n.s.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bu(a)M4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	**
Bu(a)M1	-	-	-	n.s.	**	n.s.	-	**	n.s.	*	***	n.s.	***	***	-	*	n.s.	n.s.	**
BuEi(m)M1	-	-	-	-	*	n.s.	-	-	***	n.s.	***	**	***	***	-	-	-	-	-
KiBu(a)M1	-	-	-	-	-	**	-	-	-	**	***	n.s.	***	**	-	-	*	n.s.	n.s.
Bu(m)M2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	**	***	***	-	-	-	*	**
Ki(j)M1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**	n.s.	n.s.	-	-	-	-	-
KiBu(m)M2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	***	*	-	-	-	-	n.s.
Ki(j)M2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-

Ein wesentliches Ziel der Untersuchungen war es, Einflüsse des Waldumbaus auf die Avifauna abzuschätzen. Faktoren, die mit Sicherheit Einfluss auf die Artenzahl und Diversität haben, sind Flächengröße und -form, Bestandsalter und Mischungsverhältnisse. Die Berechnung der Korrelationsfaktoren für die messbaren

Größen Flächeninhalt und –umfang, sowie Bestandesalter im Ober- und Unterstand lieferte das erstaunliche Ergebnis, dass nicht etwa das Gesamtalter des Bestandes (Oberstand) am besten mit Artenzahl und Diversität korreliert, sondern an erster Stelle das Alter des Unterstandes bei Mischbeständen, gefolgt von der Flächengröße, dem Alter im Oberstand und dem Flächenumfang (siehe Tabelle 14). Die beste Korrelation zeigt sich zwischen Alter des Unterstandes und der Diversität.

Tabelle 14: SPEARMAN's Rang Korrelationskoeffizient r_S (fehlende Daten paarweise gelöscht)

	N	R	t(N-2)	p-level
Alter im Unterstand & Diversität	11	0,928197	7,48365	0,000038
Alter im Unterstand & Artenzahl	11	0,863223	5,12986	0,000620
Flächengröße & Artenzahl	21	0,741071	4,81103	0,000121
Flächengröße & Diversität	21	0,680558	4,04874	0,000685
Flächenumfang & Artenzahl	21	0,676682	4,00610	0,000756
Flächenumfang & Diversität	21	0,627000	3,50829	0,002351
Alter im Oberstand & Diversität	21	0,470993	2,32731	0,031155
Alter im Oberstand & Artenzahl	21	0,463875	2,28241	0,034161
Alter im Oberstand & Eveness	21	0,001663	0,00725	0,994293
Flächenumfang & Eveness	21	-0,320019	-1,47236	0,157296
Alter im Unterstand & Eveness	11	-0,361703	-1,16391	0,274385
Flächengröße & Eveness	21	-0,384392	-1,81497	0,085348

Zwei interessante Hinweise liefern auch die nachstehenden Grafiken, die auf den festgestellten Artenzahlen (Abbildung 16) sowie der berechneten Diversität (Abbildung 17) aufsetzen. Die entsprechenden Werte wurden gegen das Alter im Oberstand und den in einem Gradienten geordneten Bestandstyp bzw. die Baumartenzusammensetzung aufgetragen. Die quadratische Glättungsfunktion zeigt im ersten Fall, dass die Artenzahl in den alten Nadel- bzw. Buchen-Reinbeständen sowie dem Laubmischwald gegenüber den jungen und mittelalten reinen Nadelholz- bzw. Laub-Nadel-Mischbeständen deutlich ansteigt. Die Diversität verhält sich dagegen anders. Es ist deutlich sichtbar, dass das Alter im Oberstand einen erheblichen Einfluss auf die Diversität hat. Außerdem bewirkt der Bestandstyp im Gradienten vom Nadelholz-Reinbestand zum Buchen-Reinbestand einen zwar langsamen, aber stetigen Anstieg der Diversität. Die alten Buchenbestände der Kernflächen in Serrahn schneiden hier am besten ab. Diese Funktionen sollten mit weiteren Daten aus der Literatur untersetzt und geprüft werden. Das vorliegende Material ist noch zu gering, um definitive Aussagen zu treffen.

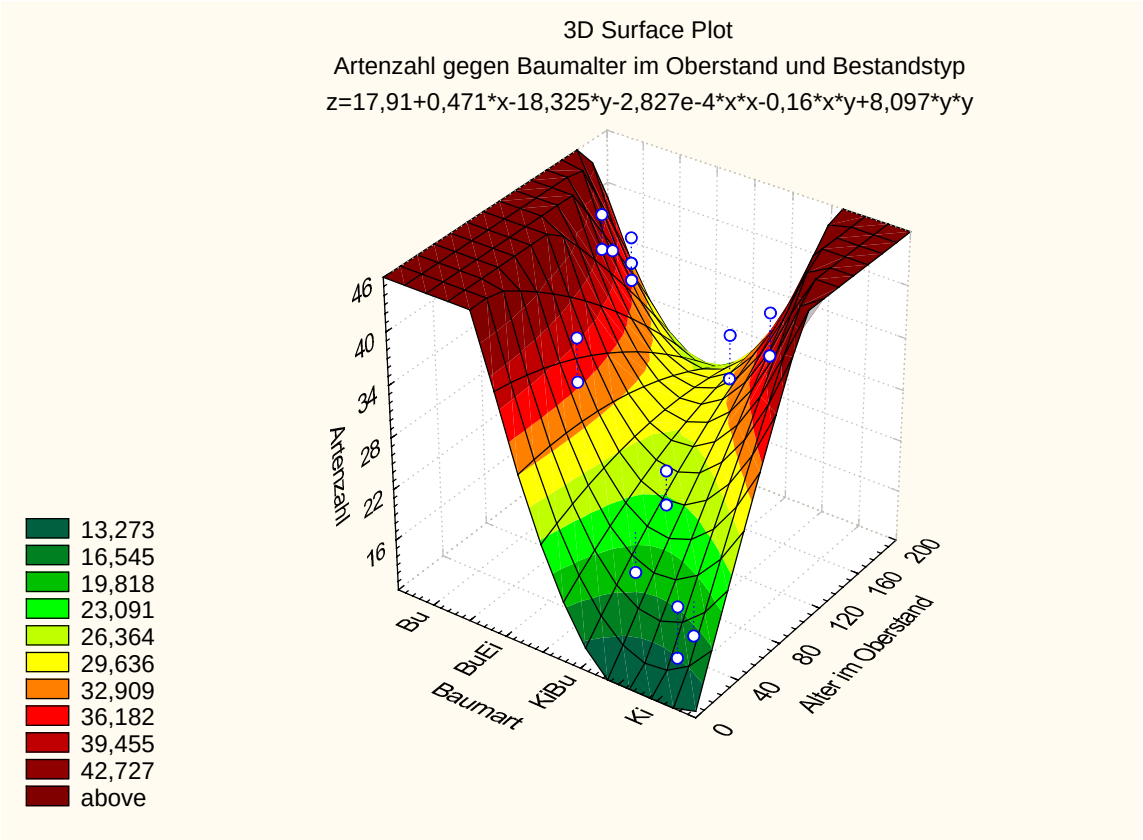


Abbildung 16: Artenzahl als Funktion des Alters im Oberstand und der Baumartenzusammensetzung

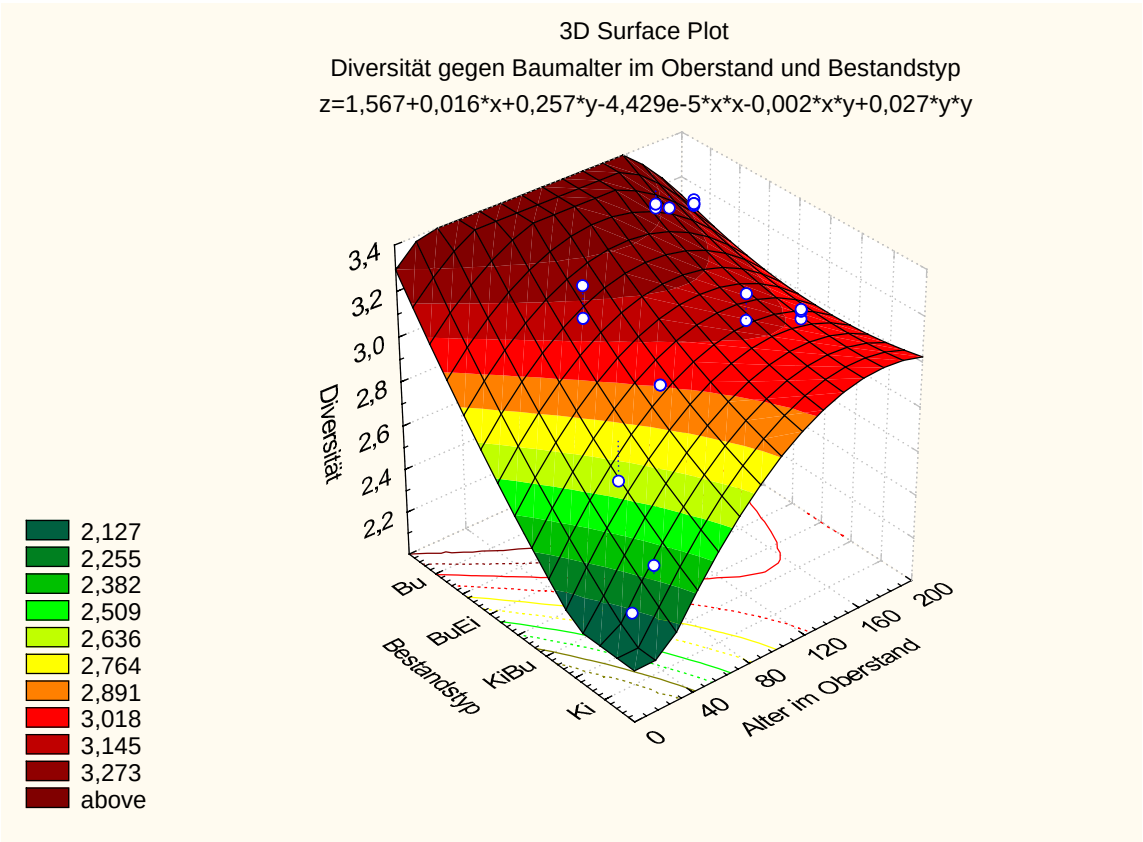


Abbildung 17: Diversität der Brutvögel als Funktion des Baumalters im Oberstand und des Bestandstyps (Baumartenzusammensetzung)

Flächenähnlichkeiten lassen sich auch gut durch eine Clusteranalyse herausarbeiten. Es darf angenommen werden, dass die Fälle (Untersuchungsflächen) auf der Basis der Dominanzwerte (Variablen) der Avizönose in der Art zu Clustern zusammentreten, so dass die Entwicklung der Flächen im Hinblick auf die Altersstruktur (von jungen Beständen über Flächen mittleren Alters zu Altbeständen) und die Bestandsmischung (Flächenumbau von reiner Kiefernbestockung über Kiefern-Rotbuchen-Mischbeständen zu rotbuchendominierten Flächen) widergespiegelt wird (Abbildung 18 bis Abbildung 20).

Als Clusteralgorithmus wurde das Verfahren nach WARD benutzt, da es die besten Ergebnisse bei den verwendeten Parametern erwarten ließ (ZENKER 1982). Bei diesem Algorithmus erfolgt die Gruppierung der Objekte unter der Zielvorgabe der geringstmöglichen Zunahme der Varianz innerhalb der wachsenden Cluster. Die quadrierte Euklidische Distanz der Dominanzwerte der einzelnen Arten wurde als Proximitätsmaß verwendet.

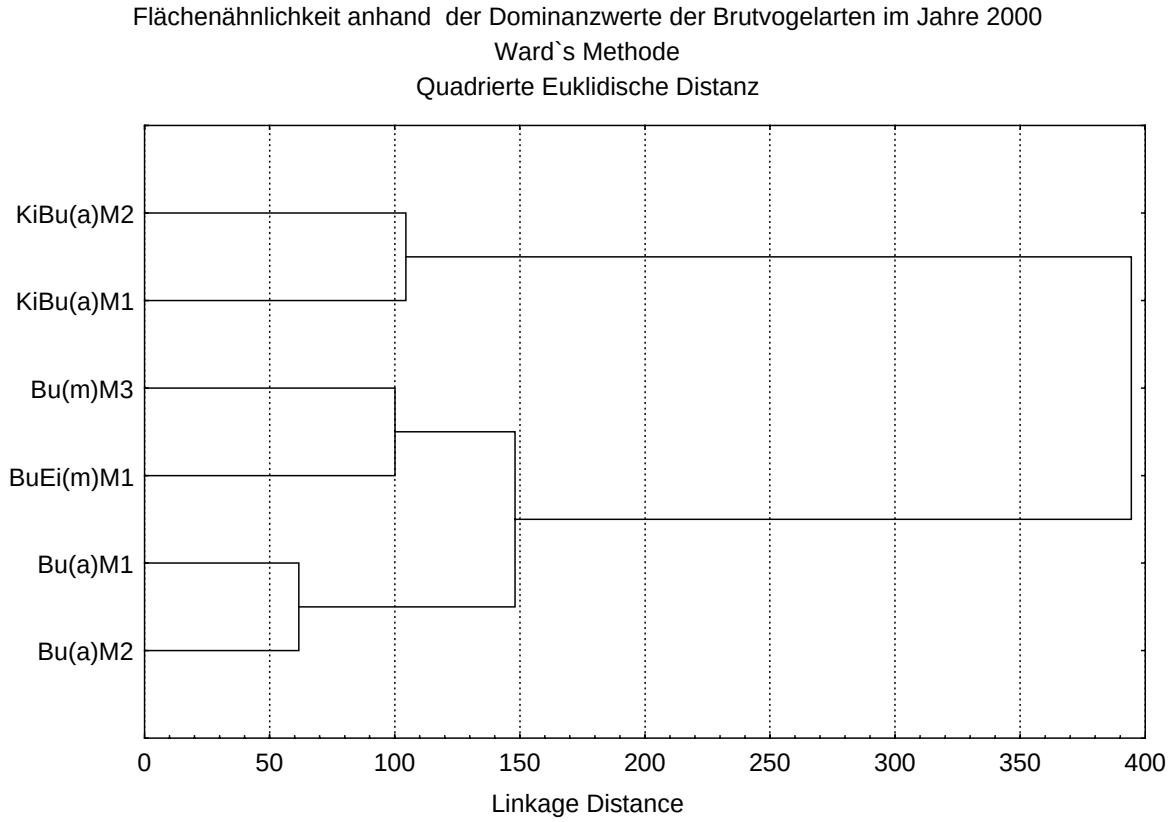


Abbildung 18: Flächenähnlichkeit anhand der Dominanz der Brutvogelarten im Jahr 2000

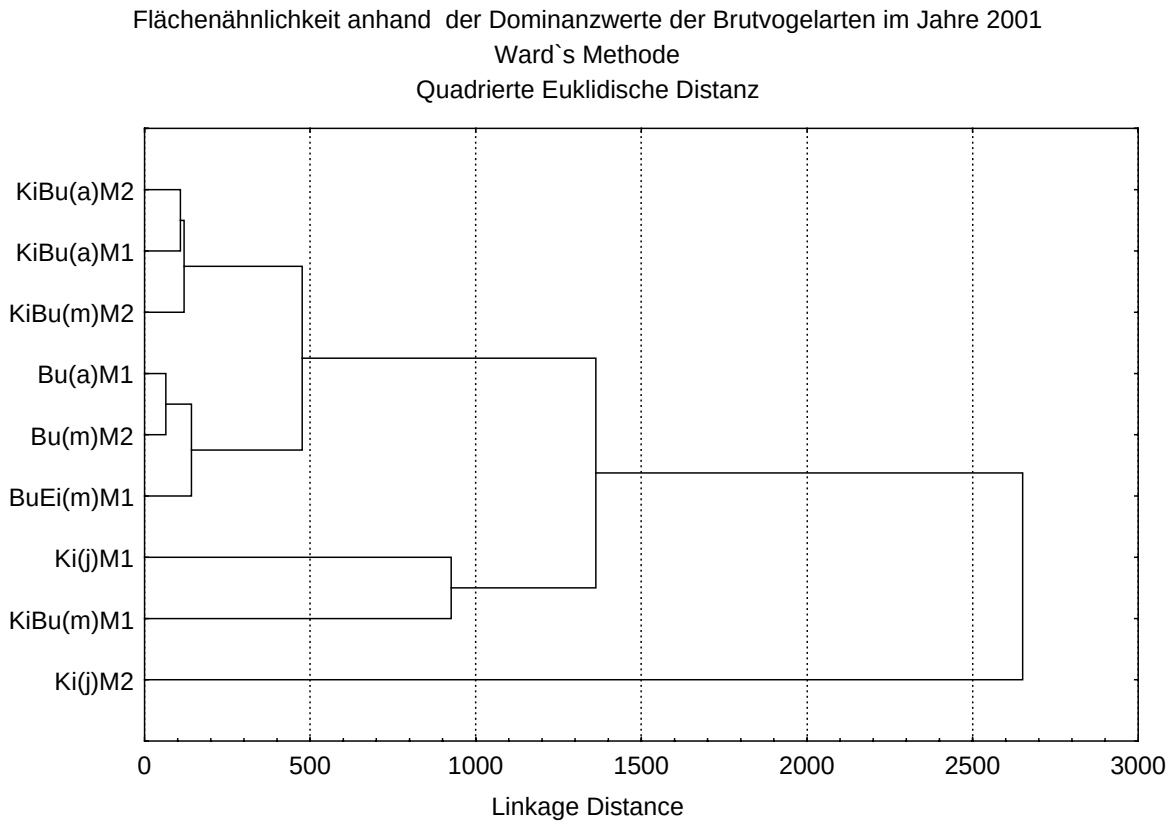


Abbildung 19: Flächenähnlichkeit anhand der Dominanz der Brutvogelarten im Jahr 2001

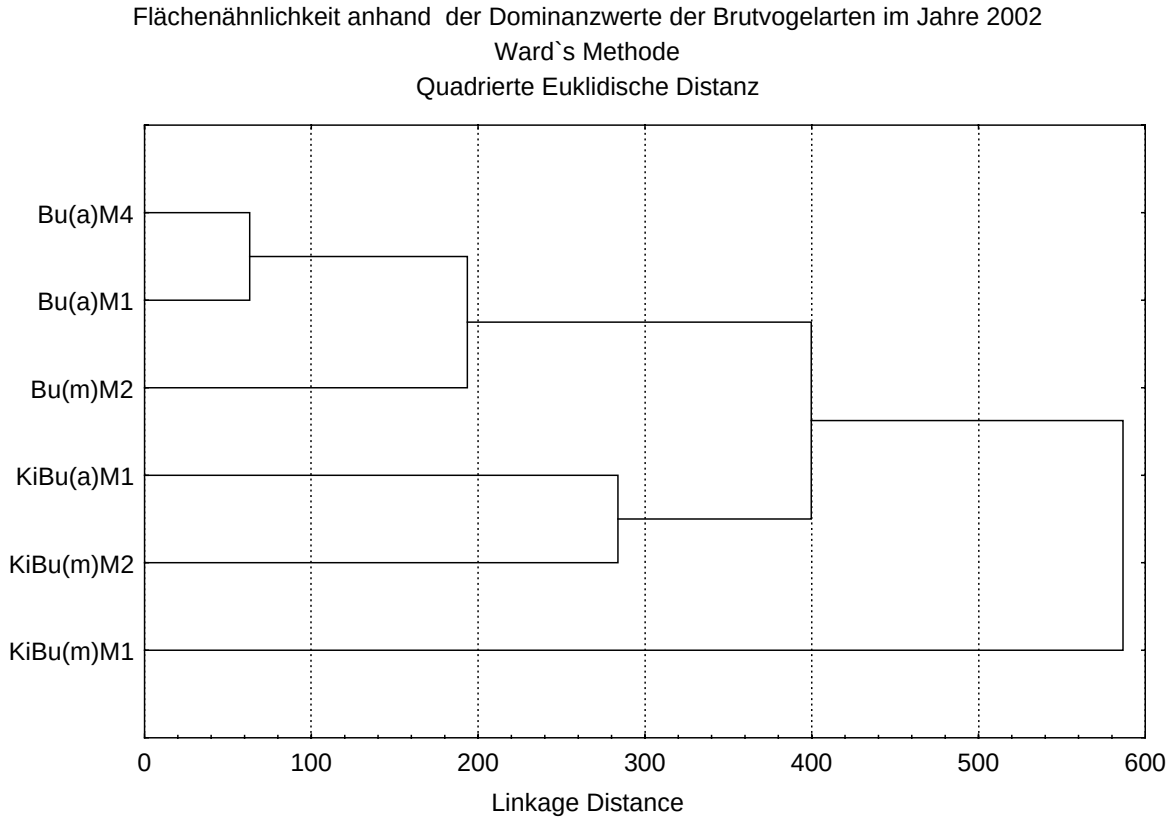


Abbildung 20: Flächenähnlichkeit anhand der Dominanz der Brutvogelarten im Jahr 2002

In den Dendrogrammen aus den einzelnen Untersuchungsjahren bilden die Untersuchungsgebiete auf der Basis der Dominanzverhältnisse der Avifauna

interpretierbare Gruppierungen nach Bestandsalter, Haupt- und Begleitbaumart (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, Beschreibung der Untersuchungsgebiete). Deutlich abgetrennt sind die jungen und mittelalten Kiefern-Reinbestände.

3.2.2 Vergleich der Wald-Umbaustadien im Hinblick auf die Vogelbesiedlung

Für die Flächen KiBu(m)M1, KiBu(m)M2, Bu(m)M2 und Bu(a)M1 wurde eine vergleichende Analyse der Wald-Umbaustadien mit Blick auf die räumliche Verteilung der Reviere im Raum vorgenommen, um eventuelle Dichteschwerpunkte zu finden.

Zum Vergleich der Flächen untereinander wurden durch Klassifizierung der absoluten Revierzahlen pro Rasterquadrat Dichtekategorien gleicher Intervallgröße gebildet. Zusätzlich wurden für die vier Untersuchungsgebiete Dichtezentren mit der *kernel*-Methode (WORTON 1989) berechnet, die auf *biodiversity hot spots* innerhalb der Flächen hindeuten. Allerdings ist zu beachten, dass die farblichen Abstufungen der Dichten sich in diesem Fall nur auf die betrachtete Verteilung beziehen. Sie können also zur Erklärung von Differenzierungen auf der jeweiligen Fläche herangezogen werden, dürfen aber nicht direkt miteinander verglichen werden. Außerdem wird die zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse durch die unterschiedliche Größe der Untersuchungsflächen, insbesondere beim Vergleich Nadelmischwald zu Buche, erschwert (REICHHOLF 1980).

Für die Referenzfläche Bu(a)M1 wird deutlich, dass sich im naturnahen Buchenwald dichtbesiedelte Rasterquadrate gleichmäßiger in der Fläche verteilen, als das bei den Flächen KiBu(m)M1 und KiBu(m)M2, die die Umbaustadien vom Kiefernforst zum Buchenbestand repräsentieren, und dem bewirtschafteten mittelalten Buchenbestand Bu(m)M2 der Fall ist (Abbildung 21). Obwohl das Gebiet verschiedene kleinere, die Homogenität der gesamten Fläche auflockernde, andersartige Ökotope enthält, ist eine Häufung von Revieren in deren Nähe kaum erkennbar. Eventuell sind diese Ökotope zu klein, möglicherweise ist aber auch das von vornherein sehr hohe Strukturangebot auf dieser Fläche kaum noch zu steigern. Die aus der *kernel*-Darstellung ersichtliche Revierhäufung in der südwestlichen Ecke des Untersuchungsgebiets deutet zwar auf die besondere Habitatqualität des Bereichs hin, ist aber eher auf Effekte zurückzuführen, die aus der Randlage resultieren, als auf innerhalb des Gebietes liegende Ursachen.

Im Vergleich dazu finden sich auf der bewirtschafteten Buchenwaldfläche Bu(m)M2 mehrere Dichtezentren (Abbildung 22). Diese Fläche ist horizontal, vor allem aber vertikal deutlich anders strukturiert als die Referenzfläche in Serrahn und insgesamt ärmer an Strukturen. Hier reichen offenbar schon geringe Differenzierungen bzw. Verbesserungen des Strukturangebotes aus, um Revierhäufungen zu ermöglichen.

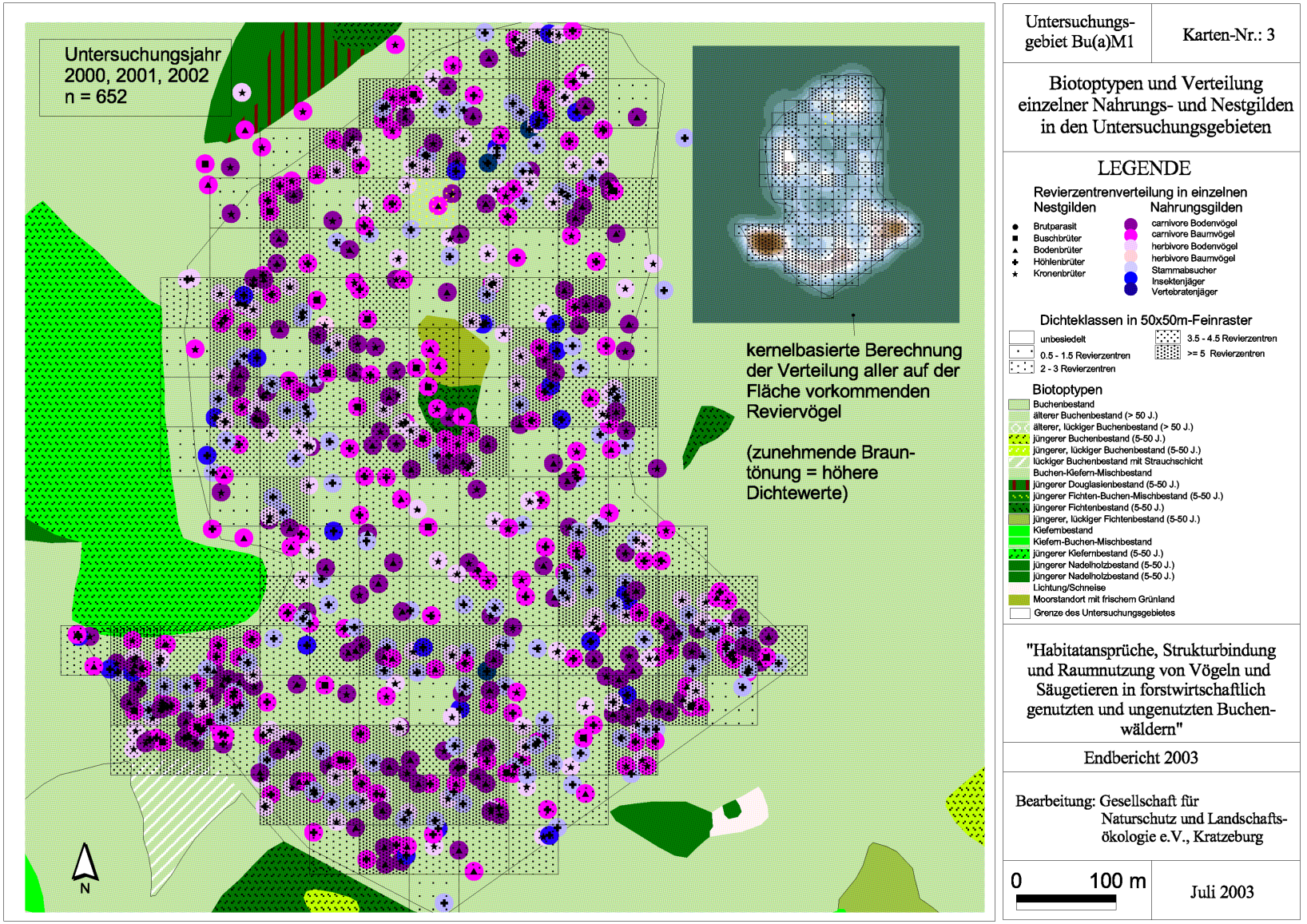


Abbildung 21: Brutpaardichte der Nahrungs- und Nestgilden auf Fläche Bu(a)M1

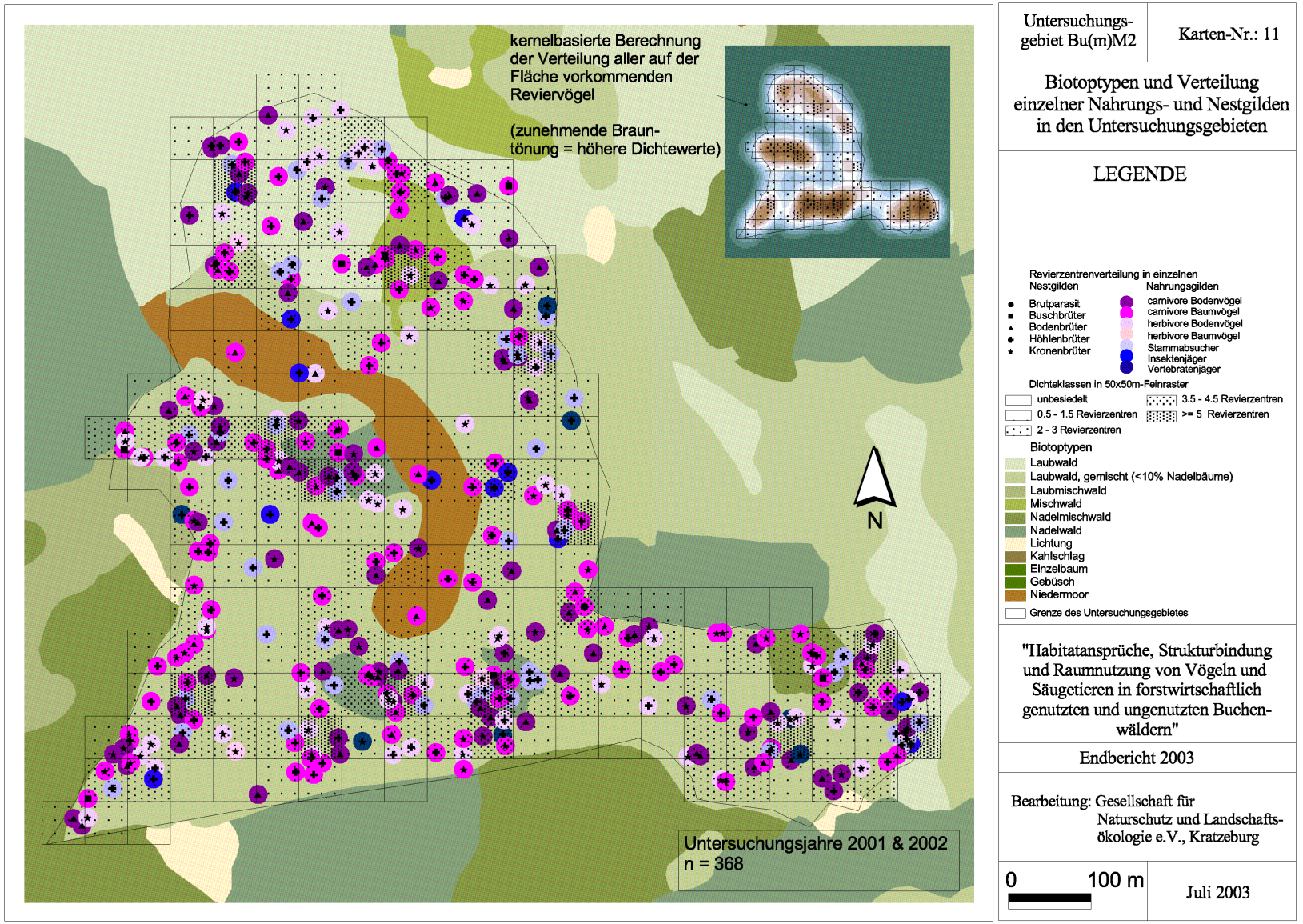


Abbildung 22: Brutpaardichte der Nahrungs- und Nestgilden auf Fläche Bu(m)M2

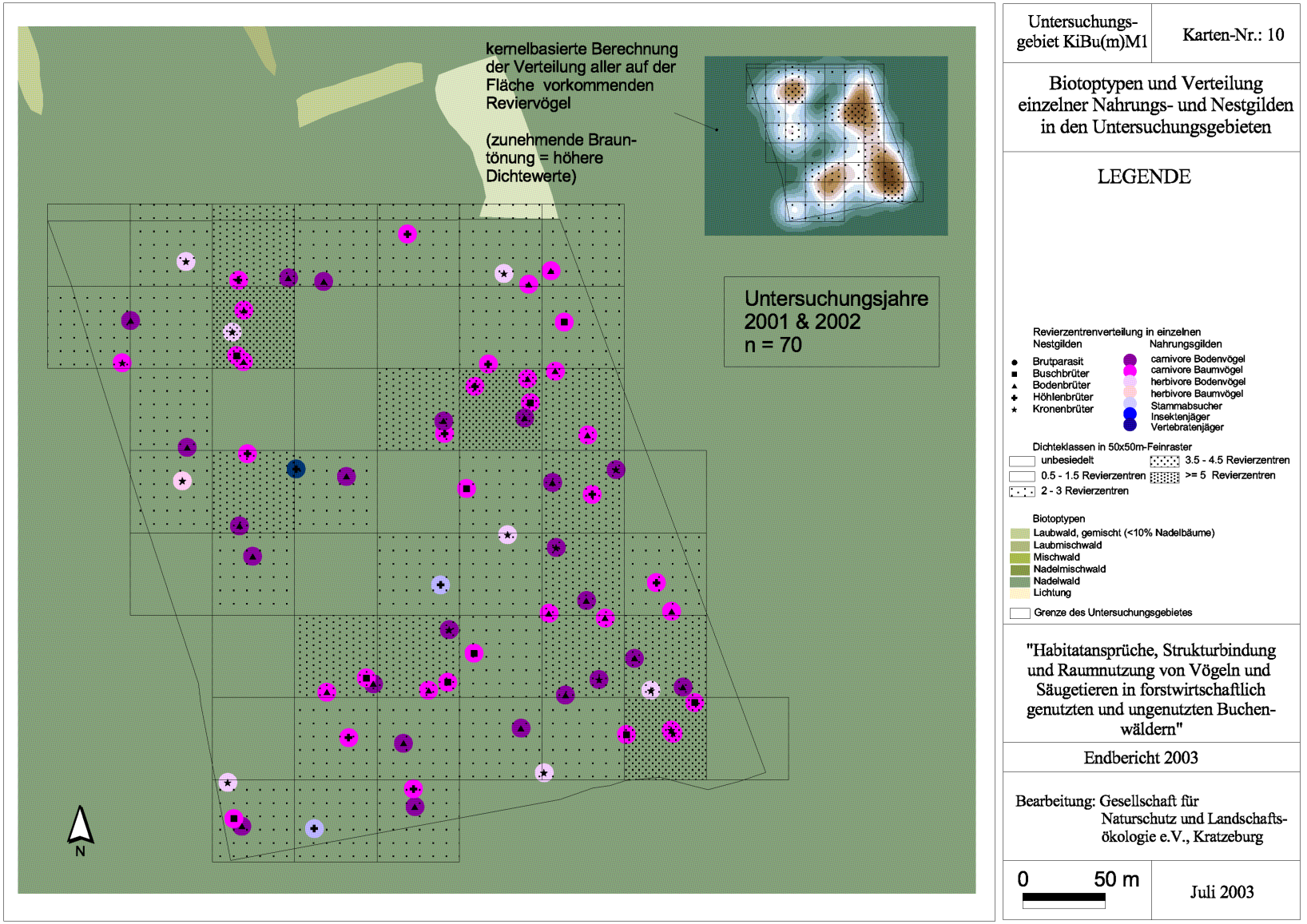


Abbildung 23: Brutpaardichte der Nahrungs- und Nestgilden auf Fläche KiBu(m)M1

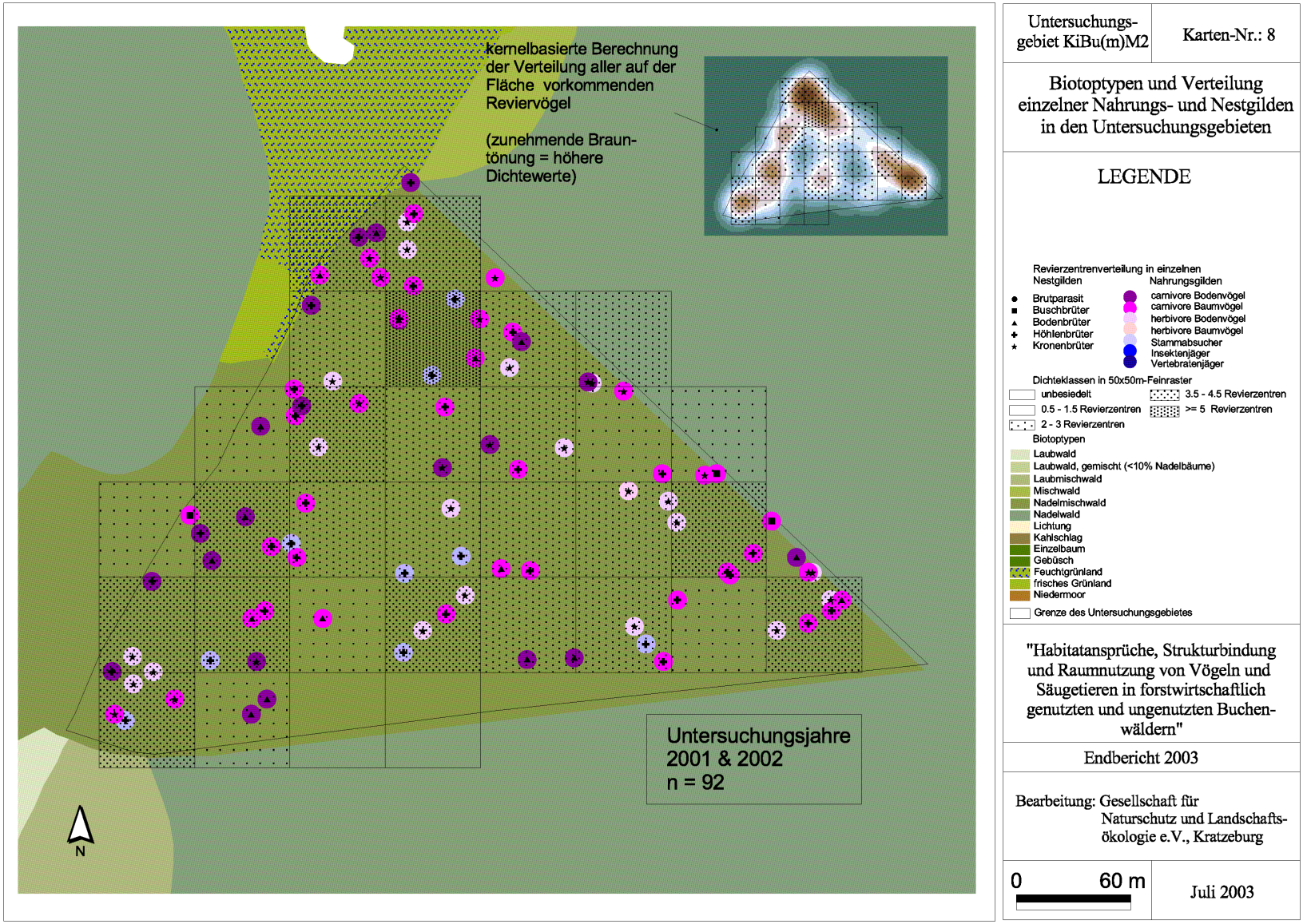


Abbildung 24: Brutpaardichte der Nahrungs- und Nestgilden auf Fläche KiBu(m)M2

Abbildung 23 und Abbildung 24 zeigt die Verhältnisse auf den Umbauflächen. Hier sind vor allem die Nachbarschaftsbeziehungen zu den angrenzenden, nebenliegenden Flächen (Randeffekte) als Ursache für die beobachteten Dichtekonzentrationen zu sehen. Beide Flächen sind insgesamt betrachtet in der Habitatausstattung homogener als die beprobten Buchenbestände, was im Detail auch durch die Feinstrukturkartierung auf kleiner Fläche belegt wird (siehe Kap. 3.3.2.1, S. 103*ff.*) Allerdings zeigt sich die habitatsverbessernde und nischenvermehrende Wirkung in beiden Untersuchungsflächen auch bei der Betrachtung von randferneren Rastern. Die zugrunde liegenden Landschaftsdaten aus Biotoptypenkartierung und Datenspeicher Wald lösen das Flächengefüge aber nicht hinreichend auf, um dieses quantitativ zu belegen. Jedoch können die Dichtekonzentrationen im Inneren der Flächen auf der Basis einer detaillierten Flächenkenntnis ebenfalls mit dem Vorhandensein von eingestreuten Ökotopen interpretiert werden.

Auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 bilden aufwachsende Jungbuchen und gepflanzte Douglasien-Reihen jeweils Heckenstrukturen und bewirken damit die beiden einzelnen Dichte-s*pots* in der Revierverteilung (Abbildung 23). Revierzentren siedelnder Buschbrüter erhöhen hier punktuell die Besiedlungsdichte innerhalb der entsprechenden Rasterquadrate.

Im Untersuchungsgebiet KiBu(m)M2 ist die zentralgelegene Häufung (Abbildung 24) von Revieren mit dem punktuellen Vorkommen abgeharzter Kiefern zu erklären. Die mangelnde Vitalität der Bäume ergab für Spechtarten wie z.B. den Buntspecht Möglichkeiten zur Anlage von Höhlen, die von verschiedenen Arten der Höhlenbrütergilde nachgenutzt werden.

Die Ergebnisse weisen damit eindringlich auf die Bedeutung von Ökotopen für Artenausstattung und Individuenzahl eines Lebensraumes hin.

3.2.3 Einfluss von Totholz auf die Brutvogelabundanzen der Untersuchungsflächen

Die Abbildung 25 lässt einen gewissen Zusammenhang zwischen liegendem Totholz und der Besiedlung mit carnivoren Bodenvögeln vermuten. BLUME (1981) und PECHACEK (1995) stellten beispielsweise für den Schwarzspecht eine überproportionale Nutzung von liegendem Totholz und von Baumstubben fest. So könnte z.B. ein höherer Anteil liegender Stämme und gefallener Starkäste je Rasterquadrant zu einem höheren Aufkommen von xylobionten Insekten auf der Fläche führen, was vor allem das Nahrungsangebot für Vogelarten verbessern kann, die vorrangig am Boden auf Insektenjagd gehen.

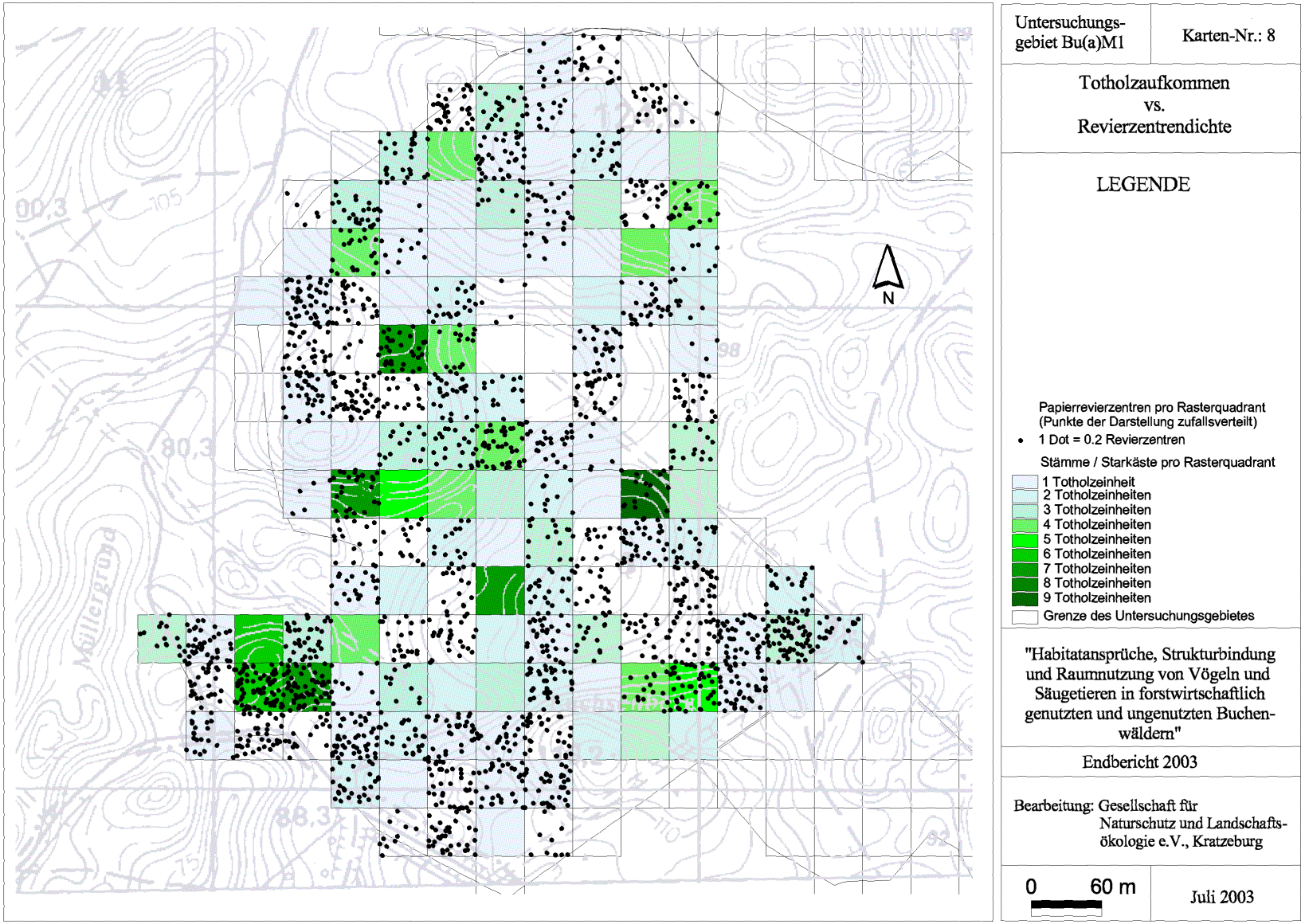


Abbildung 25: Verteilung carnivorer Bodenvögel in Beziehung zum Vorkommen liegenden Totholzes auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

Beim Umstürzen der auf der Fläche liegenden Bäume wurde das Kronendach aufgerissen. Durch den damit verbundenen Lichteintritt wird das Wachstum von Jungbuchen begünstigt und die Bildung von Gebüsch- u.a. Strukturen möglich (HÄRDTLE et al. 2001). Diese Strukturen können wiederum anderen Arten aus verschiedenen Gilden als entscheidender Habitatparameter dienen. UTSCHICK (1991) fand, dass der Totholzanteil eines Waldes indirekt durch die veränderten Bestandsstrukturen (Lichtschachteffekt), auch eine Wirkung auf Vogelarten besitzen kann, die Alt- und Totholz nicht direkt zur Nahrungssuche benötigen.

Abbildung 26 zeigt den *scatterplot* der Regressionsfunktion. Eine exakte Linearität in der vermuteten Beziehung ist nicht erkennbar. In zufriedenstellender Art und Weise kann die Polynominalfunktion 2. Grades der Regressionskurve die Verteilung der Werte beschreiben. Der Totholzeinfluss scheint besonders für höhere Revierdichten bedeutsam und dabei überproportional anzusteigen. Die Werteverteilung gibt jedoch Anlass zur Annahme, dass noch andere Faktoren wie z.B. die Masse einer Art (vgl. KLENKE 2002) eine Rolle spielen können. Denkbar ist beispielsweise, dass durch die gewählte Rastergröße von 0,25 ha skalenmäßige Unterschiede bzgl. der Vogelart und -größe unerkannt bleiben, ebenso ist ein Einfluss der Gildenzugehörigkeit der einzelnen Arten möglich. HOHLFELDT (1997) schließt insbesondere für Vertreter der Stammabsucher-Gilde eine wesentliche Rolle des liegenden Totholzes als Substrat zur Nahrungssuche aus, weist jedoch auch auf systematische Fehlermöglichkeiten in seiner Untersuchung hin.

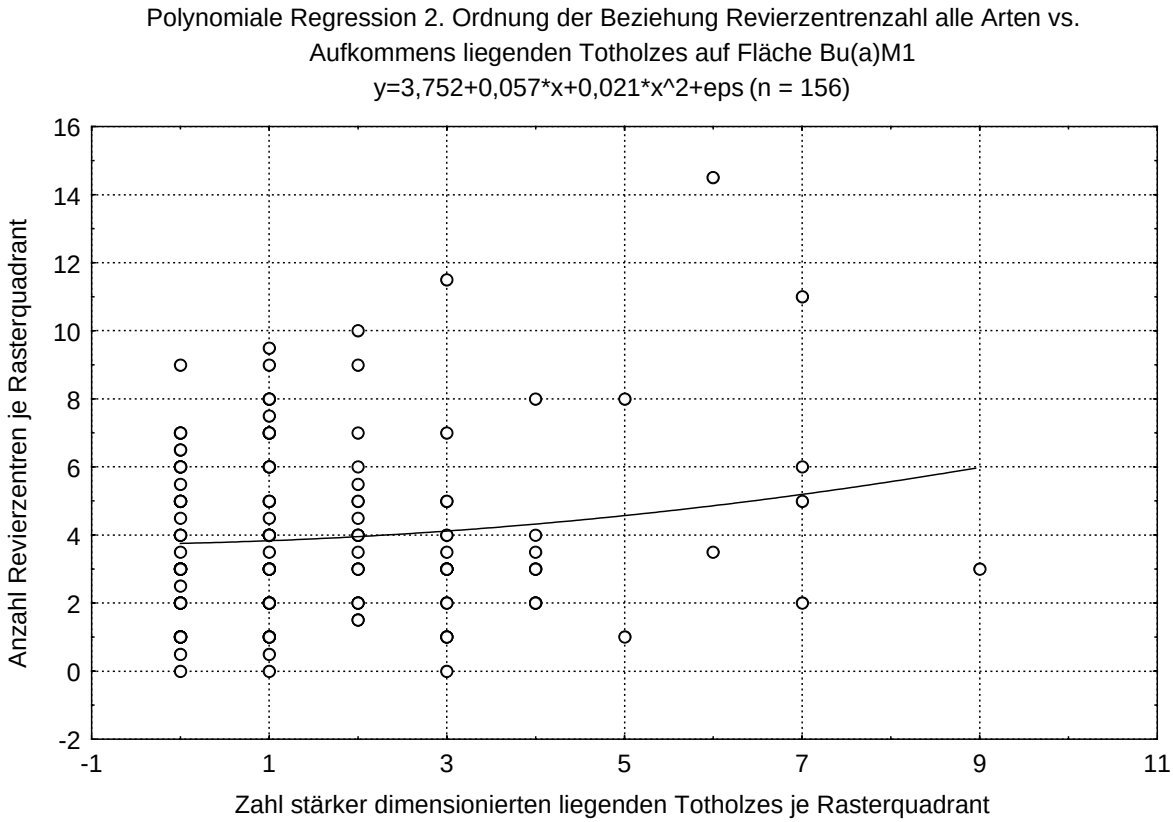


Abbildung 26: Beziehung zwischen dem Totholzvorrat und der Anzahl der Revierzentren pro Raster

Es muss erwähnt werden, dass Ungenauigkeiten bei der Einmessung des Totholzes (GPS-Messfehler) und der ungenauen Bestimmung des Revierzentrums eines Individuums zur Verwischung von vorhandenen Effekten führen können. Möglicherweise würde sich mit einer veränderten Rastergröße, also auf höherer Skalenebene, eine engerer Zusammenhang finden lassen. Das konnte jedoch im zeitlichen Rahmen des Projekts durch den Bearbeiter nicht geprüft werden.

3.2.4 Telemetrie

Die telemetrische Verfolgung einzelner Individuen von Mittel- und Schwarzspecht dienten zur Untersuchung der Struktur- und Habitatnutzung. Beide Arten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Größe und ihren Ansprüchen an Habitat und Nahrung und agieren auf deutlich voneinander getrennten räumlichen Skalen. Während sich der Mittelspecht noch im nanochorischen Bereich bewegt, nutzt der Schwarzspecht innerhalb und außerhalb der Brut Raumgrößen im mikrochorischen Bereich. Da sich die Aktionsräume zwischen beiden Perioden nicht oder kaum decken, erreicht der ganzjährig genutzte Aktionsraum eines Schwarzspechtes ohne weiteres die chorische Ebene. Die folgende Abbildung vermittelt einen Eindruck über die Skalierung sowie Intensität der Raumnutzung von Mittel- und Schwarzspecht im Untersuchungsgebiet.

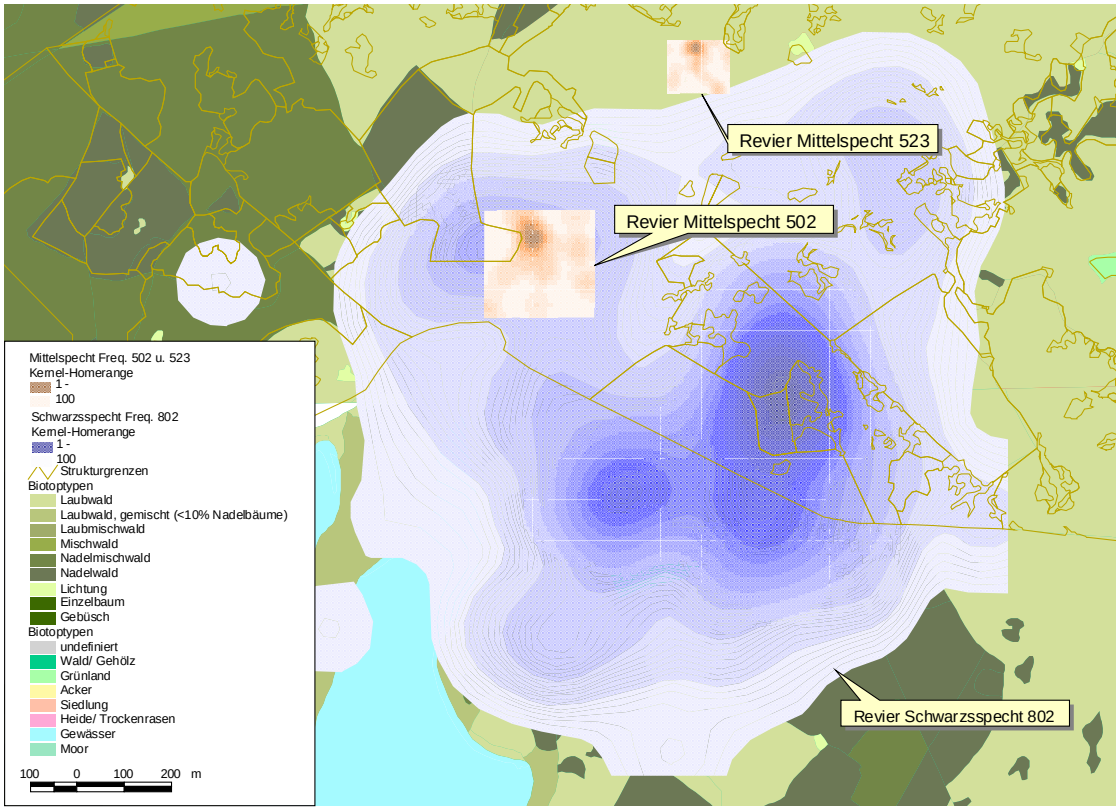


Abbildung 27: Karte mit nach der *kernel*-Methode berechneten *home ranges* von Mittel- und Schwarzspecht.

Anhand der Größe und den Nutzungsintensitäten der in Abbildung 27 dargestellten *home ranges* (ersichtlich an der Farbabstufung) werden die skalenmäßigen Unterschiede in der Raumnutzung zwischen Mittelspecht und Schwarzspecht deutlich. Details zu den beiden Arten werden nachstehend vermittelt.

3.2.4.1 Telemetrische Untersuchung am Mittelspecht

3.2.4.2 Aktionsräume des Mittelspechts

Die Aktionsräume der telemetrierten Mittelspechte wurden zur Brutzeit und ggf. auch zur Nachbrutzeit mit *kernel*-Verfahren berechnet (WORTON 1989) (Tabelle 15).

Tabelle 15: Zusammenfassung aller Werte der *kernel*-basierten *home ranges* – Berechnungen der telemetrierten Mittelspechte in der Brut- und Nachbrutzeit

Tier / Beobachtungszeitraum	Untersuchungs-jahr	Polygon der Antreff-wahrscheinlichkeit	Umfang des Wahrscheinlichkeits-polygons [m]	Fläche des Wahrscheinlichkeits-polygons [ha]
Mittelspechtweibchen 502 Nachbrutzeit	2001	Aktionsraum (5 % - Polygon)	1516,23	4,88
Mittelspechtweibchen 502 Nachbrutzeit	2001	Kerngebiet (50 % - Polygon)	225,16	0,37
Mittelspechtweibchen 523 Brutzeit	2001	Aktionsraum (5 % - Polygon)	1030,86	1,53
Mittelspechtweibchen 523 Brutzeit	2001	Kerngebiet (50 % - Polygon)	109,88	0,10
Mittelspechtweibchen 541 Brutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	2313,57	9,65
Mittelspechtweibchen 541 Brutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	313,34	0,77
Mittelspechtmännchen 558 Nachbrutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	2695,49	23,19
Mittelspechtmännchen 558 Nachbrutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	1091,59	2,61
Mittelspechtmännchen 558 Brutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	358,02	1,00
Mittelspechtmännchen 558 Brutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	3220,97	16,68
Mittelspechtweibchen 640 Nachbrutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	851,06	2,77
Mittelspechtweibchen 640 Nachbrutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	2765,39	19,27

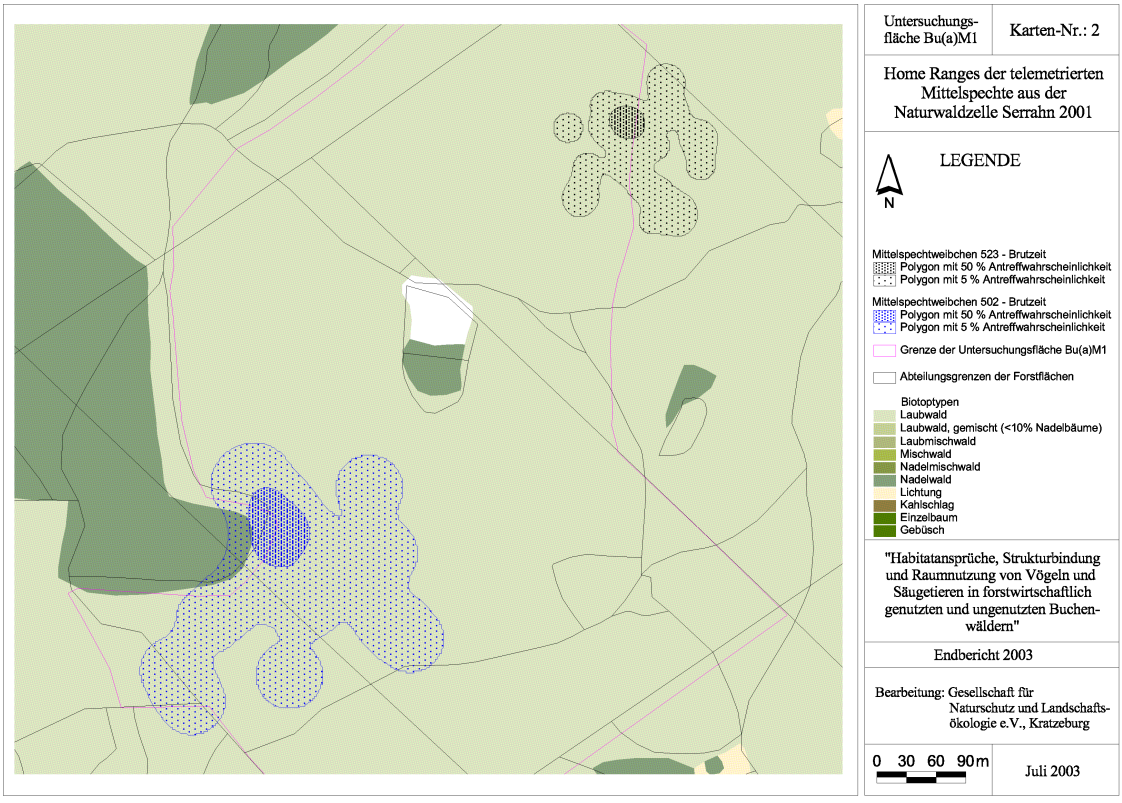


Abbildung 28: *home ranges* der Mittelspechte 502 und 523 im Untersuchungsjahr 2001 auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

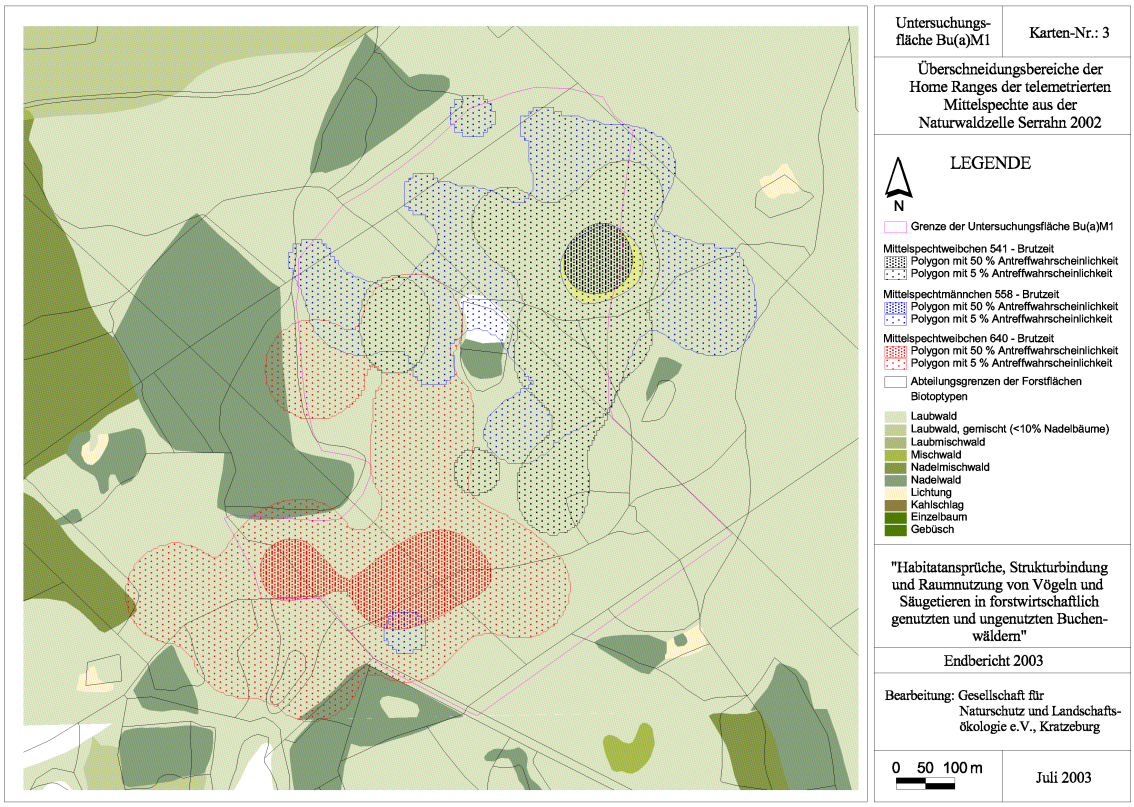


Abbildung 29: *home ranges* der Mittelspechte 558, 541 und 640 im Untersuchungsjahr 2002 auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

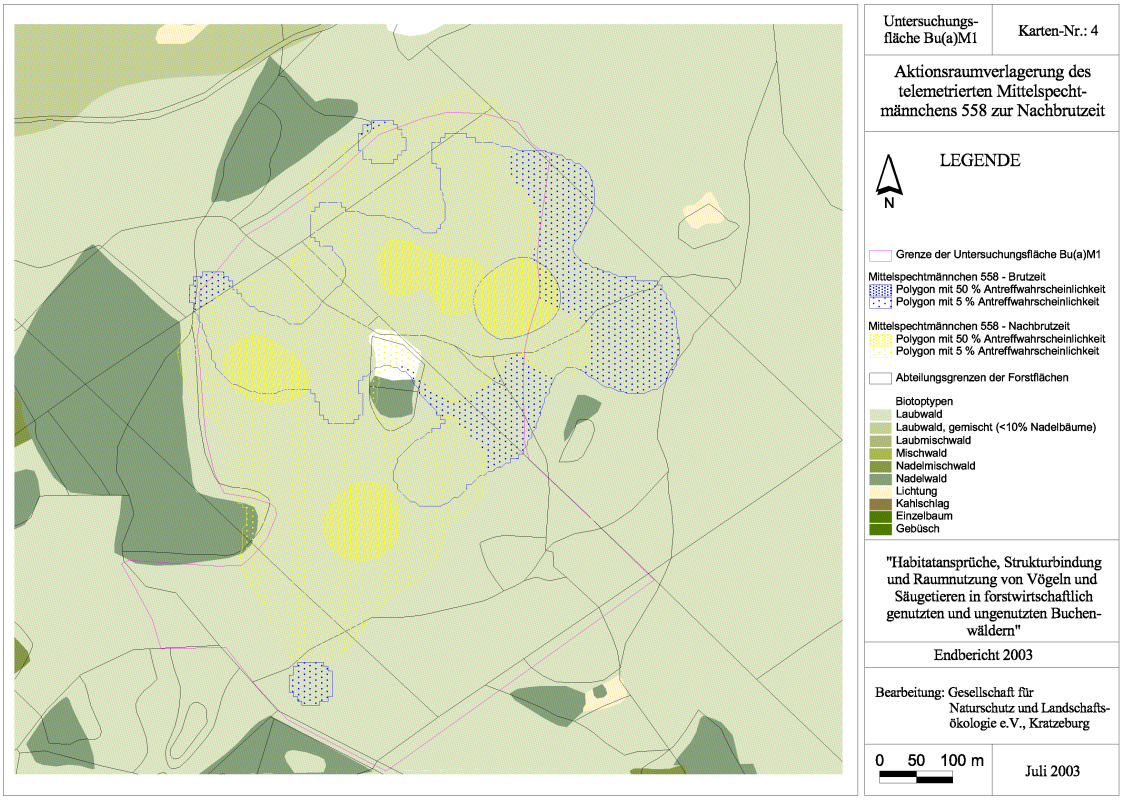


Abbildung 30: Verschiebung der Aktivitätszentren des Mittelspechts 558 im Untersuchungsjahr 2002 auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

Tabelle 16: Landschaftsmaße I telemetrierter Mittelspechte auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

Mittelspecht-Individuum/Aktionsraum/Zeitraum			Patch Type	Class Area [qm]	Total Landscape Area [qm]	No. of Patches	Mean Patch Size [qm]	Median Patch Size [qm]	Patch Size Coefficient of variance [qm]	Patch Size Standard variation
♀ 523	core area	Brutzeit 2001	Altersphase	0,09	0,09	1	0,09	0,09	0	0
♀ 523	home range	Brutzeit 2001	Kronenlücken	6,13	10,72	4	1,53	1,53	0	0
♀ 523	home range	Brutzeit 2001	Verjüngungs phase	1,53	10,72	1	1,53	1,53	0	0
♀ 523	home range	Brutzeit 2001	Altersphase	3,06	10,72	2	1,53	1,53	0	0
♀ 502	core area	Brutzeit 2001	Altersphase	0,37	0,75	1	0,37	0,37	0	0
♀ 502	core area	Brutzeit 2001	andere Baumarten	0,37	0,75	1	0,37	0,37	0	0
♀ 502	home range	Brutzeit 2001	Altersphase	9,76	53,66	2	4,88	4,88	0	0
♀ 502	home range	Brutzeit 2001	andere Baumarten	4,88	53,66	1	4,88	4,88	0	0
♀ 502	home range	Brutzeit 2001	Kronenlücken	39,03	53,66	8	4,88	4,88	0	0
♂ 558	core area	Brutzeit 2002	Kronenlücken	59915,41	69901,31	6	9985,9	9985,9	0	0
♂ 558	core area	Brutzeit 2002	Altersphase	9985,90	69901,31	1	9985,9	9985,9	0	0
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Moore	166821,34	12081038,04	1	166821,34	166821,34	0	0
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Stangenholz phase	500464,03	12081038,04	3	166821,34	166821,34	0,00	0,00
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Kronenlücken	7066411,83	12081038,04	48	147216,91	166821,34	35,23	51868,45
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Altersphase	1344556,65	12081038,04	9	149395,18	166821,34	32,99	49288,62
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Verjüngungs phase	2335498,81	12081038,04	14	166821,34	166821,34	0,00	0,00
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Zerfallsphase	500464,03	12081038,04	3	166821,34	166821,34	0,00	0,00
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	andere Baumarten	166821,34	12081038,04	1	166821,34	166821,34	0,00	0,00
♂ 558	core area	NachBrutzeit 2002	Kronenlücken	2097,94	26082,30	11	190,72	79,17	137,14	261,56
♂ 558	core area	NachBrutzeit 2002	Altersphase	23983,78	26082,30	3	7994,59	7730,31	9,43	753,94
♂ 558	core area	NachBrutzeit 2002	Verjüngungs phase	0,57	26082,30	1	0,57	0,57	0,00	0,00
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Kronenlücken	19980,40	231894,57	42	475,72	256,54	142,71	678,92
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Verjüngungs phase	8419,77	231894,57	7	1202,82	207,77	171,16	2058,76
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Stangenholz phase	5009,82	231894,57	2	2504,91	275,61	89	2229,29
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Altersphase	193748,47	231894,57	4	48437,12	23,50	172,28	83449,66
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	andere Baumarten	2399,97	231894,57	5	479,99	197,59	107,3	515,03
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Moore	1254,32	231894,57	1	1254,32	1254,32	0,00	0,00
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Zerfallsphase	1081,83	231894,57	6	180,30	106,22	85,2	153,62
♀ 541	core area	Brutzeit 2002	Kronenlücken	944,87	7727,01	4	236,22	65,52	75,43	178,18
♀ 541	core area	Brutzeit 2002	Altersphase	6782,15	7727,01	1	6782,15	6782,15	0,00	0,00
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	andere Baumarten	1062,85	96454,40	2	531,42	278,02	47,68	253,40
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	Kronenlücken	8277,88	96454,40	26	318,38	153,54	137,99	439,33
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	Verjüngungs phase	1871,68	96454,40	7	267,38	186,37	72,05	192,64
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	Altersphase	85242,00	96454,40	4	21310,50	2799,21	146,92	31309,10

Tabelle 17: Landschaftsmaße II telemetrierter Mittelspechte auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

Mittelspecht-Individuum/Aktionsraum/Zeitraum			Patch Type	Total edge [m]	Edge Density [m*qm^{-1}]	Mean Patch Edge [m*qm^{-1}]	Mean Shape Index	Mean Perimeter Area Ratio [m*qm^{-1}]	Mean Proximity Index
♀ 523	core area	Brutzeit 2001	Altersphase	40557,75	428479,23	40557,75	329,57	428479,20	2,69
♀ 523	home range	Brutzeit 2001	Kronenlücken	395,83	36,92	98,96	0,20	64,60	0,66
♀ 523	home range	Brutzeit 2001	Verjüngungsphase	170,34	15,89	170,34	0,34	111,20	0,78
♀ 523	home range	Brutzeit 2001	Altersphase	81115,49	7565	40557,75	81,92	26477,50	1,91
♀ 502	core area	Brutzeit 2001	Altersphase	40557,75	54177,99	40557,75	165,73	108356,00	2,24
♀ 502	core area	Brutzeit 2001	andere Baumarten	1373,39	1834,61	1373,39	5,61	3669,20	1,42
♀ 502	home range	Brutzeit 2001	Altersphase	81115,49	1511,56	40557,75	45,91	8313,60	1,71
♀ 502	home range	Brutzeit 2001	andere Baumarten	1373,39	25,59	1373,39	1,55	281,50	1,08
♀ 502	home range	Brutzeit 2001	Kronenlücken	802,13	14,95	100,27	0,11	20,55	0,58
♂ 558	core area	Brutzeit 2002	Kronenlücken	484,22	0,01	80,70	0,20	0,01	0,64
♂ 558	core area	Brutzeit 2002	Altersphase	40557,75	0,58	40557,75	101,47	4,06	2,00
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Moore	224,22	0,00	224,22	0,14	0,00	0,67
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Stangenholzphase	3137,63	0,00	1045,88	0,64	0,01	0,93
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Kronenlücken	6441,53	0,00	134,20	0,10	0,00	0,55
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Altersphase	329501,00	0,03	36611,22	30,92	0,64	1,55
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Verjüngungsphase	6064,39	0,00	433,17	0,27	0,00	0,66
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	Zerfallsphase	1223,65	0,00	407,88	0,25	0,00	0,68
♂ 558	home range	Brutzeit 2002	andere Baumarten	209,61	0,00	209,61	0,13	0,00	0,66
♂ 558	core area	NachBrutzeit 2002	Kronenlücken	644,77	0,02	58,62	1,28	2,17	1,09
♂ 558	core area	NachBrutzeit 2002	Altersphase	1623,02	0,06	541,01	1,51	0,07	1,09
♂ 558	core area	NachBrutzeit 2002	Verjüngungsphase	5,71	0,00	5,71	1,88	9,95	-1,28
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Kronenlücken	4691,98	0,02	111,71	1,32	0,38	1,08
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Verjüngungsphase	1454,87	0,01	207,84	1,48	0,31	1,1
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Stangenholzphase	688,99	0,00	344,49	2,18	0,35	1,24
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Altersphase	6368,23	0,03	1592,06	1,94	1,29	1,35
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	andere Baumarten	576,40	0,00	115,28	1,88	1,05	1,32
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Moore	214,51	0,00	214,51	1,51	0,17	1,12
♂ 558	home range	NachBrutzeit 2002	Zerfallsphase	351,27	0,00	58,55	1,25	0,95	1,20
♀ 541	core area	Brutzeit 2002	Kronenlücken	236,67	0,03	59,17	1,04	0,37	1,01
♀ 541	core area	Brutzeit 2002	Altersphase	483,30	0,06	483,30	1,47	0,07	1,09
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	andere Baumarten	235,70	0,00	117,85	1,38	0,28	1,11
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	Kronenlücken	2251,74	0,02	86,61	1,30	0,49	1,10
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	Verjüngungsphase	499,20	0,01	71,31	1,19	0,36	1,07
♀ 541	home range	Brutzeit 2002	Altersphase	4129,07	0,04	1032,27	2,06	0,18	1,17

Die entstandenen *kernel*-Polygone mit 50 % - und 5 % - Antreffwahrscheinlichkeit der Vögel (Tabelle 15, Abbildung 28 bis Abbildung 30) wurden zur Verschneidung mit der digitalen Waldtexturkarte der Lüneburger Kollegen herangezogen. In Tabelle 16 und Tabelle 17 sind als Ergebnis verschiedene Landschaftsstrukturmaße zusammengestellt. Die Berechnungen wurden mit der *ArcView* Extension *Patch Analyst* 2.0 durchgeführt.

Verhaltensbeobachtungen während der telemetrischen Verortung ergaben, dass die Bäume im Buchenbestand, in denen die Tiere nach Nahrung suchten, häufig an den Rändern zu kleinen und großen Kronenlücken standen. Als eine mögliche Erklärung für die Beobachtung wird die veränderte mikroklimatisch-thermische Situation im Bereich einer Kronenlücke im Vergleich zum Bestandesinneren gesehen, die mit einem gehäuften Auftreten und einer größeren Aktivität der Futtertiere der Spechte zusammenhängen kann.

Landschaftsindizes wie in Tabelle 16 und Tabelle 17 charakterisieren das Aufenthaltsgebiet eines Individuums und können auf Bevorzugung oder Meidung bestimmter Bereiche hinweisen.

Niederschlagen sollten sich Präferenzen hinsichtlich eines aufgerissenen Kronendachs in alten Buchenbeständen insbesondere in höheren Werten bei *shape* und *edge metrics* (z.B. *mean perimeter area ratio*) der Klasse „Kronenlücke“ bei den untersuchten Tieren. Jedoch lassen nur die *home range* – Werte der Tiere 523 und 502 eine Deutung in diese Richtung zu (Tabelle 16 und Tabelle 17).

Die ausgebliebene Bestätigung durch die Werte anderer telemetrierter Tiere mag durch Ungenauigkeiten bei der Digitalisierung der Rohdaten verursacht sein.

3.2.4.3 Verhaltensbeobachtungen an besenderten Mittelspechten im Buchenbestand

Die Aufzeichnungen der Habitatstrukturparameter, die von Mittelspechten genutzt wurden, sind in Tabelle 18 zusammengestellt. Bei den telemetrischen Untersuchungen am Mittelspecht ergaben sich jedoch Schwierigkeiten bei der direkten Beobachtung der Vögel. Der Aufenthalt im dichten Blätterdach der Buchenwaldkronen machte eine unmittelbare Sichtbeobachtung häufig nicht möglich. Gelangen in alten Rotbuchen Sichtbeobachtungen, waren zusätzliche, den unmittelbaren Aufenthaltsort des Tieres näher beschreibende Strukturkennzeichen meistens nicht zu erkennen. Der Vogel sammelte glattrindige Kronenäste ab, die sich durch keine erkennbaren Merkmale zusätzlich auszeichneten.

Ein großer Teil der Lokalisierungen ist daher lediglich dem nicht näher beschriebenen Kronendach alter Buchen zugeordnet.

3.2.4.3.1 Nutzung spezifischer Strukturen an Rotbuchen

Sonderstrukturen in Rotbuchen, an denen eine Nutzung durch Mittelspechte protokolliert werden konnte, waren:

a) stehende Baumleichen (selten – abgestorbene Kronen der Rotbuche meistens umgebrochen) und Hochstümpfe der Rotbuche
b) Nutzung rauhrissiger Rindenbereiche im unteren Stammdrittel alter Rotbuchen bei der Nahrungssuche
c) Astlöcher im Kronenbereich vitaler Rotbuchen
d) Rindentaschen an den Stammschäften vitaler Rotbuchen
e) Rindenverwerfungen in Astgabeln alter Rotbuchen
f) abgebrochene Aststümpfe an vitalen Rotbuchen

3.2.4.3.2 Randbäume von Kronenlücken

Der bei Lokalisierungen ohne Sichtkontakt protokollierte Habitatausschnitt legt die Vermutung nahe, dass sich die Tiere bei der Nahrungssuche im Altholzbestand bevorzugt in Bereichen aufhalten, in denen das Kronendach durch den Sturz alter Bäume lückig aufgerissen ist.

3.2.4.3.3 Nutzung anderer Baumarten im Rotbuchenbestand

Die meisten Beobachtungen der besenderten Mittelspechte gelangen an Begleitbaumarten der Buchenbestände. Insbesondere wurden die rauhborkigen Stämme und Starkäste sowohl vitaler als auch abgestorbener Eichen im Buchenbestand angeflogen und abgesammelt. Wenngleich seltener, wurden auf der Kernuntersuchungsfläche jedoch auch alte, in der Altersphase des Buchenhallenwaldes verbliebene Kiefern genutzt.

Weitere spezifische Strukturen an Begleitbaumarten im Buchenbestand, an denen die Tiere beobachtet werden konnten, ähnelten denen von der Rotbuche her bekannten Gestaltsmerkmalen (Astlöcher, abgebrochene Aststümpfe). Das deutet darauf hin, dass auch die Komponenten eines reichstrukturierten Rotbuchenwaldes wie die der Naturwaldzelle bei Serrahn nicht ausreichende Ressourcenvielfalt bieten, um damit allein den Habitatansprüchen der Art genügen zu können.

Die Beobachtungen nahrungssuchender Mittelspechte an alten, absterbenden Kiefern sind insofern interessant, da diese als Strukturanalogien zu Altbuchen gewertet werden können. Rotbuchen besitzen im Fokus der Ansprüche, die der Mittelspecht an seinen Lebensraum stellt, erst im hohen Bestandsalter ausreichende Ressourcenvielfalt und Nischenqualität. In aufwachsenden Buchenbeständen während der Waldumbauphase im Bestand belassene, langsam absterbende Altkiefern dem Mittelspecht die nötigen Strukturmerkmale bieten, die Buchenbeständen jüngerer Wachstumsstadien noch fehlen.

Tabelle 18: Verteilung der Beobachtungen auf registrierte Habitatstrukturen bei telemetrierten Mittelspechten der Kern-Untersuchungsfläche Bu(a)M1 (Gesamtzahl der Beobachtungen n = 314)

Struktur im Buchenbestand	Prozent der Beobachtungen [%]						
	Mittelspecht-männchen 558 (n = 60)	Mittelspecht-weibchen 640 (n = 69)	Mittelspecht-weibchen 541 (n = 31)	Mittelspecht-weibchen 260 (n = 2)	Mittelspecht-männchen 299 (n = 1)	Mittelspecht-männchen 523 (n = 72)	Mittelspecht-weibchen 502 (n = 79)
stehende Baumleichen der Rotbuche	0,32	0,00	0,32	0,00	0,00	0,64	0,32
Hochstümpfe der Rotbuche	0,96	2,55	0,96	0,00	0,00	1,59	1,91
rauhborkige Bereiche im unteren Stammdrittel von Rotbuchen	0,96	0,64	0,32	0,00	0,00	0,64	0,96
ausgefaulte Astlöcher in der Rotbuche	0,64	1,27	0,00	0,00	0,00	0,96	0,64
Rindentaschen am Rotbuchenstamm	0,96	0,32	0,00	0,00	0,00	0,32	0,64
Rindenverwer-fungen in Ast-gabeln der Rot-buche	0,32	0,96	0,96	0,00	0,00	0,32	1,59
Aststümpfe in der Krone von Rotbuchen	0,64	0,00	1,59	0,00	0,00	2,23	1,91
Ränder von Kronenlücken	9,87	8,60	4,14	0,64	0,32	6,05	10,83
rauhe Borke anderer Baumarten	3,50	5,10	1,27	0,00	0,00	6,69	4,78
ausgefaulte Astlöcher in anderen Baumarten	0,64	1,91	0,00	0,00	0,00	2,23	0,96
Aststümpfe in der Krone anderer Baumarten	0,32	0,64	0,32	0,00	0,00	1,27	0,64

3.2.4.4 Brutplatzwahl des Mittelspechts

Bei den auf den Kern-Untersuchungsflächen und den benachbarten Gebieten im Untersuchungszeitraum 2000 bis 2002 gefundenen Brutplätzen des Mittelspechts zeigt sich eine deutliche Bevorzugung stehender Rotbuchen-Hochstümpfe bei der Brutplatzwahl, obwohl tote Eichen ca. ein Drittel des gesamten stehenden Totholzvorrats im Buchenbestand der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 ausmachen (TSCHIERSCHKE 2002). Insgesamt wurden über den gesamten Projektzeitraum zehn Mittelspecht-Brutplätze gefunden. Neun Bruthöhlen waren in Rotbuchen angelegt, eine Bruthöhle befand sich in einer Eiche. Von den zehn registrierten Brutplätzen befanden sich sieben Bruthöhlen in Hochstümpfen der Rotbuche, eine weitere Bruthöhle in einem noch am Stamm stehenden, abgestorbenem Trieselast einer Rotbuche, eine Bruthöhle im abgebrochenen Starkast einer Rotbuche und eine Bruthöhle war im mittleren Stammdrittel einer abgestorbenen Eiche angelegt.

Im Jahr 2001 wanderte das Mittelspechtweibchen 502 nach dem Flüggewerden der Jungen aus der Kern-Untersuchungsfläche Bu(a)M1 in ein ca. 4 km entferntes Gebiet ab. Die Neuansiedlung erfolgte auf einer zum Brutareal adäquaten Buchenforstfläche bei Georgshof (Abbildung 31). Im Vergleich zum *home range* während der Aufzucht der Jungen vergrößerte sich Aktionsraum und Kerngebiet des Tieres um ca. 90 %. Als Ursache für diese Vergrößerung sind suboptimale Habitatbedingungen in dem bewirtschafteten, 171jährigen Buchenforst (geringere Nahrungsvalenzen durch zu geringe Flächengröße) zu sehen, so dass als Ausgleich das Streifgebiet eine Zunahme erfahren muss. Nahrungshabitat war die nähere Umgebung des Schlafhöhlenbaums und entfernter liegende Eichenbestände eines Ufergehölzes am Rödliner See. Interessant im Hinblick auf die Nutzung freier Ressourcen durch die Art war der im neuen Gebiet wiederholt beobachtete Anflug alter Fichten einer Feldgehölzbaumgruppe zur Nahrungssuche.

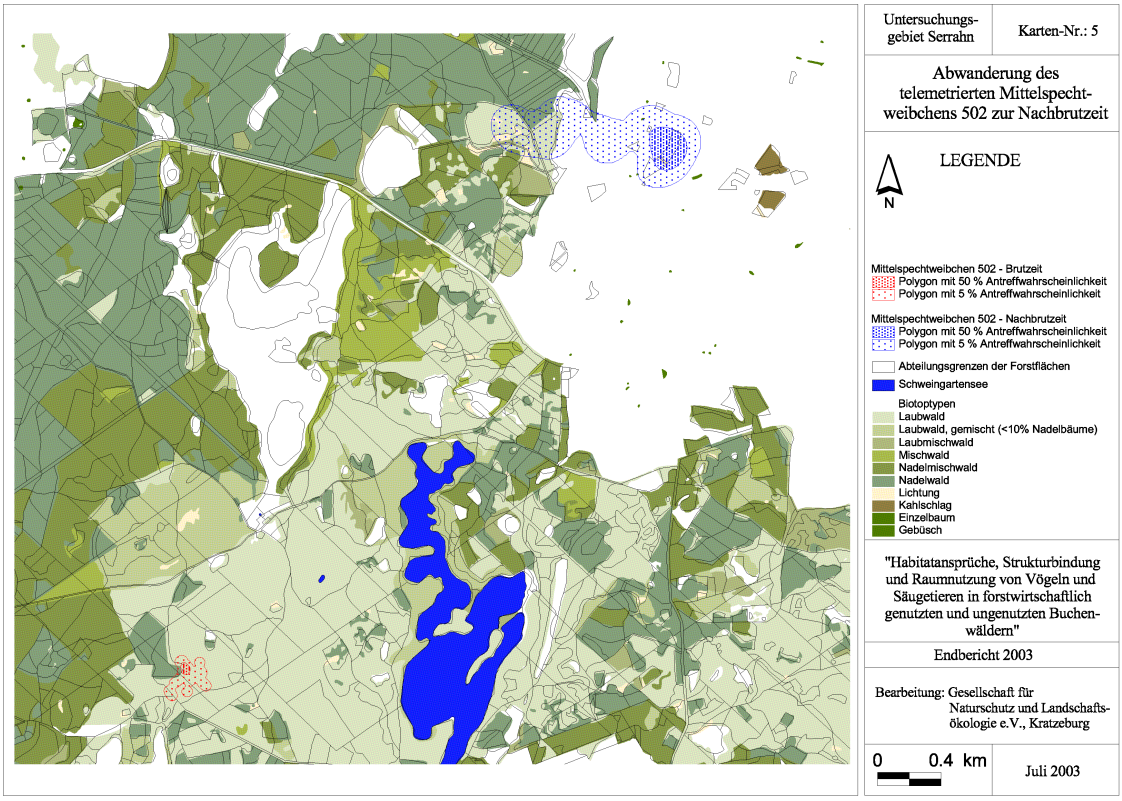


Abbildung 31: Dismigration des Mittelspechtweibchens 502 im Untersuchungsjahr 2001 von der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

3.2.4.5 Telemetrische Untersuchung am Schwarzspecht

3.2.4.5.1 Aktionsräume des Schwarzspechts

Auch die mit *kernel*-Verfahren berechneten Aktionsräume der telemetrierten Schwarzspechte wurden für die Brut- und Nachbrutzeit ermittelt (Tabelle 19).

Tabelle 19: Zusammenfassung aller Werte der *kernel*-basierten *home range* – Berechnungen der telemetrierten Schwarzspechte in der Brut- und Nachbrutzeit

Tier / Beobachtungs-zeitraum	Untersu-chungs-jahr	Polygon der Antreff-wahrscheinlichkeit	Umfang des Wahrscheinlichkeits-polygons [m]	Fläche des Wahrscheinlichkeits-polygons [ha]
Schwarzspechtmännchen 878 - Nachbrutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	15645,69	450,6
Schwarzspechtmännchen 878 - Nachbrutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	3590,37	37,07
Schwarzspechtmännchen 578 - Nachbrutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	7453,86	131,75
Schwarzspechtmännchen 578 - Nachbrutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	1449,03	9,46
Schwarzspechtmännchen 595 - Nachbrutzeit	2002	Aktionsraum (5 % - Polygon)	17419,73	486,97
Schwarzspechtmännchen 595 - Nachbrutzeit	2002	Kerngebiet (50 % - Polygon)	2922,13	54,23
Schwarzspechtmännchen 802 - Nachbrutzeit	2001	Aktionsraum (5 % - Polygon)	7376,34	181,28
Schwarzspechtmännchen 802 - Nachbrutzeit	2001	Kerngebiet (50 % - Polygon)	1979,86	23,56
Schwarzspechtmännchen 802 - Brutzeit	2001	Aktionsraum (5 % - Polygon)	3063,82	20,54
Schwarzspechtmännchen 802 - Brutzeit	2001	Kerngebiet (50 % - Polygon)	885,76	3,47
Schwarzspechtmännchen 821 - Nachbrutzeit	2001	Aktionsraum (5 % - Polygon)	10418,54	217,39
Schwarzspechtmännchen 821 - Nachbrutzeit	2001	Kerngebiet (50 % - Polygon)	3584,67	42
Schwarzspechtmännchen 821 - Brutzeit	2001	Aktionsraum (5 % - Polygon)	6082,88	66,32
Schwarzspechtmännchen 821 - Brutzeit	2001	Kerngebiet (50 % - Polygon)	1657,39	8,15

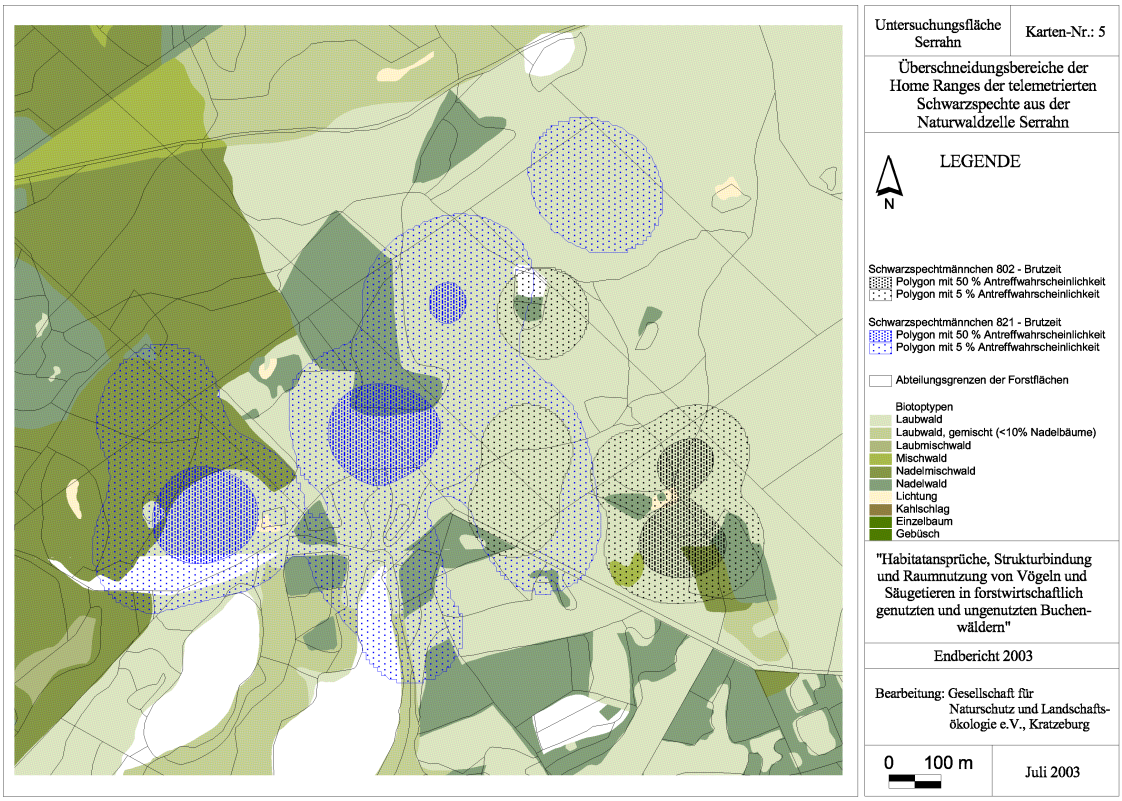


Abbildung 32: *home ranges* der Schwarzspechte 802 und 821 im Untersuchungsjahr 2001 auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

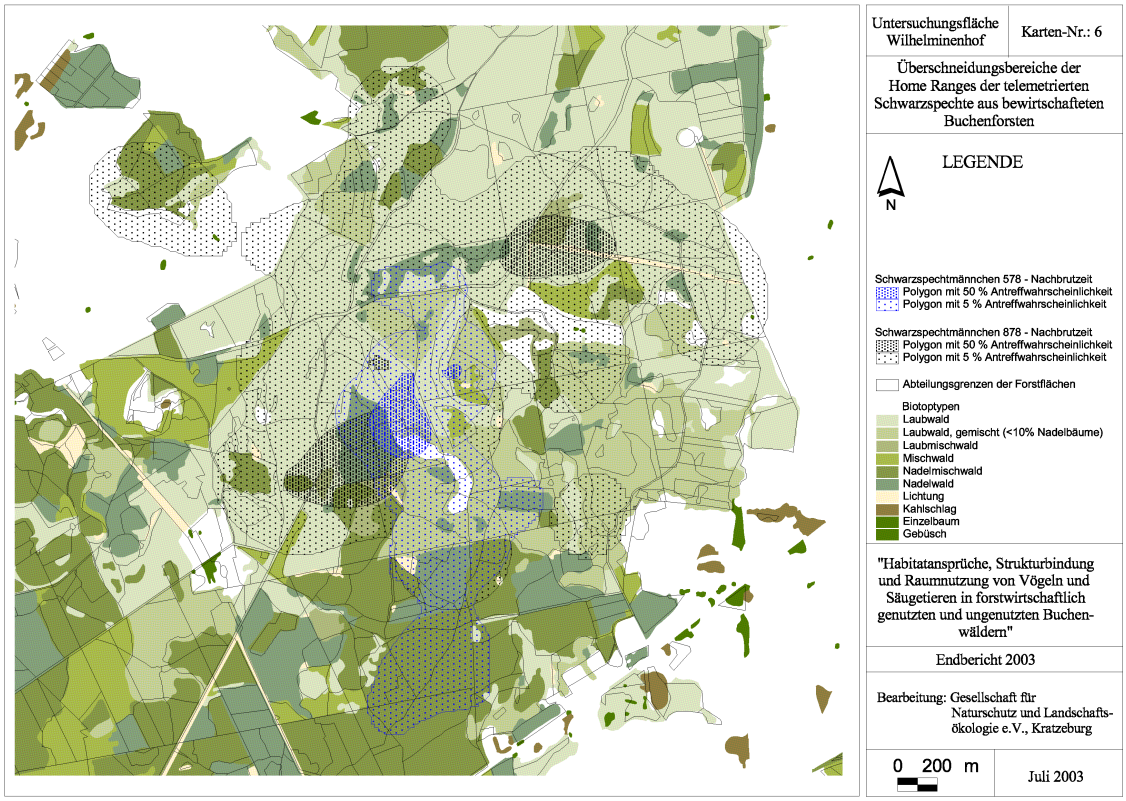


Abbildung 33: *home ranges* der Schwarzspechte 878 und 578 im Untersuchungsjahr 2002 auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2

Die Überschneidung der Aktionsräume und Kerngebiete bei den Tieren 878 und 578 der Untersuchungsfläche bei Wilhelminenhof im Jahr 2002 ist mit 93,0 ha bzw. 3,7 ha bemerkenswert (Tabelle 20, Abbildung 33).

Tabelle 20: Prozentuale Überschneidung der Flächen der telemetrierten Schwarzspechte in der Brut- und Nachbrutzeit

Überschneidungsbereich von	mit	Unter-suchungs-jahr	Aktionsraum (5 % - Polygon) Überschneidung in [%]	Kerngebiet (50 % - Polygon) Überschneidung in [%]
Schwarzspechtmännchen 802 – Brutzeit	Schwarzspechtmännchen 821 - Brutzeit	2001	30,7	-
Schwarzspechtmännchen 821 – Brutzeit	Schwarzspechtmännchen 802 - Brutzeit	2001	9,5	-
Schwarzspechtmännchen 878 – Nachbrutzeit	Schwarzspechtmännchen 578 - Nachbrutzeit	2002	20,6	9,9
Schwarzspechtmännchen 578 – Nachbrutzeit	Schwarzspechtmännchen 878 - Nachbrutzeit	2002	70,6	39,1

Dagegen ist der Überschneidungsbereich des Aktionsraumes bei den Tieren 802 und 821 der Untersuchungsfläche bei Serrahn im Jahr 2001 mit 6,3 ha deutlich kleiner (Tabelle 20, Abbildung 32). Die Individuen nischen sich allerdings zeitlich unterschiedlich in die vorhandenen Flächenressourcen ein. Eine Interpretation des Ergebnisses im Hinblick auf eine größere Ressourcenknappheit auf den Wilhelminenhofer Flächen ist möglich, bedarf jedoch einer Absicherung durch zusätzliche Daten von dieser Fläche.

3.2.4.5.2 Verhaltensbeobachtungen an besenderten Schwarzspechten im Laubholzbestand

Laubholzbestände spielten bei der Nahrungssuche der telemetrierten Schwarzspechte - zusammenfassend betrachtet - eine eher untergeordnete Rolle. Gelangen Beobachtungen der Spechte bei der Nahrungssuche in Rotbuchen- oder Eichen-Beständen der Untersuchungsgebiete, dann wurden hierbei insbesondere die folgenden Strukturen von den Tieren abgesucht (siehe auch Tabelle 21):

- Liegende Stämme und gefallene Äste in fortgeschrittenen Zersetzungsstadien
  An diesen Strukturen wurden die telemetrierten Tiere vor allem dann beobachtet, wenn diese in Fäulnis übergegangen waren. Die angeflogenen Stämme hatten stark Bodenfeuchte aufgenommen, wiesen zahlreiche Bohrgänge von Xylophagen auf oder waren von anderen Xylobionten besiedelt. Spechte wurden beim Abmeißeln von ablösender Borke und beim Aufhacken von Bohrgängen und Insektennestern beobachtet.
- Baumstubben in fortgeschrittener Zersetzung und Stammfüße von stark zersetzten Hochstümpfen
  Auch an dieser Struktur wurden die telemetrierten Tiere beim Abschälen noch verbliebener Stammfußrinde und beim Abreißen von Moosbewuchs beobachtet. Auch das Aufhacken von Bohrgängen großer Holzkäferlarven konnte an dieser Struktur protokolliert werden.
- Dürrständer im hochstämmigen Rotbuchen-Hallenbestand
  Beobachtungen gelangen auch bei der Nutzung der Strukturen, die stehende Baumleichen bieten. Hierbei wurden vor allem die in der trockenen Krone abgestorbener Eichen verbliebenen Starkäste angeflogen. Dabei wurden die Äste bearbeitet, die noch ablösende Borke oder Moospolster besaßen. Die durch Abmeißeln der Borke bzw. Polster freigelegten Xylobionten wurden abgesammelt.

- Anflug von Konifereninseln im hochstämmigen Rotbuchen-Hallenbestand
  Auffällig bei der Nahrungssuche der telemetrierten Tiere im Buchenbestand war auch die Attraktivität inselartig eingestreuter Koniferengruppen. Solche Nadelholzinseln wurden von den Tieren aufgesucht, wenn sie in Bodennähe Einflug gestatteten (entsprechende Baumhöhe bzw. -alter) und am Boden liegendes Totholz vorhanden war. Zur Nahrungssuche wurden dort die Strukturen genutzt, die auch in größeren Koniferenbeständen bevorzugt werden.

3.2.4.5.3 Verhaltensbeobachtungen an besenderten Schwarzspechten im Nadelholzbestand

Der weitaus größere Teil der Beobachtungen an besenderten Schwarzspechten und bei Zufallsbeobachtungen gelang in Kiefern-, Lärchen- und Fichten-Beständen innerhalb des *home ranges* der Tiere. (siehe auch Tabelle 21):

- Liegende Stämme und in Zersetzung begriffene Stubben
  Liegende Stämme waren insbesondere dann für die fouragierenden Schwarzspechte attraktiv, wenn diese sich - wie oben erwähnt - in älteren Zersetzungsstadien befanden. An den älteren Stubben waren häufig Ameisenarten der *Formicinae*-Gruppe zu beobachten (Anlage von Nestern). Sie besaßen daher eine hohe Attraktivität für Schwarzspechte auf Nahrungssuche.
- Nutzung des unteren Stammdrittels in Lärchen- und Jungkiefern-Beständen
  An dieser Struktur hielten sich die Tiere auf, um in den Spalten der rauhborkigen Stammfüße nach Insekten zu suchen. Dabei flogen die Tiere jeweils den unteren Bereich eines Baumes an, den sie - mit ruckartigen Flügelbewegungen versteckte Insekten aufscheuchend - erkletterten.
- Nahrungssuche auf vergrasten Forstschneisen
  Es gelangen Beobachtungen von der Nahrungssuche der telemetrierten Schwarzspechte und von weiteren Tieren der Art auf vergrasten Rückegassen im Kiefernstangenholz. Bei der Nahrungssuche in den Schneisen suchten die Tiere nach Ameisen-Imagines und/oder deren Nestern. Dabei wurde stellenweise der Moosbewuchs ausgerissen, solange bis das Tier an darunterliegende Puppen-/Larvenkammern gelangt war.
- Anflug von Laubholzinseln
  Auffällig war das zielgerichtete Anfliegen von kleinen Laubbaumgruppen oder größeren Einzelbäumen (Rotbuche, Eiche), wenn diese in Sichtweite im weitläufigen Kiefernbestand vorhanden waren. Eine direkte Nutzung der Habitatstrukturen, die diese Inselbiotope bieten, konnte nicht beobachtet werden. Die Vögel fouragierten in der Nähe am liegenden Totholz oder suchten die unteren Stammdrittel der nahestehenden Kiefernstämme ab.

3.2.4.5.4 Vergleich der Beobachtungen besenderter Schwarzspechte in unbewirtschafteten und in bewirtschafteten Waldbeständen

Im Vergleich zu Serrahn gelangen auf der bewirtschafteten Buchenwaldfläche bei Wilhelminenhof eine geringere Zahl von Beobachtungen an Hochwaldstrukturen im Rotbuchenbestand (Tabelle 21). Die telemetrierten Schwarzspechte 578 und 878 im Untersuchungsgebiet Wilhelminenhof suchten vor allem in Nadelholzbeständen oder Jungeichenschonungen (Nutzung zersetzender Stubben im Innern der Dickung) nach Nahrung, die den Buchenbeständen benachbart waren. Häufig wurden die hochstämmigen Rotbuchenbestände auf der Nahrungssuche lediglich durchquert, um Douglasien- oder Fichteninseln bzw. größere zusammenhängende Kiefernforste aufzusuchen. In reinen Buchenbeständen wurden sie für längere Zeit an einem Ort vorrangig in den frühen Morgenstunden und am Abend kurz vor dem Einflug in die Schlafhöhle gepeilt.

Tabelle 21: Verteilung der Beobachtungen auf registrierte Habitatstrukturen bei telemetrierten Schwarzspechten auf den Untersuchungsflächen Bu(a)M1 und Bu(m)M2 (Gesamtzahl der Beobachtungen n = 622)

Struktur/ -merkmale		Prozent der Beobachtungen [%]							
		Schwarzspechtmännche n 578 (n = 67)	Schwarzspechtmännche n 595 (n = 132)	Schwarzspechtmännche n 878 (n = 82)	Schwarzspechtmännche n 802 (n = 154)	Schwarzspechtmännche n 821 (n = 106)	Schwarzspechtmännche n 830 (n = 4)	Schwarzspechtmännche n 619 (n = 2)	Einzelbeobachtungen unbesenderter Schwarzspechte (n = 75)
Laubholzbestand	stark dimensionierte liegende Stämme und Äste	0,80	1,45	0,96	1,77	0,48	0,16	0,16	0,64
	zersetzende Baumstubben	0,64	1,13	0,96	0,32	0,16	0,16	0	0,96
	Stammfüße von Hochstümpfen	0,32	0,48	0,32	0,80	0	0	0	0,16
	stehende Baumleichen	0,64	1,93	0,48	1,13	0,32	0	0,16	1,13
	Konifereneinstände im Laubholzbestand	1,13	3,05	1,61	3,86	0,16	0,32	0	0
Nadelholzbestand	liegende Stämme und Äste	2,09	4,98	2,25	4,34	3,54	0	0	2,41
	zersetzende Baumstubben	0,96	2,41	4,50	3,70	4,34	0	0	0,64
	unteres Stammdrittel der Koniferen-Stämme	2,89	4,82	1,13	6,75	2,25	0	0	4,02
	Rückegassen und Forstschneisen im Nadelholzbestand	1,29	0,48	0,96	1,93	4,50	0	0	1,93
	einzelne Laubbäume/ -inseln im Koniferen-bestand	0	0,48	0	0,16	1,29	0	0	0,16

3.2.4.5.5 Brutplatzwahl des Schwarzspechts

Die Beobachtungen aus der telemetrischen Studie und der Brutvogelkartierung weisen in dieselbe Richtung der aus einschlägiger Literatur (BEZZEL 1985; VON BLOTZHEIM 1994) her bekannten Fakten. Schwarzspechte nutzen Buchenbestände vorrangig für die Anlage ihrer Brut- und Schlafhöhlen in entsprechend dimensionierten Baumstämmen. Die meisten Beobachtungen benutzter Brut- und Schlafhöhlen des Schwarzspechtes stammen von Rotbuchen. Ausnahmen bilden die Bruthöhle des Schwarzspechtmännchens 578, der die Brut in einer Erle aufzog (der Baum stand jedoch am Rand eines Buchenbestands), das telemetrierte Schwarzspechtmännchen 821 aus dem Jahr 2001 und ein Brutnachweis von 2002 auf Untersuchungsfläche KiBu(a)M1 (Brut in abgestorbener ca. 140 Jahre alter Kiefer in Altkiefernbeständen).

Vogel 821 zog nach dem Ausfliegen der Jungvögel aus der Bruthöhle im Buchenbestand der Serrahner Naturwaldzelle in ein Waldgebiet an der Nationalparkgrenze um, welches keine Buchenaltholzbestände umfasste. Hier benutzte das Tier alte Höhlen in ca. 140 alten Kiefern als Schlafhöhlen. Als Ursache für die Verlegung des Reviers (die Grenzen der Kerngebiete aus der Brut- und Nachbrutzeit sind ca. 1,8 km voneinander entfernt) werden Grenzstreitigkeiten mit dem Nachbarreviervogel und Emigration der noch geführten, flüggen Jungspechte vermutet (Abbildung 34).

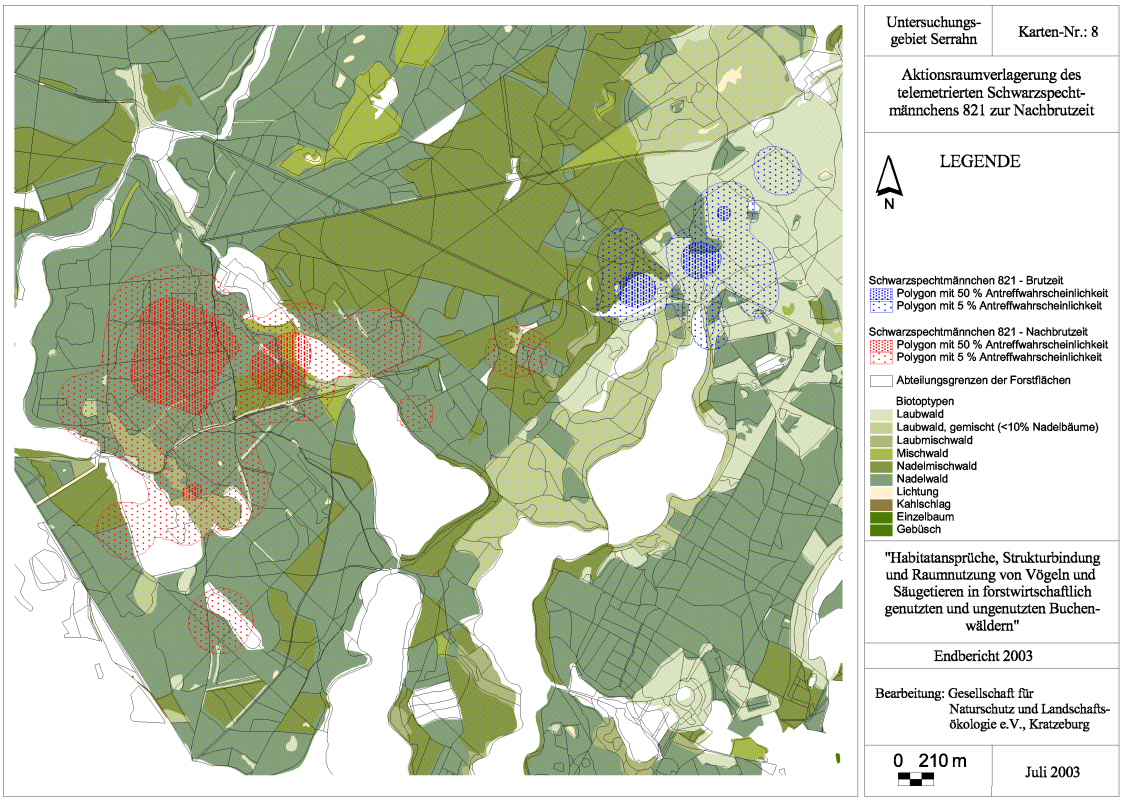


Abbildung 34: Emigration des Schwarzspechts 821 im Untersuchungsjahr 2001 von der Untersuchungsfläche Bu(a)M1

3.2.5 Verhalten bei der Nahrungssuche und Strukturnutzung silvicoler Vogelarten

Die folgenden Ergebnisse wurden von Frau ZILLMANN, die im Rahmen des Projektes Fragestellungen zur Strukturnutzung buchenwaldbewohnender Vogelarten untersuchte, in einer noch laufenden Diplomarbeit erarbeitet.

Die nachstehenden Abbildungen (Abbildung 35 und Abbildung 36) zeigen die Bestandsstruktur der beiden Beobachtungsbereiche auf den Untersuchungsflächen in Serrahn (Bu(a)M1) und Wilhelminenhof (Bu(m)M2). Die exakte Flächengröße in Serrahn beträgt 3718,69 m², in Wilhelminenhof 3725,61 m².

Bei der Betrachtung der Karten zeigt sich bereits, dass sich das Areal innerhalb der nahezu naturbelassenen Kernzone Serrahn als strukturreicher beschreiben lässt. Im Vergleich zur forstwirtschaftlich genutzten Fläche in Wilhelminenhof hat besonders liegendes Totholz und Unterwuchs einen deutlich höheren Flächenanteil. In Tabelle 22 sind die Flächen, die von den Strukturen eingenommen werden, gegenübergestellt. Besonders Unterwuchs, liegendes Totholz und liegende Kronen nehmen in Serrahn deutlich mehr Raum ein, während die von Kronen überdachte Fläche geringer ist.

Die Kronen bedecken mit 70,4 % in Serrahn und 84,81 % in Wilhelminenhof relativ ähnliche Anteile der Untersuchungsflächen. Im Gegensatz dazu weisen die Flächenanteile, die von Unterwuchs bedeckt werden, mit 16,3 % in Serrahn, aber nur 0,91 % in Wilhelminenhof, deutliche Unterschiede auf. Große Unterschiede finden sich auch bei den Flächenanteilen, die durch liegende Kronen bedeckt werden. 4,43 % Deckung in Serrahn stehen hier 0,32 % Deckung in Wilhelminenhof gegenüber.

Für das liegende und stehende Totholz wurden zusätzlich die Volumina berechnet. Die Ergebnisse finden sich in Abbildung 37.

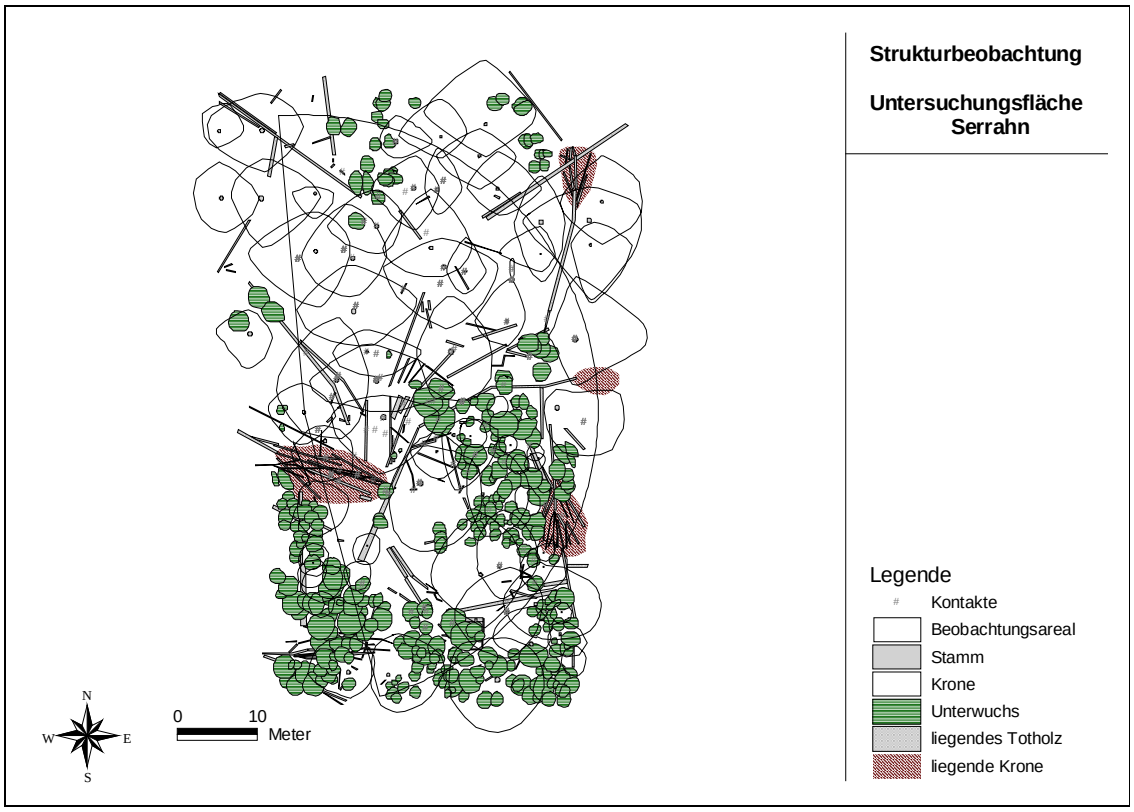


Abbildung 35: Beobachtungsbereich auf der Untersuchungsfläche Serrahn (Bu(a)M1)

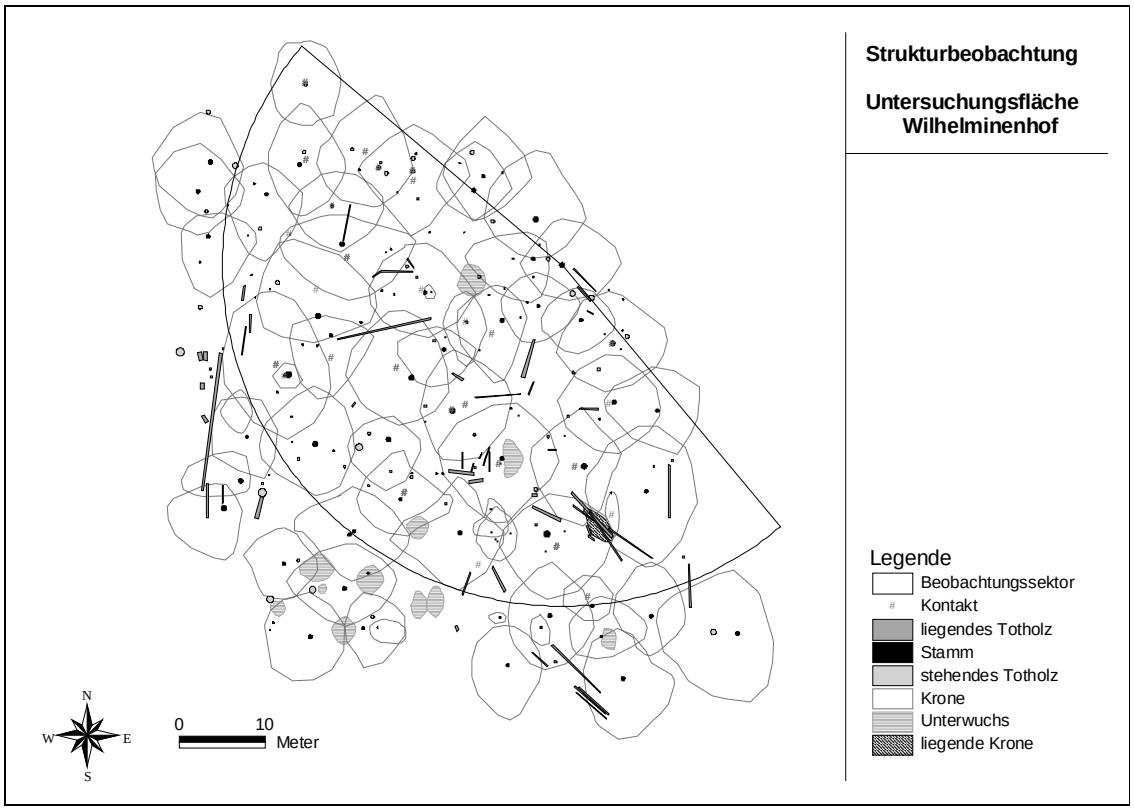


Abbildung 36: Beobachtungsbereich auf der Untersuchungsfläche Wilhelminenhof (Bu(m)M2)

Tabelle 22: Flächenanteile der verschiedenen Strukturelemente auf den Beobachtungsbereichen in Serrahn (Bu(a)M1) und Wilhelminenhof (Bu(m)M2)

	Wilhelminenhof (Bu(m)M2)		Serrahn (Bu(a)M1)	
Struktur	Fläche (m²)	Fläche (%)	Fläche (m²)	Fläche (%)
Krone	3159,57	84,81	2617,84	70,40
Stamm	9,92	0,27	10,12	0,27
Unterwuchs	33,96	0,91	605,98	16,30
stehendes Totholz > 30 cm Höhe	1,19	0,03	7,38	0,2
stehendes Totholz < 30 cm Höhe	7,95	0,21	0	0
liegendes Totholz	28,56	0,77	205,23	5,52
liegende Krone	12,00	0,32	164,64	4,43

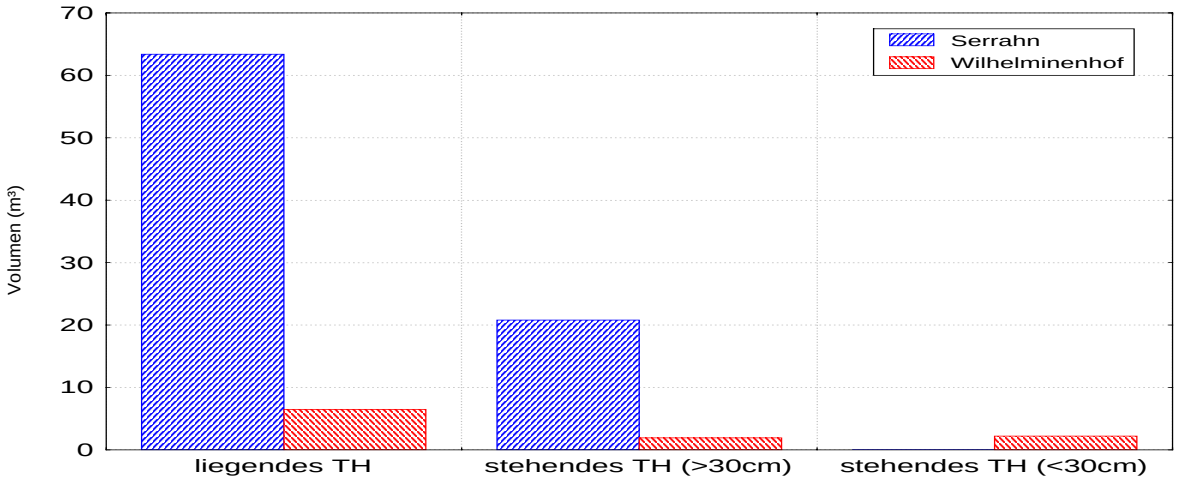


Abbildung 37: Volumen des Totholzes

In Serrahn liegen insgesamt 63,39 m³ Totholz im Beobachtungssektor. Im Beobachtungssektor in Wilhelminenhof ist das Volumen des liegenden Totholzes mit 6,52 m³ um fast das 10fache kleiner. Dies gilt auch für das stehende Totholz mit einer Mindesthöhe von 30 cm. 20,79 m³ (Serrahn) stehen nur 1,94 m³ (Wilhelminenhof) gegenüber. Stubben (stehendes Totholz bis zu einer Höhe von 30 cm) sind auf der forstwirtschaftlich ungenutzten Fläche Serrahn nicht vorhanden. In Wilhelminenhof beträgt das Volumen 2,23 m³.

Abbildung 38 und Abbildung 39 zeigen die vertikale Schichtung auf beiden Untersuchungsflächen, in dem die Anzahl der einzelnen Strukturelemente, die sich in einer Schicht finden, gezählt wurde.

In den unteren Höhenschichten (bis 10 m Höhe) dominiert Unterwuchs auf der Untersuchungsfläche Serrahn. Bis zu einer Höhe von 1 m sind es ausschließlich Jungbuchen, die eine Höhe von 80 cm nicht überschreiten. Diese Buchen sind meist durch Wildverbiss geschädigt. Ihre durchschnittliche Höhe beträgt 0,7 m.

In den folgenden zwei Höhenschichten (1-5 m und 5-10 m) wurden insgesamt 181 Jungbuchen kartiert. Sie erreichen eine maximale Höhe von 8 m, die kleinste war nur 2 m hoch. Die durchschnittliche Höhe betrug 3,52 m. Außerdem ist innerhalb dieser Höhenschichten das stehende Totholz strukturbildend. Auf der Fläche sind 10 Hochstümpfe aufgenommen worden, deren Höhen zwischen 2,2 m und 25 m variieren (Durchschnitt 6,92 m).

Die weiteren Höhenschichten werden durch die Bäume bestimmt, von denen sich auf der Fläche 33 Buchen und drei Gemeine Kiefern befinden. Die Baumhöhen haben in Serrahn ein Maximum von 45 m und ein Minimum von 10 m mit einem Durchschnitt von 32,86 m. Die Brusthöhendurchmesser liegen hier zwischen 11 cm und 90 cm, mit einem Durchschnitt von 56,63 cm. Ingesamt erscheint die Untersuchungsfläche vertikal reich strukturiert. Allerdings konnte in den Höhenschichten 10-15 m und 20-25 m keine Struktur kartiert werden. Hier ist eine deutliche Lücke in der vertikalen Schichtung zu verzeichnen.

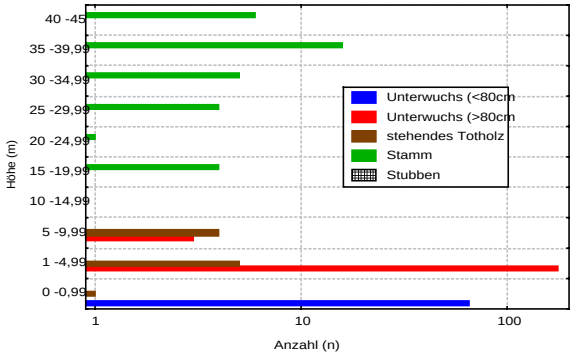


Abbildung 38: Höhen der vertikalen Strukturen – Untersuchungsfläche Serrahn

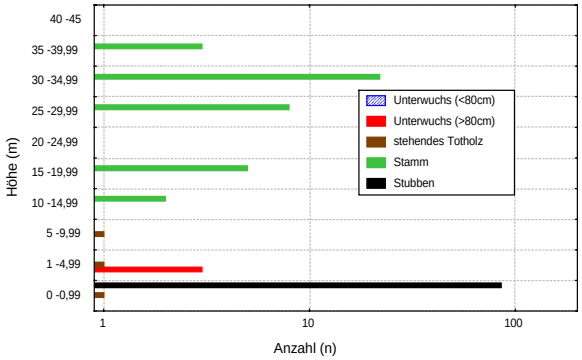


Abbildung 39: Höhen der vertikalen Strukturen – Untersuchungsfläche Wilhelminenhof

Auf der Untersuchungsfläche Wilhelminenhof wird die Höhenschicht 0-1 m vorwiegend durch Stubben (stehendes Totholz < = 30 cm) geprägt. Insgesamt sind auf der Fläche 85 Stubben aufgenommen worden, deren durchschnittliche Höhe auf 0,3 m geschätzt wurde. Im Bereich von 1 und 5 m dominiert Unterwuchs, der allerdings nur spärlich ausgeprägt ist (siehe auch Kap. 3.3.2.1 auf S. 103*ff*). Die durchschnittliche Höhe beträgt hier 3,6 m. Außerdem ist hier noch stehendes Totholz vorhanden, dessen Höhe zwischen 0,9 und 5 m variiert. Allerdings ist auch dieses Strukturelement nur selten vorhanden.

Wie auch in Serrahn werden die folgenden Höhenschichten durch Bäume bestimmt. Hier sind 39 Rotbuchen und eine Gemeine Kiefer auf der Fläche vorhanden, deren Höhen zwischen 14 m und 36 m bei einem Durchschnitt von 29 m liegen. Die Brusthöhendurchmesser haben Werte zwischen 13 m und 90 cm bei einem Durchschnitt von 54,2 cm.

Auf der Fläche in Wilhelminenhof konnte innerhalb der zwei Höhenschichten 20-25 m und 40-45 m kein Strukturelement kartiert werden. Ingesamt weist die Untersuchungsfläche Wilhelminenhof, insbesondere in den unteren drei Höhenschichten, eine deutlich ärmere vertikale Strukturverteilung auf als es auf der Serrahner Fläche der Fall ist.

Die Unterschiede in der Struktur spiegeln sich auch in den Beobachtungen der Vögel wider. In Serrahn konnten insgesamt 196 Individuen von 16 Arten beobachtet werden, teilweise auch über einen längeren Zeitraum und an unterschiedlichen Aufenthaltsorten (ausgenommen werden hier kleine Nager und Eichhörnchen *Sciurus vulgaris*). In Wilhelminenhof konnten dagegen insgesamt nur 78 Individuen von 13 Arten beobachtet werden. In einigen der folgenden Diagramme werden verschiedene Verhaltensweisen

einzelner Individuen getrennt voneinander betrachtet. Es werden 217 Beobachtungen berücksichtigt.

Das Gesamtspektrum der Arten und deren Anteil an den Gesamtbeobachtungen auf beiden Flächen zeigt Abbildung 40.

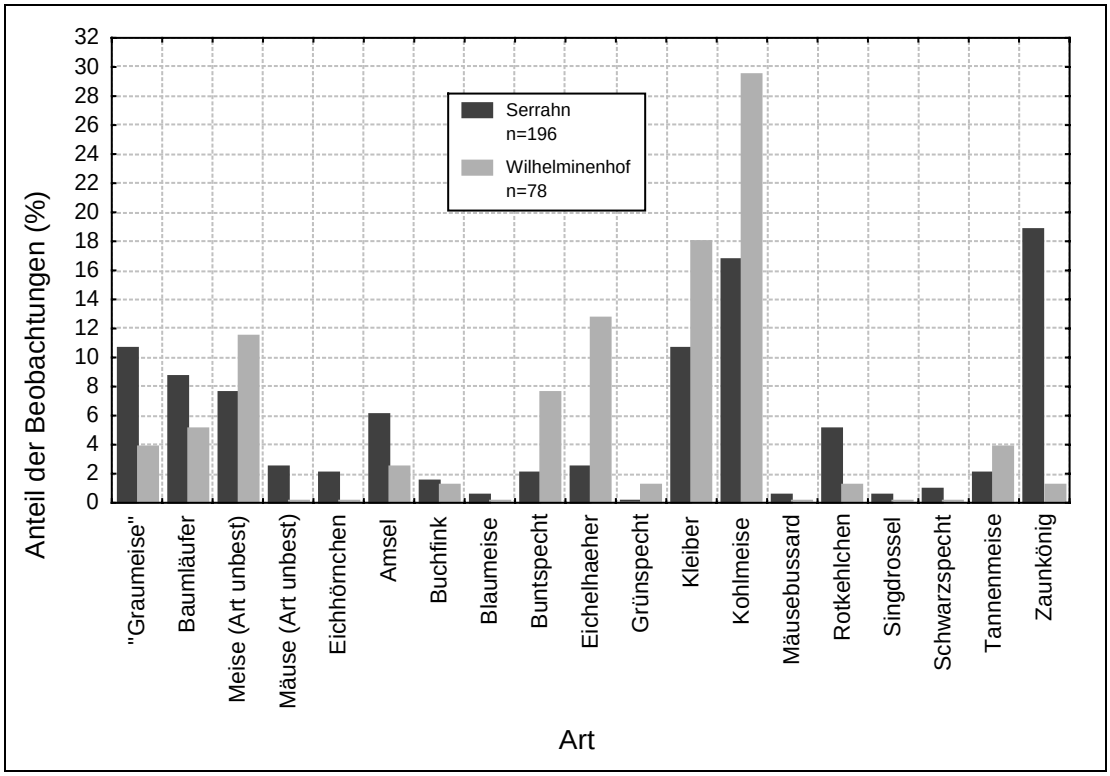


Abbildung 40: Spektrum der beobachteten Vogelarten und Beobachtungshäufigkeit auf den Untersuchungsflächen

In Serrahn nimmt der Zaunkönig *(Troglodytes troglodytes)*, mit 18,9 % den größten Anteil an den Gesamtbeobachtungen ein. Weitere häufig vorkommende Arten sind Kohlmeise *(Parus major)* mit 16,84 %, „Graumeisen“ *(Parus palustris* bzw. *Parus montanus)* mit 10,71 % und Kleiber *(Sitta europaea)*, der ebenfalls einen Anteil von 10,71 % an den Gesamtbeobachtungen ausmacht. Einige Arten, wie Blaumeise *(Parus caeruleus)*, Mäusebussard *(Buteo buteo)*, Singdrossel *(Turdus philomelos)* und Schwarzspecht *(Dryocopus martius)* konnten nur auf der Untersuchungsfläche Serrahn beobachtet werden.

In Wilhelminenhof wurden insgesamt 13 Arten beobachtet. Hier haben Kohlmeisen *(Parus major)* mit 29,49 % den größten Anteil an den Gesamtbeobachtungen auf dieser Fläche. Weiterhin sind Kleiber *(Sitta europaea)* mit 17,95 %, Eichelhäher *(Garullus glandarius)* mit 12,82 % und Meisen *(Parus spec.)* mit 11,54 % zu den hier am häufigsten registrierten Arten bzw. Taxa zu zählen. Auch in Wilhelminenhof ist mit dem Grünspecht *(Picus viridis)* eine Art vorhanden, die in Serrahn nicht festgestellt werden konnte.

Für den Vergleich der Artengemeinschaften ist ein SÖRENSEN-Quotient von 77,4 % berechnet worden; die Artenzusammensetzung ist als ähnlich zu betrachten (vgl. MÜHLENBERG 1989: S. 287).

Abbildung 41 zeigt die Anzahl der Beobachtungen an Einzelindividuen pro Tag. Hier sind gleichzeitig die Termine für die Untersuchungen auf den einzelnen Flächen dargestellt. Diese sind nicht immer identisch. Tage, an denen eine Untersuchungsfläche nicht bearbeitet wurde, sind mit Stern (*) gekennzeichnet, damit sie von Tagen

unterschieden werden können, an denen die Fläche zwar bearbeitet wurde, jedoch keine Beobachtung gemacht werden konnten.

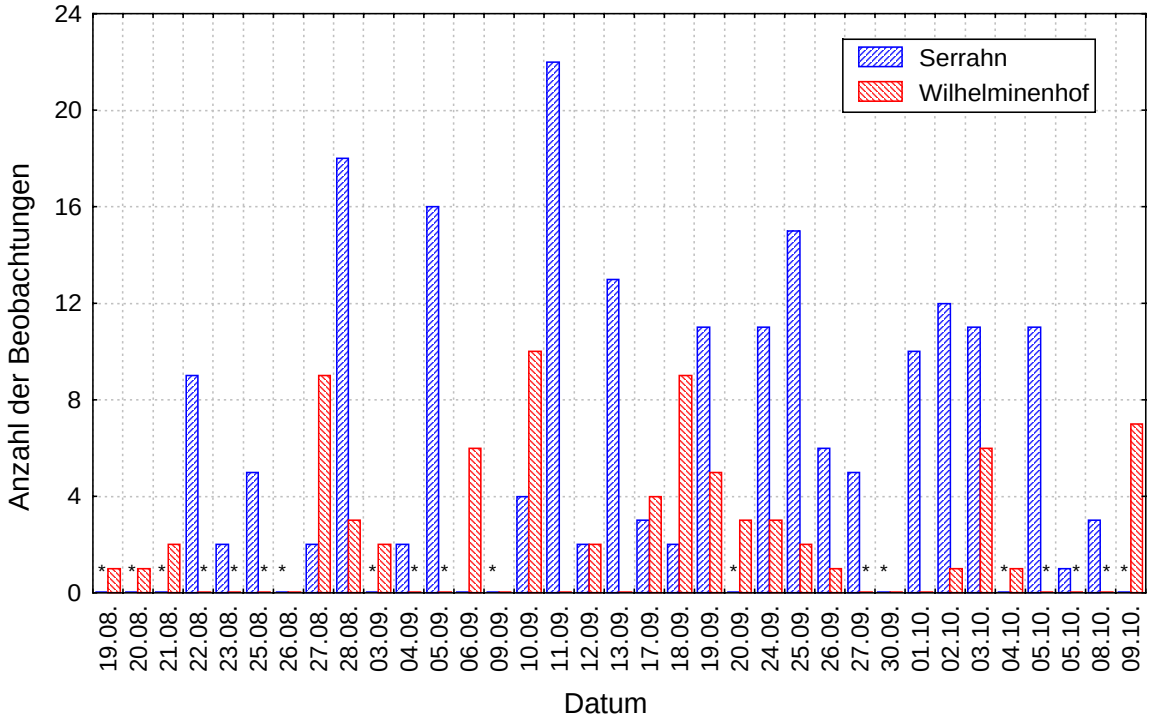


Abbildung 41: Anzahl der Beobachtungen pro Tag – Untersuchungsflächen Serrahn und Wilhelminenhof

Auf der Untersuchungsfläche Serrahn ist am 11.09.2002 ein Maximum von 22 Individuen pro Tag zu verzeichnen. In Wilhelminenhof liegt der Maximalwert dagegen bei zehn Individuen pro Tag. In Serrahn konnte nur an einem der 25 Untersuchungstage (06.09.02) keine Beobachtung gemacht werden. In Wilhelminenhof sind dagegen an fünf Tagen (26.08., 09.09., 11.09., 30.09. und 01.10.2002) keine Kontakte aufgezeichnet worden. So ergibt sich für Serrahn ein durchschnittlicher Wert von 7,84, für Wilhelminenhof von 3,12 Beobachtungen pro Tag.

Die Beobachtungen pro Tag wurden auf Zusammenhänge mit Wetterdaten, Temperatur und Niederschlag geprüft. Auf beiden Untersuchungsflächen konnten keine signifikanten $p < 0{,}005$-Korrelationen festgestellt werden.

Die horizontale und vertikale Verteilung der Kontakte auf beiden Flächen zeigen die Abbildungen (Abbildung 42 und Abbildung 43). Aufgetragen sind hier die Einzelkontakte nach den geographischen Koordinaten und der Schicht. Die einzelnen Schichten wurden, entsprechend ihrer räumlichen Abfolge am Boden beginnend, fortlaufend nummeriert:

1 – Boden
2 – liegendes Totholz
3 – Unterwuchs
4 – unterer Stammbereich
5 – mittlerer Stammbereich
6 – oberer Stammbereich
7 – unterer Kronenbereich
8 - mittlerer Kronenbereich
9 – oberer Kronenbereich

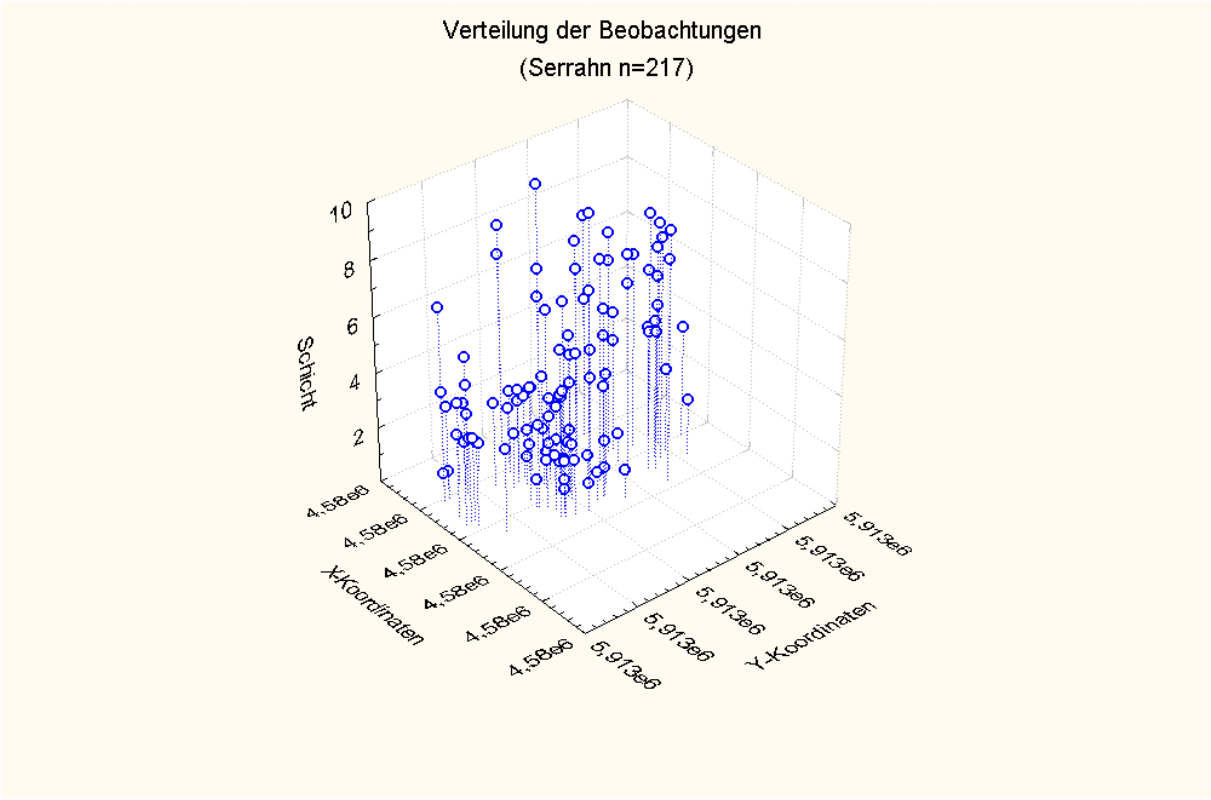


Abbildung 42: Räumliche Verteilung der Beobachtungen im Beobachtungsbereich auf der Untersuchungsfläche Serrahn (Bu(a)M1)

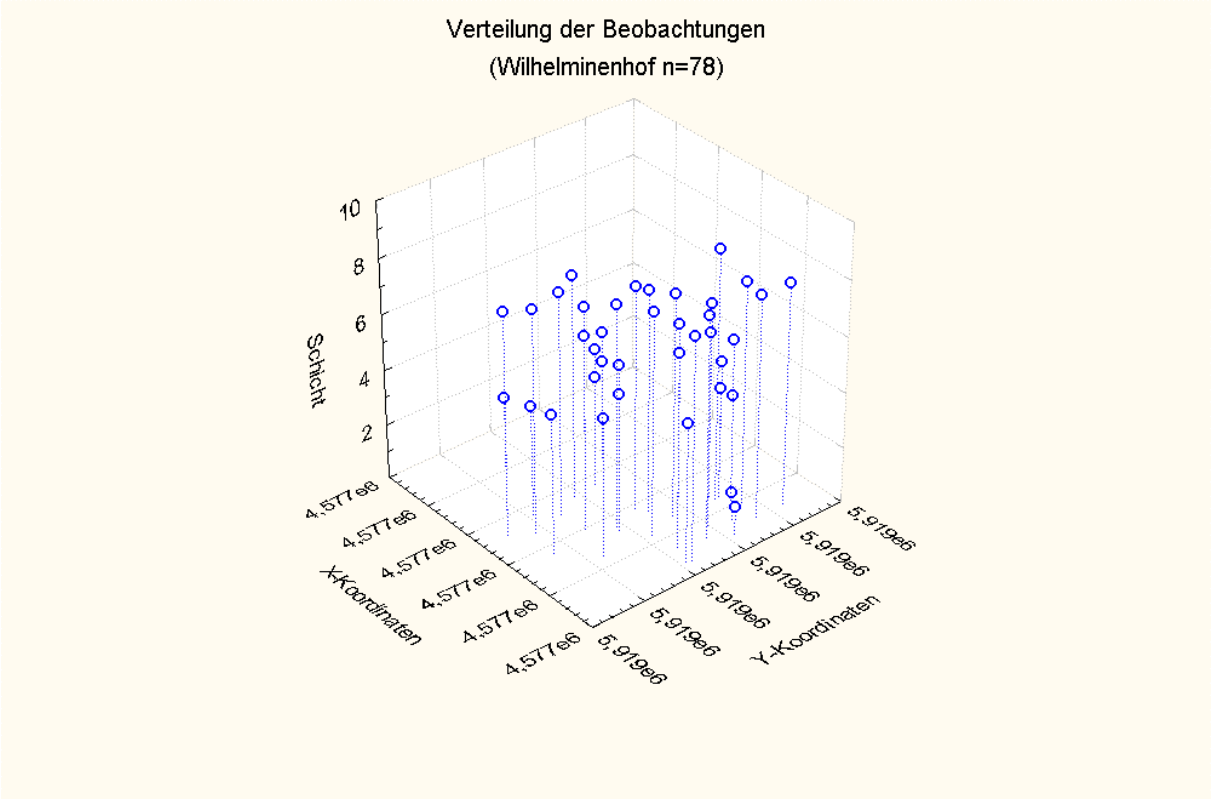


Abbildung 43: Räumliche Verteilung der Beobachtungen im Beobachtungsbereich auf der Untersuchungsfläche Wilhelminenhof (Bu(m)M2)

Es ist erkennbar, dass die Kontakte über beide Flächen relativ gleichmäßig verteilt sind. Deutliche Unterschiede zeigen sich allerdings im Hinblick auf die Nutzung der einzelnen Schichten.

Die prozentuale Verteilung der Kontakte in den einzelnen Schichten zeigen Abbildung 44 und Abbildung 45. Auf der Serrahner Fläche wird eine relativ gleichmäßige Nutzung der Strati deutlich. Die am häufigsten genutzten Schichten sind der mittlere Kronenbereich (22,58 %), liegendes Totholz (18,89 %) und der Unterwuchs (15,66 %). Am geringsten sind die oberen Bereiche der Stämme und der Kronen frequentiert.

In Wilhelminenhof dagegen ist eine deutliche Bevorzugung der Kronen zu verzeichnen, wobei liegendes Totholz und Unterwuchs überhaupt nicht genutzt werden. Die Nutzung der Kronenmitte weist ein deutliches Maximum von 70,51 % auf. Als weiterhin genutzte Schichten seien hier der mittlere Stammbereich (8,97 %) sowie die unteren Bereiche der Kronen und Stämme mit jeweils 6,41 % der Gesamtbeobachtungen erwähnt. Auf dieser Fläche ist zu beachten, dass Totholz und Unterwuchs durchaus vorhanden sind (wenn auch in geringerem Maße als in Serrahn).

Die Ergebnisse wurden statistisch untersucht. Hierbei wurde der χ^2-Test nach BRANDT-SNEDECOR genutzt. Die Verteilung der Kontakte auf die einzelnen Schichten weist auf den beiden Untersuchungsflächen hochsignifikante Unterschiede auf ($\chi^2_{(berechnet)} = 72{,}083$, $\chi^2_{(Tabelle)} = 12{,}592$, Freiheitsgrade $df = 6$, Irrtumswahrscheinlichkeit $alpha = 0{,}000$).

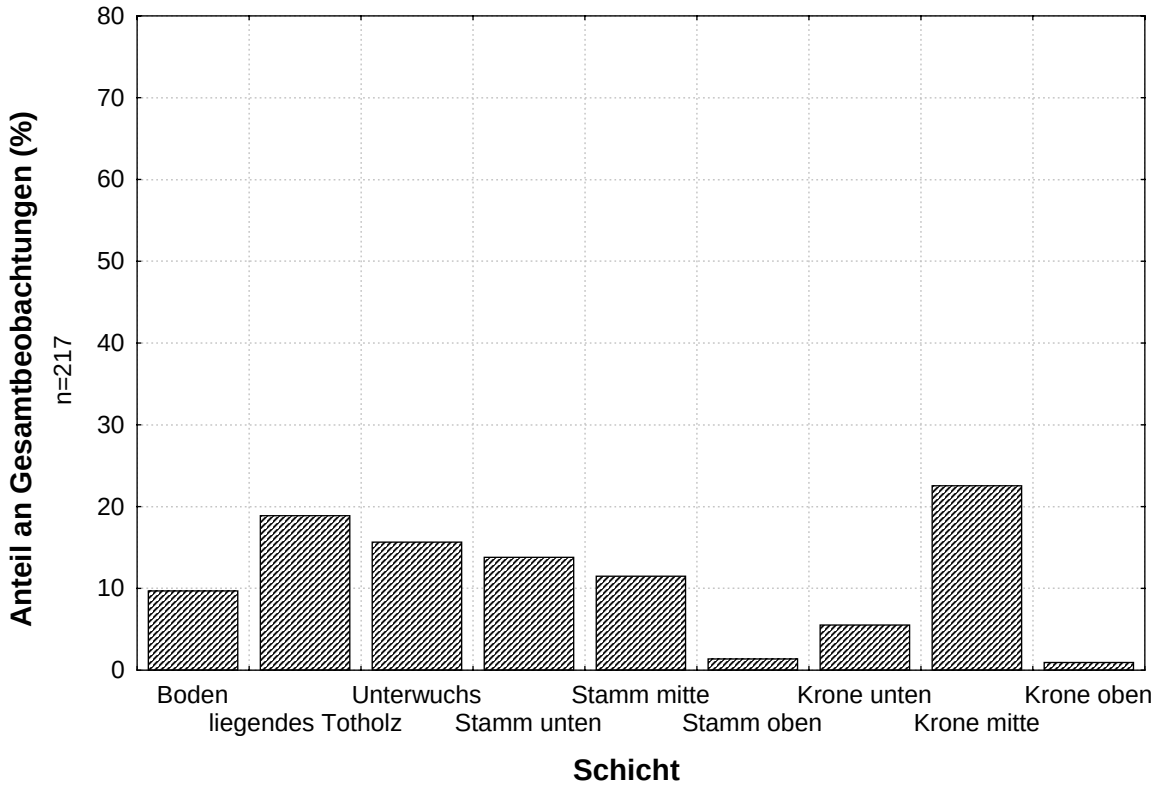


Abbildung 44: Verteilung der Beobachtungen auf die einzelnen Schichten im Beobachtungsbereich auf der Untersuchungsfläche in Serrahn (Bu(a)M1)

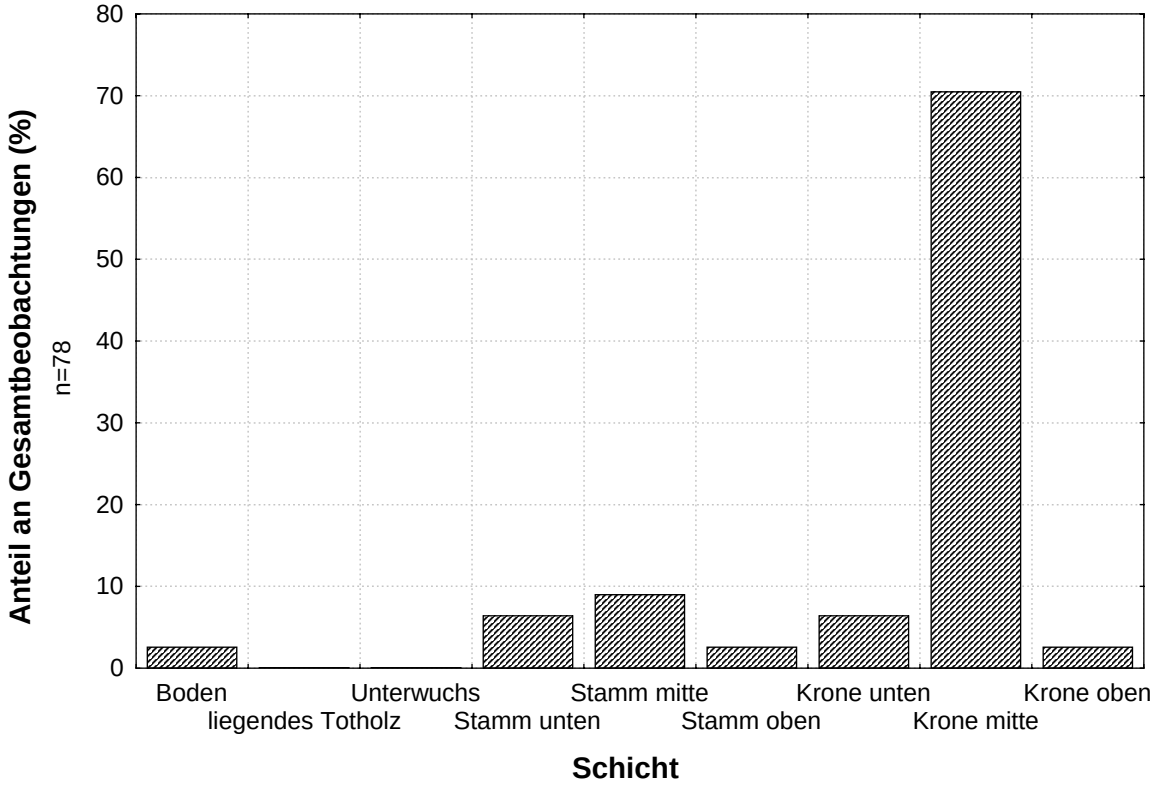


Abbildung 45: Verteilung der Beobachtungen auf die einzelnen Schichten im Beobachtungsbereich auf der Untersuchungsfläche in Wilhelminenhof (Bu(m)M2)

In der Methodenbeschreibung wurde bereits darauf hingewiesen, dass auch das Verhalten der beobachteten Tiere aufgenommen wurde. Welche Verhaltensweisen auf den Untersuchungsflächen beobachtet werden konnten sowie deren Anteil an den Gesamtbeobachtungen zeigt Tabelle 23.

Tabelle 23: Verhaltensweisen und deren Anteil an den Gesamtbeobachtungen

Verhalten	Serrahn (n = 217) Anteil an Gesamtbeobachtungen (%)	Wilhelminenhof (n = 78) Anteil an Gesamtbeobachtungen (%)
Nahrungssuche	39,17	20,51
Kommunikation	42,86	71,79
Nahrungsaufnahme	5,53	0
Jagen	3,32	0
Ruheverhalten	5,53	7,69
Komfortverhalten	1,38	0
Durchzug	2,30	0

Auf der Untersuchungsfläche Serrahn konnten insgesamt sieben Verhaltensweisen beobachtet werden. Den größten Anteil besitzen Verhaltensweisen der Funktionskreise Kommunikation, Nahrungssuche, Nahrungsaufnahme und Ruheverhalten. In Wilhelminenhof konnten dagegen nur drei Verhaltensmuster beobachtet werden, wobei Kommunikationsverhalten den größten Anteil an den Gesamtbeobachtungen ausmacht.

Weiterhin wurde untersucht, in welchen Schichten die Verhaltensmuster gezeigt wurden. Die entsprechenden Ergebnisse finden sich in Abbildung 46 und Abbildung 47.

In Wilhelminenhof konnte die Nahrungssuche nur in fünf Schichten beobachtet werden, wobei der mittlere Stammbereich (7,69 %), der mittlere Kronenbereich (6,14 %) und der untere Stammbereich (2,56 %) am stärksten frequentiert waren. Eine nur geringe Nutzung der Bodenschicht (1,28 %) war zu verzeichnen.

In Serrahn sind für die Nahrungssuche alle Schichten genutzt worden. Hierbei sind der untere (8,76 %) und mittlere Stammbereich (7,83 %), sowie liegendes Totholz (6,54 %) und der mittlere Kronenbereich (6,54 %) am stärksten frequentiert. Dagegen wurden Unterwuchs (0,92 %) sowie der untere (0,92 %) und obere Kronenbereich (0,46 %) während der Nahrungssuche nur selten genutzt.

Kommunikationsverhalten wurde in Serrahn besonders in den Schichten Unterwuchs (14,75 %), mittlerer Kronenbereich (11,52 %) und liegendes Totholz (10,6 %) aufgezeichnet. Im Gegensatz dazu steht Wilhelminenhof mit 62,82 % für den mittleren Kronenbereich und 6,14 % für den unteren Kronenbereich.

Erwähnt seien noch Verhaltensmuster im Zusammenhang mit der Nahrungsaufnahme, die allerdings nur auf der Untersuchungsfläche Serrahn beobachtet werden konnten. Insgesamt wurden die Verhaltensweisen dieses Funktionskreises in vier Strati beobachtet. Die meisten Beobachtungen konnten auf dem Boden (2,76 %) und im mittleren Stammbereich (1,38 %) gemacht werden.

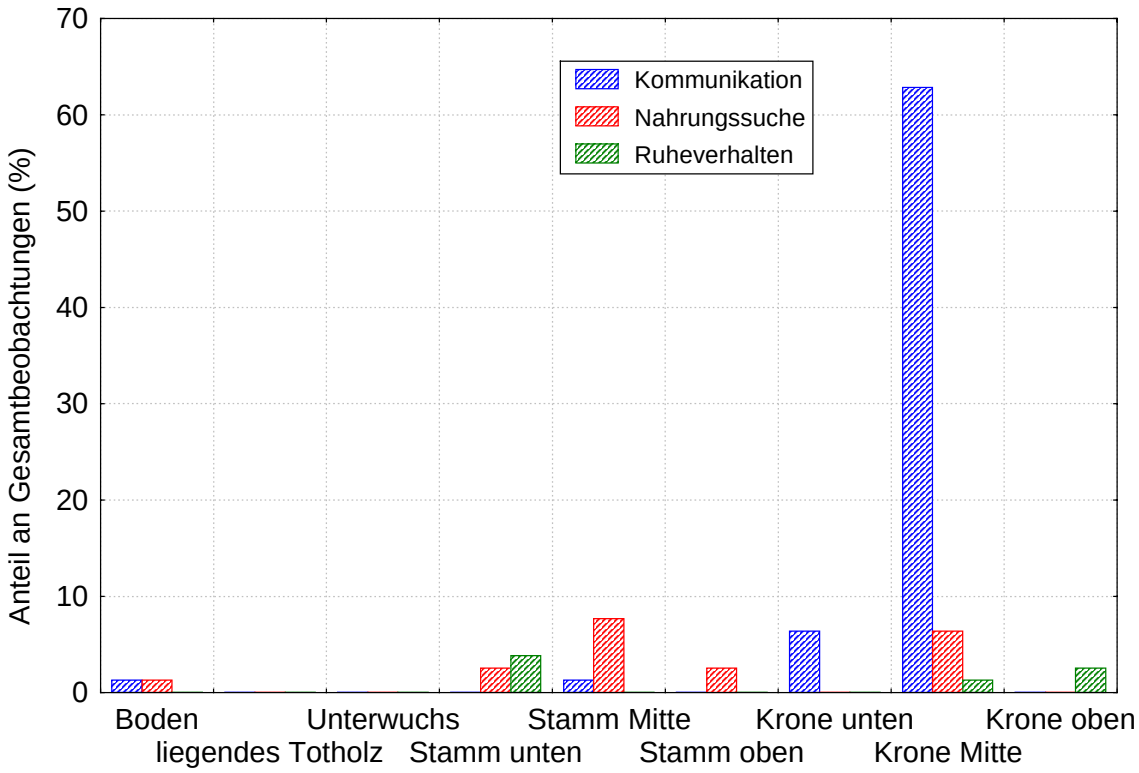


Abbildung 46: Anteile der gezeigten Verhaltensmuster in den einzelnen Schichten – Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

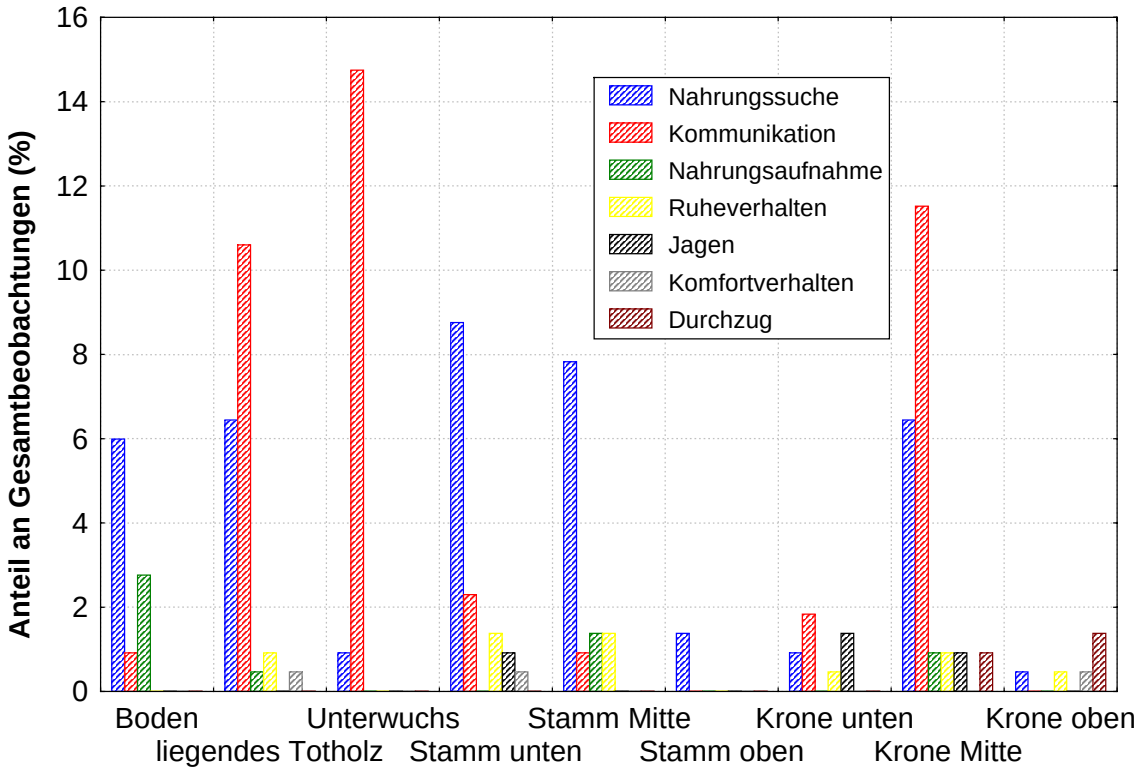


Abbildung 47: Anteile der gezeigten Verhaltensmuster in den einzelnen Schichten – Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

Generell ist, beim Vergleich der beiden Flächen, eine deutlich unterschiedliche Frequentierung der einzelnen Schichten zu verzeichnen.

Die beobachteten Individuen wurden nach SCHERZINGER (1985) ihren Nahrungsgilden zugeordnet (s. Tabelle 5). In der folgenden Auswertung sind 205 Beobachtungen betrachtet worden.

Die auf den Flächen vorkommenden Nahrungsgilden und deren Anteil an den Gesamtbeobachtungen ist in Abbildung 48 dargestellt.

Auf der Untersuchungsfläche Serrahn konnten Individuen aus insgesamt fünf Nahrungsgilden beobachtet werden. Die carnivoren Baumvögel bilden hier mit 36,1 % den größten Anteil an den Gesamtbeobachtungen. Zu dieser Nahrungsgilde gehören beispielsweise Kohl- *(Parus major)* und Blaumeise *(Parus caeruleus)*. Weitere, häufig vertretene Nahrungsgilden sind carnivore Bodenvögel mit 33,17 % *(Erithacus rubecula, Troglodytes troglodytes)* sowie Stammabsucher mit einem Anteil von 26,34 % *(Sitta europaea, Certhia spec.)* zu nennen. Die Vertebratenjäger machen nur einen Anteil von 0,49 % aus, der aus einer Beobachtung am Mäusebussard *(Buteo buteo)* resultiert.

In Wilhelminenhof besitzen ebenfalls carnivore Baumvögel mit 48,72 % den größten Anteil an den Gesamtbeobachtungen. Weiterhin sind Stammabsucher mit einem Anteil von 32,05 % und herbivore Bodenvögel *(Fringilla coelebs, Garullus glandarius)* mit 14,13 % zu nennen. Insgesamt sind auf dieser Untersuchungsfläche Individuen aus vier Nahrungsgilden beobachtet worden.

Welche Schichten durch die Individuen der einzelnen Nahrungsgilden bevorzugt genutzt worden sind, ist in Abbildung 49 dargestellt. Vertebratenjäger sind hier aufgrund der geringen Beobachtungszahl (Untersuchungsfläche Serrahn, n = 1) nicht berücksichtigt worden.

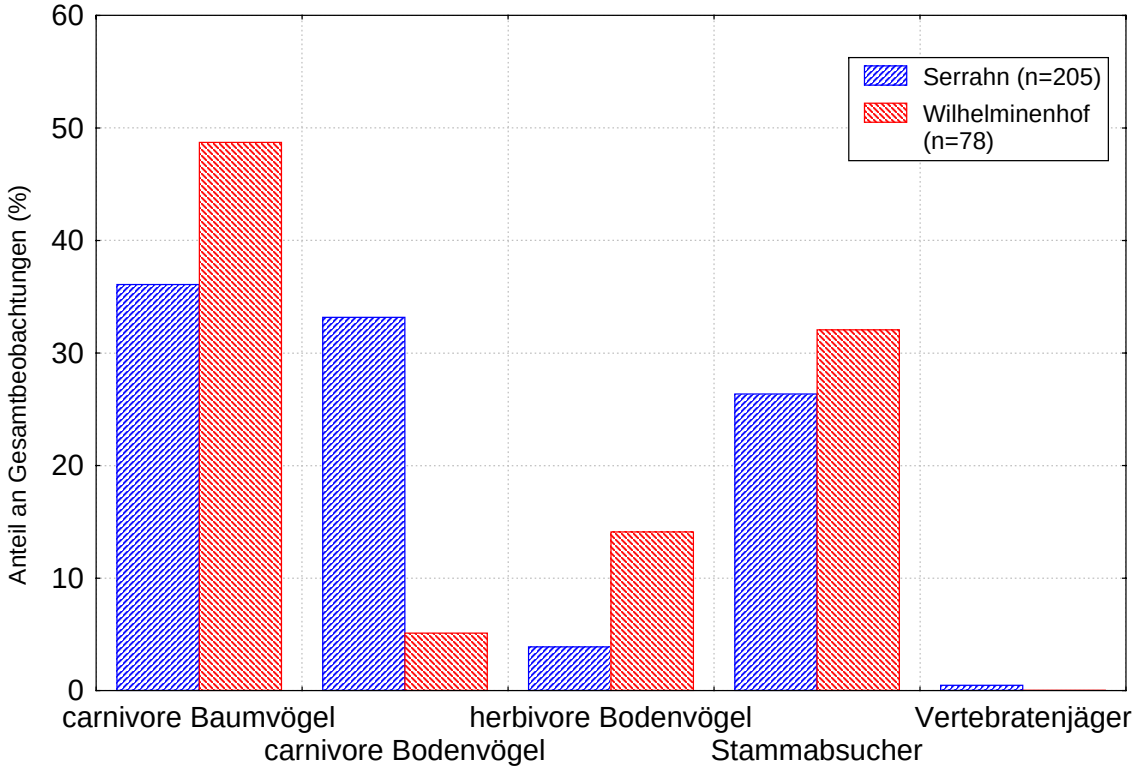


Abbildung 48: Nahrungsgilden und deren Anteil an den Gesamtbeobachtungen auf den Untersuchungsflächen Serrahn und Wilhelminenhof

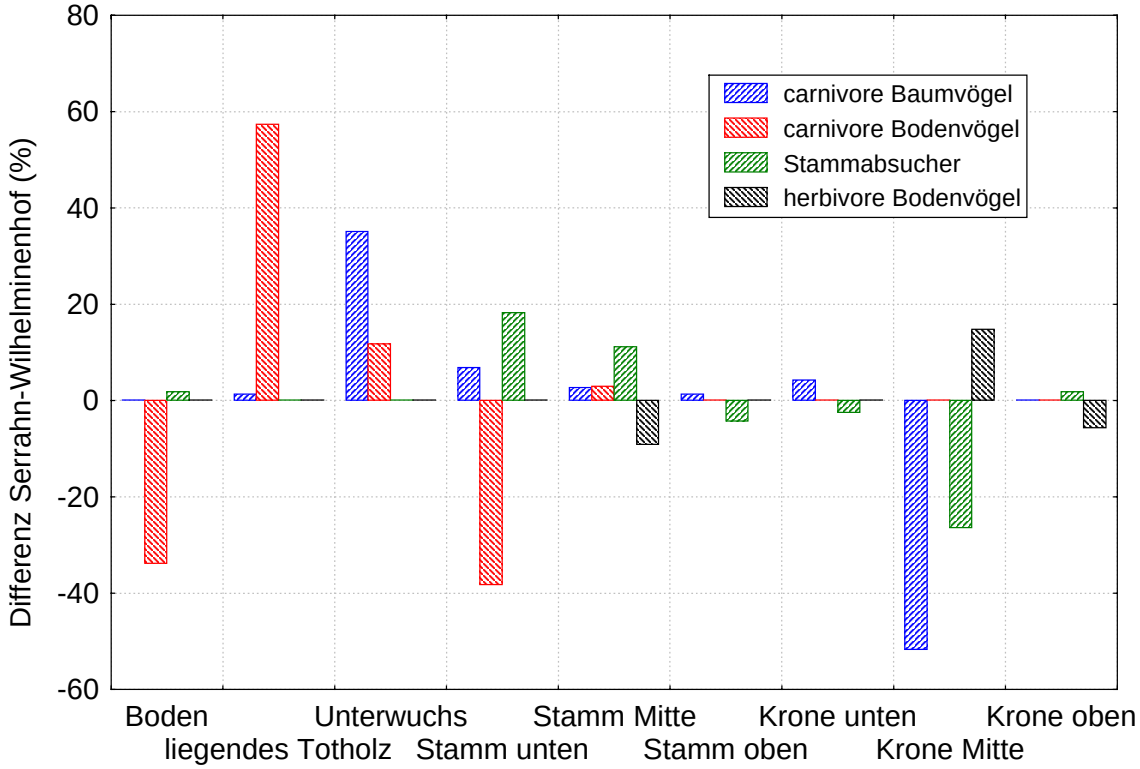


Abbildung 49: Schichtnutzung der einzelnen Nahrungsgilden – dargestellt ist die Differenz (Serrahn-Wilhelminenhof) der prozentualen Anteile der Nahrungsgilden in den einzelnen Schichten

Carnivore Baumvögel nutzen auf der Untersuchungsfläche Serrahn hauptsächlich Unterwuchs. Hier wird ein Maximum von 35,14 % erreicht. In Wilhelminenhof wird hierbei der mittlere Kronenbereich (-51,71 %) am stärksten frequentiert.

Liegendes Totholz (57,35 %) stellt für carnivore Bodenvögel in Serrahn die am häufigsten genutzte Schicht dar, wobei auch Unterwuchs (11,76 %) eine Rolle spielt. Auf der Fläche Wilhelminenhof stellen dagegen die Bodenschicht (-33,82 %) und der untere Stammbereich (-38,24 %) die bevorzugten Strati dar.

Stammabsucher nutzen in Serrahn am häufigsten den unteren (18,06 %) und mittleren Stammbereich (14,35 %). In Wilhelminenhof ist der mittlere Kronenbereich (-28,70 %) am stärksten frequentiert.

Der mittlere Kronenbereich stellt auf der Untersuchungsfläche Serrahn die Schicht mit der stärksten Nutzung durch herbivore Bodenvögel dar (14,77 %). In Wilhelminenhof ist dies der mittlere Stammbereich.

Für die auf beiden Flächen häufig vertretenen Gilden Stammabsucher und carnivore Baumvögel sind in Abbildung 50 und Abbildung 51 die Ergebnisse einer *kernel*-basierten Flächenberechnung in GIS dargestellt. Auffällig sind die deutlichen Unterschiede, die die Flächeninhalte der Kerngebiete[4] aufweisen. Das Kernareal der Stammabsucher umfasst auf der Untersuchungsfläche Serrahn eine Größe von 177,6 m². In Wilhelminenhof wurde eine Größe von 781,1 m² ermittelt, was einem Verhältnis von 1:4,39 entspricht. Ähnliches zeigt sich bei den carnivore Baumvögeln. Die Ausdehnung des Kerngebietes beträgt in Serrahn 194,7 m², in Wilhelminenhof 1093,5 m². Hier liegt das Verhältnis bei 1:5,6.

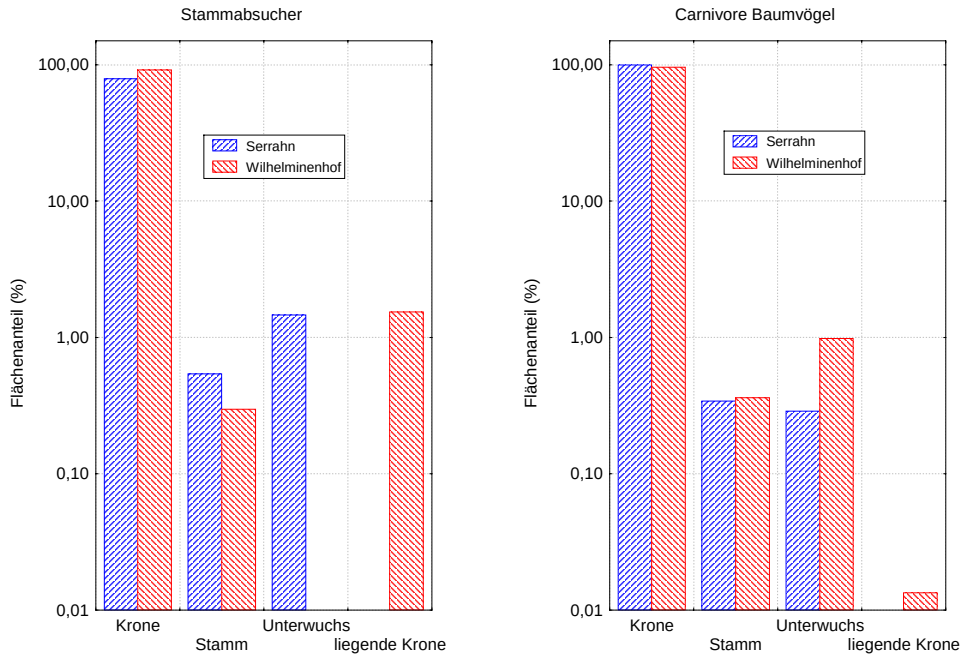


Abbildung 50: Anteile der Strukturelemente an der Gesamtfläche der Kerngebiete, berechnet für die Nahrungsgilden der Stammabsucher und der carnivoren Baumvögel

[4] Darunter werden die Areale verstanden, in denen 50 % der Beobachtungen gemacht wurden (50 %-*kernel*).

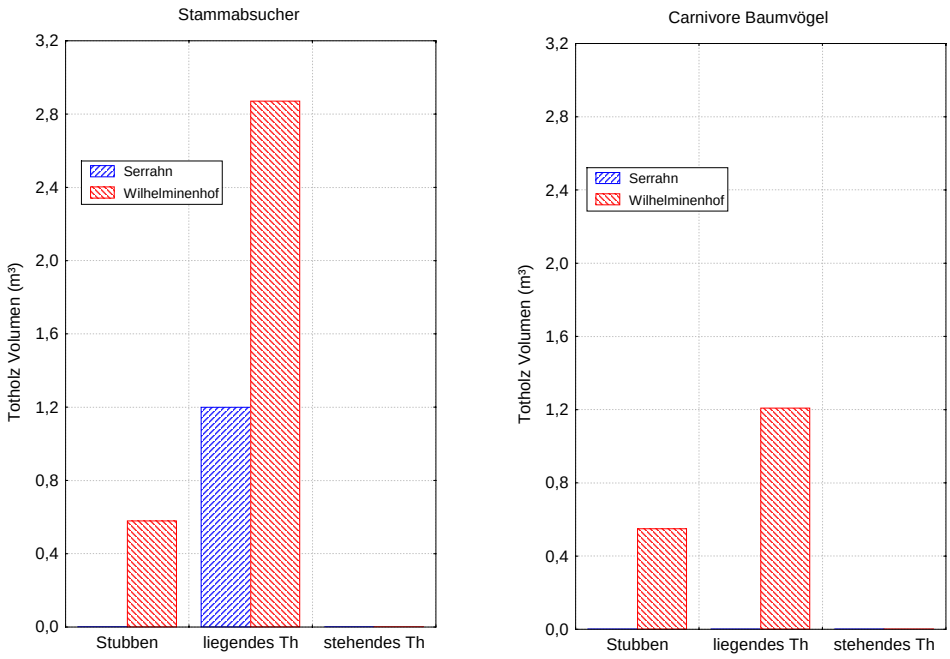


Abbildung 51: Volumina des Totholzes in den Kerngebieten der Nahrungsgilden Stammabsucher und carnivore Baumvögel

Für die Kerngebiete wurde berechnet, welchen Flächenanteil die einzelnen Strukturen besitzen und wie viel Totholz vorhanden ist (Abbildung 50 bis Abbildung 51).

Für beide Nahrungsgilden stellen Kronen den größten Anteil an der Kernfläche. Dieser reicht von 78,8 % (Stammabsucher – Serrahn) bis 100 % (carnivore Baumvögel – Serrahn). Das Kerngebiet der Stammabsucher auf der Fläche Serrahn besitzt mit 0,54 % den größten Anteil an Stämmen. Alle weiteren Werte variieren zwischen 0,3 und 0,36 %.

Der Unterwuchs nimmt ebenfalls bei den Stammabsuchern auf der Untersuchungsfläche Serrahn den größeren Anteil mit 1,46 % ein. Im Kerngebiet Wilhelminenhof wird er von dieser Nahrungsgilde nicht genutzt. Liegende Kronen wurden nur von den Nahrungsgilden auf der Fläche Wilhelminenhof genutzt. Diese haben einen Anteil von 1,53 % (Stammabsucher) und 0,01 % (carnivore Baumvögel).

Beim Vergleich der Ergebnisse ist auffällig, dass die Kerngebiete sehr ähnliche Strukturanteile besitzen, obwohl deren Flächengrößen deutliche Unterschiede aufweisen.

Stubben (stehendes Totholz < 30cm) sind, wie erwähnt, nur auf der forstwirtschaftlich genutzten Untersuchungsfläche Wilhelminenhof zu finden. Diese Struktur ist in den Kerngebieten beider Nahrungsgilden vorhanden. Die Volumen betragen 0,58 m³ (Stammabsucher) und 0,55 m³ (carnivore Baumvögel). Stehendes Totholz (> 30cm) ist in keiner Untersuchungsfläche vorhanden. Das Volumen des liegenden Totholzes hat im Kerngebiet der Stammabsucher (Wilhelminenhof) ein Maximum von 2,87 m³. In Serrahn liegt dieser Wert bei 1,2 m³. Denselben Wert erreicht das liegende Totholzvolumen im Kerngebiet der carnivoren Baumvögel auf der Wilhelminenhofer Fläche.

3.3 Säugetiere

3.3.1 Fledermäuse

3.3.1.1 Untersuchung der Fledermausfauna und Jagdgesellschaften

Im Jahr 2002 konnten in den Untersuchungsflächen (s.o.) insgesamt mindestens elf Fledermausarten sicher nachgewiesen werden (Tabelle 24).

Tabelle 24: Zusammenstellung aller über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesenen Fledermausarten in den bearbeiteten Untersuchungsflächen

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	RD	R MV	BV/ FFH	KiBu(m)M1	KiBu(m)M2	KiBu(a)M1	Bu(m)M1	Bu(m)M2	Bu(a)M1	Bu(a)M3	NT	Summe
Mopsfledermaus	*Barbastella barbastellus*	1	1	§§/II, IV			X	X		X		X	**4**
Große Bartfledermaus	*Myotis brandtii*	2	2	§/IV			X			X	X		**3**
Wasserfledermaus	*Myotis daubentonii*	-	4	§/IV				X	X	X		X	**2**
Großes Mausohr	*Myotis myotis*	3	2	§§/II, IV						X			
Fransenfledermaus	*Myotis nattereri*	3	3	§/IV						X			**1**
Zwergfledermaus	*Pipistrellus pipistrellus*	-	4	§/IV	X	X	X		X	X		X	**5**
Mückenfledermaus	*Pipistrellus pygmaeus/mediterraneus*			§/IV		X			X	X			**3**
Rauhhautfledermaus	*Pipistrellus nathusii*	G	4	§/IV			X		X	X	X		**3**
Braunes Langohr	*Plecotus auritus*	V	4	§/IV			X	X		X	X		**4**
Großer Abendsegler	*Nyctalus noctula*	3	3	§/IV	X		X	X	X	X	X		**6**
Breitflügelfledermaus	*Eptesicus serotinus*	V	3	§/IV	X	X				X			**2**
Pipistrellus spec.				§/IV									**2**
Summe					**3**	**3**	**6**	**4**	**5**	**11**	**4**		

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Flächen, die in allen Untersuchungsmodulen (Vögel und Säuger) beprobt wurden, einzeln dargestellt.

3.3.1.1.1 Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

In der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 konnten in den drei Untersuchungsjahren von 2000 bis 2002 insgesamt elf verschiedene Fledermausarten nachgewiesen werden (Tabelle 24).

Die meisten Arten konnten in Netzen gefangen werden, u.a. auch ein Großer Abendsegler. Darüber hinaus wurden wiederholt Breitflügelfledermäuse beobachtet (Bat-Detektor und Sicht), die Quartiere in Gebäuden der Siedlung Serrahn haben oder aus anderen Ortschaften kommen. Im Jahr 2002 konnte die Mückenfledermaus (*Pipistrellus. pygmaeus/mediterraneus*) mit Hilfe der Lautanalyse sicher nachgewiesen werden.

Im Rahmen der Telemetriestudie im Juli 2002 wurde auch ein besetzter Quartierbaum (Abbildung 52) mit Abendseglern (*Nyctalus* spec.; vermutlich *N. noctula*) in der Nähe des „Kleinen Sterns“ (4579740/5913072) gefunden. Es konnten mehrere Tiere beobachtet werden, die intensiv um den Buchenstumpf schwärmten. Mindestens acht Tiere nutzten diesen Baum als Tagesquartier (vgl. Kap. 3.3.1.1.5).



Abbildung 52: Quartier von Abendseglern (Nyctalus spec.) in einem Buchenstumpf

3.3.1.1.2 Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

Im Gegensatz zum Jahr 2001 gelangen im Juni 2002 auch direkte Artnachweise durch Netzfänge und Lautanalysen. Insgesamt konnten fünf Fledermausarten festgestellt werden (Tabelle 24), davon nur Wasserfledermaus und Zwergfledermaus durch Netzfang. Rauhhautfledermaus, Mückenfledermaus und Großer Abendsegler konnten sicher mit Hilfe der Lautanalyse nachgewiesen werden (Abbildung 53).

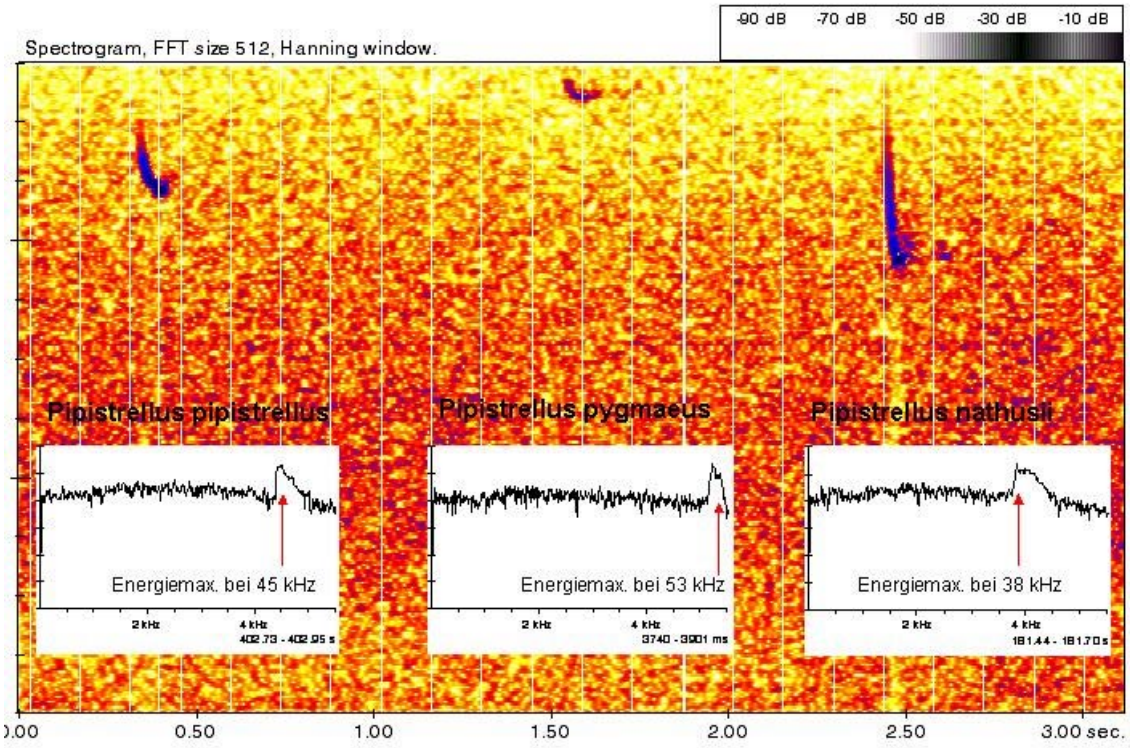


Abbildung 53: Beispielhafte Sonagramme und Powerspektren von l. n. r.: Zwergfledermaus, Mückenfledermaus und Rauhhautfledermaus (Aufnahmen vom 14.06.2002)

3.3.1.1.3 Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl

In den zwei durchgeführten Untersuchungsnächten konnten innerhalb der Waldfläche keine Fledermäuse festgestellt werden. Weder an den Netzfangstellen (2 x 2) noch auf den Waldwegen/Schneisen flogen in diesen Nächten Fledermäuse.

Lediglich über dem angrenzenden breiten Fahrweg von Wokuhl nach Gnewitz wurde eine Breitflügelfledermaus im Hochnetz gefangen. Außerdem jagten entlang des Fahrweges regelmäßig sowohl Zwergfledermäuse als auch Mückenfledermäuse, die durch Lautanalyse bestimmt wurden.

3.3.1.1.4 Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz

In den zwei Untersuchungsnächten war auf dieser Untersuchungsfläche eine sehr geringe Flugaktivität von Fledermäusen zu beobachten. Nur drei Arten konnten sicher nachgewiesen werden. Mit Hilfe der Lautanalyse konnte ermittelt werden, dass Zwergfledermäuse diese Fläche nutzen.

3.3.1.1.5 Kontrolle von Baumquartieren

Auf Hinweise von LÄMMEL (2002, mdl. Mitt.) erfolgte die Kontrolle von drei Buchen im Gebiet Serrahn. In der Nähe des 124 m NN Berges war eine Fäulnishöhle über einer bekannten Schwarzspechthöhle von einer einzelnen Fledermaus besetzt. Offensichtlich aber nur kurze Zeit, da am Kontrolltag (24.07.2002) das Quartier leer war.

Die beiden anderen Bäume wurden im Gebiet zwischen Zwirnsee und Hinnensee entdeckt. Aus einer Spechthöhle auf ca. 15 m Höhe in einer Buche wurden Anfang August während der Spechttelemetrie mindestens 19 ausfliegende kleine Fledermäuse beobachtet. Eine exakte Artangabe war dem Beobachter nicht möglich. TSCHIERSCHKE beobachtete am 13.08.2002 nur noch drei Tiere, ebenfalls ohne die Art angeben zu können. Bei der Kontrolle am 15.08.2002 war dieses Quartier nicht mehr besetzt.

Das dritte Quartier befindet sich in einem ca. 5 m hohen Buchenstumpf. Am 13.08.2002 wurden hier vier ausfliegende Fledermäuse beobachtet (LÄMMEL mdl. Mitt.). Bei der Kontrolle am 15.08.2002 waren mindestens vier Tiere im Quartier, die als Zwergfledermäuse bestimmt wurden. Ein adultes Männchen wurde abgefangen und vermessen (siehe Anhang). Vermutlich handelte es sich um ein Paarungsquartier. Eine eindeutige Abgrenzung zwischen Zwerg- und Mückenfledermaus konnte nicht vorgenommen werden.

Außerdem wurden zwei Quartierbäume mit Abendseglern (*Nyctalus spec.*) gefunden. In der Nähe des „Kleinen Sterns“ (4579740/5913072) befanden sich in einer ehemaligen Spechthöhle in einem Buchenstumpf mindestens acht Tiere. Auf dem Luchsenberg machten Abendsegler auf eine Eiche aufmerksam, indem sie um diesen und die umstehenden Bäume intensiv kreisten sowie bei Nacht aus dem Quartier zwitscherten.

3.3.1.1.6 Intensität der Flächennutzung

Die Intensität der Flächennutzung durch Fledermäuse sollte mit Hilfe automatischer Registriereinheiten ermittelt werden, da eine synchrone Kartierung, wie ursprünglich geplant, auf Grund der Lage der Untersuchungsflächen logistisch nicht machbar war. Schon das Ausbringen der Registriereinheiten war durch die großen Entfernung zwischen den Flächen häufig nur paarweise möglich. Der Betrieb der Einheiten erwies sich zudem auch technisch als störanfällig. Temperaturstürze, Wind und Regenschauer führten entweder zum schnellen Zusammenbruch der Energieversorgung bzw. zum Dauerbetrieb des Bandes durch ständige Störgeräusche. Damit waren einige Geräte nur den ersten Teil der Nacht in Betrieb. Die verwertbaren Ergebnisse sind in Abbildung 54 dargestellt. Aus dieser Darstellung ist ersichtlich, dass die stärkste Rufaktivität auf den beiden reinen Laubwaldflächen (Bu(m)M2 und Bu(a)M1) zu verzeichnen war. In

parallelen Aufnahmesitzungen fällt Serrahn (Bu(a)M1) durch eine deutlich höhere Aktivität als in Wilhelminenhof auf. Das gilt sowol für die Dauer (Aufnahmeintervalle mit Rufaktivität) als auch die Intensität (Anzahl) der Rufe. Die wenigen vereinzelten Rufe auf der Fläche in Wokuhl (KiBu(m)M2) wurden von über den Bestand fliegenden Abendseglern abgegeben. Diese Art ist durch ihre charakteristischen Lautäußerungen auch auf der Grundlage von nach dem Heterodyne-Verfahren hörbar gemachten Signalen mit schlechter Aufnahmequalität deutlich abgrenzbar. Die Myotis- und Pipistrellus-Arten können dagegen kaum anhand der mit den Registriereinheiten aufgezeichneten Signazle getrennt werden.

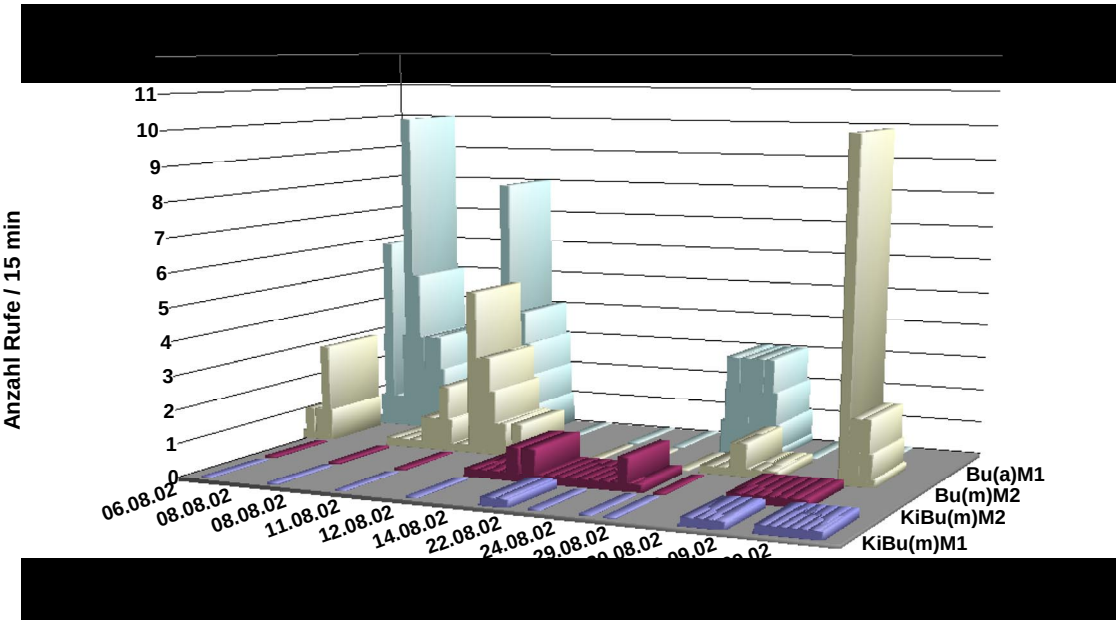


Abbildung 54: Dauer und Intensität der Fledermausbesuche auf den vier Untersuchungsflächen. Einzelne flache Balken markieren Anfang und Ende einer Aufnahmenacht. Aneinandergereihte etwas höhere Balken kleiner 1 stehen für ein aktives Gerät, das keine Rufe registriert hat. Balken ab 1 geben die Anzahl der registrierten Rufe an.

3.3.1.1.7 Wertung der faunistischen Daten

Eine fundierte Bewertung ist nicht für alle Untersuchungsflächen möglich, da die Flächen mit unterschiedlicher Intensität bearbeitet wurden. Lediglich in der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn konnte über drei Jahre hinweg die faunistische Erfassung mit Kontinuität und vergleichsweise hoher Intensität durchgeführt werden. Bei den anderen Untersuchungsflächen waren hingegen nur zwei Erfassungstermine in zwei aufeinanderfolgenden Jahren oder nur eine Begehung möglich. Bei allen untersuchten Flächen gab es in jedem Jahr Abgänge und Neuzugänge an Arten.

Artenzahl

In der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 wurden in den drei Jahren mit der Mückenfledermaus insgesamt elf verschiedene Fledermausarten nachgewiesen. Bei mindestens sieben Arten konnten durch den Fund von Wochenstubenquartieren oder den Fang von Weibchen zur Reproduktionszeit mit angetretenen Zitzen Reproduktionsnachweise erbracht werden. Die nachgewiesene Anzahl an Fledermausarten entspricht dem Erwartungswert für gut untersuchte Wälder in Nord-Ost-Deutschland (Tabelle 25).

Im Rahmen des bundesweiten Projektes „Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern“ (MESCHEDE & HELLER 2000) wurde das Fledermaus-Arteninventar in

Wäldern zusammengestellt. An 17 verschiedenen Waldstandorten der planaren und kollinen Stufe Deutschlands leben fünf bis zwölf Fledermausarten (Mittel 8,3). Davon reproduzieren in den einzelnen Gebieten 0-6 Arten (Mittel 2,9).

In dieser Zusammenstellung werden auch vier Waldgebiete aus dem nordostdeutschen Tiefland (gelegen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern) ausgewertet (Tabelle 25). Zusätzlich sind in Tabelle 25 die Ergebnisse langjähriger Untersuchungen aus der Schwinzer Heide bei Wooster Teerofen aufgenommen (ergänzt nach IFFERT et al. 1989). Mit Reproduktionsnachweisen für mindestens sieben Arten liegt der ungenutzte naturnahe Buchenwald in Serrahn (Untersuchungsfläche Bu(a)M1 und Umgebung) deutlich über dem Durchschnitt (2,9).

Die Ergebnisse aus den langjährig untersuchten Wäldern Nord-Ostdeutschlands berücksichtigen das eventuelle Vorkommen der erst seit kurzem als eigenständige Art geführten Mückenfledermaus noch nicht. Daher fehlt diese Form in Tabelle 25.

Tabelle 25: Vergleich der vorkommenden Fledermausarten in Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes (MESCHEDE & HELLER, 2000 sowie IFFERT et al., 1989) mit den eigenen Ergebnissen aus dem naturnahen Buchenwald „Serrahn“ (Bu(a)M1 und Umgebung); xx symbolisiert Reproduktionsnachweise im betreffenden Gebiet

Art	Wälder um Prenzlau (BB)	Kiefernforst bei Beeskow (BB)	Sauener Wald bei Beeskow, buchenunterbauter Kiefernforst (BB)	Laubmischwald bei Beeskow (BB)	Ventschower Wald (MV)	Wooster Teerofen (MV)	Bu(a)M1 Serrahn
Rauhhautfledermaus	xx	xx	xx	xx	xx	xx	x
Zwergfledermaus	x	x	x	x	x	x	xx
Großer Abendsegler	xx	xx	xx	xx	xx	xx	xx
Kleiner Abendsegler	xx	x		x			x*
Braunes Langohr	xx	x	xx	xx	x	xx	xx
Fransenfledermaus	x	x		x		xx	xx
Wasserfledermaus	xx	x	xx	xx	xx	xx	xx
Große Bartfledermaus	xx	x	x	x	xx	x	xx
Mopsfledermaus							xx
Breitflügelfledermaus	x	x	x	x	x	x	x
Großes Mausohr	x	x	x			x	x
Kleine Bartfledermaus		x		x			
Graues Langohr		x		x			
gesamt	10 (6)	12(2)	8 (4)	11(4)	7(4)	9 (5)	10(7)

xx - Reproduktionsnachweis
x - Nachweis
x* - historischer Nachweis vom Kleinen Abendsegler (*N. leisleri*) – (PRILL 1972)

Wertung einzelner Arten

Mit Mopsfledermaus, Braunem Langohr, Fransenfledermaus, Großer Bartfledermaus, Wasserfledermaus, Rauhhautfledermaus, Zwerg- bzw. Mückenfledermaus und Großem Abendsegler konnten in den Untersuchungsflächen die zu erwartenden, typischen wald-(Baum-)bewohnenden Fledermausarten nachgewiesen werden. Besonders bemerkenswert sind die Vorkommen der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). Diese anspruchsvolle Art ist in Norddeutschland sehr selten. Bis 1999 galten in Mecklenburg-Vorpommern Fortpflanzungsgesellschaften der Mopsfledermaus als

verschollen. Im Jahr 2000 wurden in diesem Bundesland an zwei Stellen Kolonien (wieder-)entdeckt. Für das Gebiet Serrahns gab es nur einen (historischen) Nachweis aus dem Jahre 1969 (HEISE 1977, PRILL 1969 u. 1972). In vier der insgesamt acht untersuchten Flächen (alle im Großraum Serrahn) konnte die Mopsfledermaus (mehrfach auch reproduzierende Weibchen) aktuell nachgewiesen werden. Das spricht für ansässige Vorkommen dieser Art. Der Fund einer kleinen Wochenstubengesellschaft (sechs bis acht adulte Weibchen) im zentralen Teil des Serrahner Waldes im Jahr 2001 und wiederholt im Jahr 2002 unterstützt diese Vermutung. Dieser Art sollte auch bei zukünftigen Untersuchungen verstärkte Aufmerksamkeit gewidmet werden.

Das Braune Langohr (*Plecotus auritus*) als eine weit verbreitete Fledermausart mit vergleichsweise großer ökologischer Amplitude besiedelt fast alle Waldtypen. Wichtig ist jedoch, dass bei Nadelforsten zumindest Laubhölzer im Unterbau vorhanden sind, da diese Art bekanntlich ihre Beute vom Blattwerk bzw. vom Substrat abliest (MESCHEDE & HELLER 2000). Daher war zu erwarten, dass das Braune Langohr bei angemessener Intensität der Bearbeitung in nahezu allen Probeflächen nachgewiesen werden kann.

Sehr ähnlich ist die Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*) einzuschätzen, die sowohl laubholz- als auch nadelholzreiche Wälder besiedeln kann bzw. diese zur Jagd aufsucht, wenn Beutetiere in ausreichender Menge vorhanden sind und diese vom Substrat gefangen werden können (MESCHEDE & HELLER 2000).

Schwieriger einzuschätzen sind die nachgewiesenen Vorkommen der Großen Bartfledermaus (*Myotis brandtii*) im Hinblick auf ihre „Waldbindung“ und Präferenz. Bekannt ist, dass Große Bartfledermäuse auch oftmals außerhalb von Wäldern jagen und in Gebäuden (Spalten-)Quartiere beziehen. Bisher wurden nur wenige Male Wochenstuben in Spaltenquartieren an Bäumen festgestellt. Die Große Bartfledermaus konnte in den drei Jahren in den Untersuchungsgebieten KiBu(a)M1 und Bu(a)M1 nachgewiesen werden.

Die Nachweise der Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*) gelangen in den Untersuchungsflächen, die in Gewässernähe lagen. So entsprachen die Nachweise auf den Untersuchungsflächen Bu(a)M1, Bu(a)M3, Bu(m)M2 sowie NT den Erwartungen. Es ist zu erwarten, dass sich auch Baumquartiere dieser Art (i.d.R. Laubbäume) direkt in den Flächen befinden.

3.3.1.1.7.1.1.1 Vertreter der Gattung Pipistrellus

Für die Rauhhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) gelang auf den Untersuchungsflächen bislang noch kein Reproduktionsnachweis. Diese zählt aber wohl zu den charakteristischen, waldbewohnenden Arten in Nord-Ost-Deutschland (siehe Tabelle 25). Es ist nicht zu klären gewesen, ob es nur eine Zufälligkeit ist, dass noch kein Reproduktionsnachweis gelang. In jedem Fall muss angenommen werden, dass diese Art in den untersuchten Flächen in geringerer Dichte als die Zwergfledermaus auftritt.

Auffällig hingegen ist die starke Präsenz der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) in nahezu allen Untersuchungsflächen, die in den anderen untersuchten Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns und Brandenburgs seltener auftritt und sich dort nur ausnahmsweise fortpflanzt (LABES 1989, EICHSTÄDT & BASSUS 1995). Vielleicht liegen diesem Phänomen aber auch tatsächliche Unterschiede in der Habitatausstattung zugrunde.

Der Status der Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus/mediterranaeus*) in den einzelnen Untersuchungsflächen bedarf noch der weiteren Aufklärung. Im Jahr 2002 konnte diese Form auf den Untersuchungsflächen Bu(a)M1, Bu(m)M2 und KiBu(m)M2

durch Lautanalyse sicher nachgewiesen werden. Es ist nicht auszuschließen, dass insbesondere in den Jahren 2000 und 2001 einige in Netzen gefangene Tiere, die vorbehaltlich *Pipistrellus pipistrellus* zugeordnet wurden, tatsächlich *Pipistrellus pygmaeus/mediterraneus* waren. Über die ökologischen Ansprüche und die Einnischung von *Pipistrellus pygmaeus/mediterraneus* gegenüber *Pipistrellus pipistrellus* besteht noch ebenso wenig Klarheit wie über ihre tatsächliche Verbreitung in Deutschland (MESCHEDE & HELLER 2000). Ob sie vielleicht die „Waldform" der Zwergfledermaus ist, müssen künftige Untersuchungen zeigen.

3.3.1.1.7.1.1.2 Vertreter der Gattung Nyctalus

Der Große Abendsegler wurde in fast allen Untersuchungsflächen mit Hilfe von Bat-Detektoren nachgewiesen. Da er zu den Fledermausarten mit dem größten Aktionsraum gehört (mehrere km²) und bevorzugt im freien Luftraum jagt, ist einfach zu erklären, dass er „Untersuchungsflächen-übergreifend" nachgewiesen wurde. Diese Art gehört zum festen Inventar der Wälder und Forsten Mecklenburg-Vorpommerns, da das Bundesland ein Teil des (Wochenstuben-)Areals ist. Erfreulich sind die im Jahr 2002 durch den Einsatz von Hochnetzen gelungenen Netzfänge Großer Abendsegler auf zwei Untersuchungsflächen. Der Einsatz dieser Methode unterstützt die durch Bat-Detektoren gewonnenen akustischen Nachweise.

Vom Kleinen Abendsegler gibt es nach wie vor nur einen historischen Nachweis mit Beleg aus dem Serrahn vom 28.07.1970 (PRILL 1972). In anderen Wäldern Nord-Ostdeutschlands wird die Art hin und wieder – wenn auch nicht regelmäßig – gefunden und pflanzt sich dort auch fort. Somit ist in Zukunft bei weiteren Erfassungen auf den Untersuchungsflächen auch ein Auftreten des Kleinen Abendseglers nicht auszuschließen. In den nächsten Jahren sollte daran gearbeitet werden, die Art mit bioakustischen Nachweismethoden zu bestätigen (Lautanalyse von Aufnahmen fliegender *Nyctalus* spec.). Selbst wenn Nachweise gelingen werden, wird diese Art in Nord-Ostdeutschland eine seltene Erscheinung bleiben.

Bechsteinfledermaus, Kleine Bartfledermaus und Graues Langohr kommen vereinzelt in Wäldern Brandenburgs vor. Die Untersuchungsflächen liegen vermutlich zu weit nördlich der Verbreitungsgrenzen dieser drei Arten. Mit ihrem Auftreten ist somit nur ausnahmsweise zu rechnen.

Breitflügelfledermaus und Großes Mausohr (u.a. Nachweis eines reproduzierenden Weibchens aus der bekannten Wochenstube in Burg Stargard im Juli 2001[5]) nutzen die Wälder vorrangig als Nahrungsgebiete, die Wochenstubenquartiere befinden sich in der Regel in Gebäuden. Nur Einzeltiere (meist Männchen) nutzen auch Baumquartiere bzw. Fledermauskästen in den Wäldern als Tagesruhestätten.

Bewertung der Untersuchungsflächen

Ein Vergleich der verschiedenen Untersuchungsflächen im Hinblick auf Arteninventar, relative Häufigkeiten und Waldstruktur ist auch nach dem dritten Untersuchungsjahr mit großen Unsicherheiten behaftet. Die Datenbasis erscheint nur für die Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn hinreichend. Die ausgewählte Fläche in

[5] Auf der Untersuchungsfläche II (NT) wurde am 13./14.07.2001 ein beringtes Mausohr mit Ring (A 16280) im Netz gefangen. Nach der Wiederfundmeldung durch die Fledermaus-Markierungszentrale Dresden (FMZ am LfUG) wurde dieses adulte Weibchen vor knapp drei Jahren (am 26.07.1998) im 18,4 km entfernten Wochenstubenquartier Burg Stargard von Dr. G. HEISE beringt.

Serrahn (Bu(a)M1) und den angrenzenden Bereichen erscheinen im Hinblick auf das Artenspektrum schon gut erfasst. Die sowohl von RAUH (1993) als auch von UTSCHICK (1994) beschriebene Fledermausarmut in Naturwaldparzellen kann in diesem Fall nicht betätigt werden. Insbesondere der Teil Serrahn des Müritz-Nationalparks bietet die größte Artenvielfalt unter den Untersuchungsflächen. Dies mag an der großen zusammenhängenden Fläche, der hohen Strukturvielfalt dieses Waldes, seinem hohen Quartierangebot (vor allem auch an unterschiedlichen Quartiertypen) sowie seiner Lage in der Landschaft (enge Verzahnung mit dem Umfeld, Seen und Feuchtgebiete in der Nähe) liegen, die ein entsprechend hohes und vielfältiges Nahrungsangebot aufweist.

Natürlich wird die Jagdnutzung entscheidend durch das Nahrungsangebot bestimmt, sie ist stark witterungsabhängig (vgl. z.B. ZAHN & KRÜGER-BARVELS 1996). So fliegen beispielsweise Freilandjäger wie Große Abendsegler bei starkem Wind und schlechtem Wetter auch in Wälder, um im Schutz des Blätterdachs zu jagen.

Das anfänglich in Betracht gezogene Ziel, halbquantitative Aussagen für die Untersuchungsflächen zu treffen, wurde bei dem durchgeführten Untersuchungsumfang und den gewählten Methoden nicht erreicht, zumal auch die zu untersuchenden Flächen nicht kontinuierlich und mit gleicher Intensität bearbeitet werden konnten.

Der Einsatz von der automatischen Registriereinheiten hat Ergebnisse erbracht, die aber noch nicht den Erwartungen entsprachen. Auf Grund der räumlichen Verteilung der Flächen war es trotz aller Bemühungen nicht möglich, eine gleichzeitige Erfassung über alle vier Flächen durchzuführen. Der personelle und logistische Aufwand war hier deutlich größer als geplant und ließ sich nicht mit anderen Untersuchungen verbinden. Die Ergebnisse belegen die prinzipielle Funktionsfähigkeit der Technik. Durch die Ausbringung in Wipfelhöhe sind zudem Aktivitäten registrierbar, die auf Grund der mit der Tonhöhe abnehmenden Reichweite von Bat-Detektoren vom Erdboden aus unentdeckt bleiben. Kartierungen vom Boden sparen somit, je nach eingesetzter Technik, die wichtige Kronenschicht aus. Von einer wirklichen Anwendbarkeit kann aber zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht gesprochen werden, da zu viele Faktoren das Endergebnis beeinflussen. Bei entsprechendem Versuchdesign, reduzierter Flächenzahl bzw. entsprechendem Einsatz von qualifiziertem Personal und einigen geringfügigen Nachbesserungen der Technik verspricht diese Methode jedoch in Zukunft gut verwertbare Ergebnisse, wie sie in dieser Form bisher kaum vorliegen.

3.3.1.2 Telemetrieuntersuchungen

Besonders bemerkenswert ist das im Rahmen des Projektes „wiederentdeckte“ Vorkommen der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). Bis 1999 galten in Mecklenburg-Vorpommern Fortpflanzungsgesellschaften der Mopsfledermaus als verschollen. Erst im Jahr 2000 wurden in diesem Bundesland an zwei Stellen Kolonien (wieder-)entdeckt. Für das Gebiet Serrahn gab es zuvor nur einen (historischen) Nachweis aus dem Sommerhalbjahr des Jahres 1969 (HEISE 1977, PRILL 1969 u. 1972). In vier der insgesamt acht untersuchten Flächen (alle im Großraum Serrahn) konnte die Mopsfledermaus (mehrfach auch reproduzierende Weibchen) aktuell nachgewiesen werden. Das spricht für ortsansässige Vorkommen dieser Art und gegen vagabundierende, nicht sesshafte Tiere. Der Fund je einer kleinen Wochenstubengesellschaft (sechs bis acht adulte Weibchen) im zentralen Teil von Serrahn in den Jahren 2001 und 2002 unterstützt diese Vermutung.

Dieser faunistisch interessante Befund war Anlass, sich bei den Untersuchungen zur Quartier-, Raum- und Habitatnutzung mit Methoden der Radio-Telemetrie ausschließlich auf die Mopsfledermäuse in Serrahn (als typische waldbewohnende Fledermäuse) zu konzentrieren. Im nachhinein hat sich die ausschließliche

Konzentration (mit Ausnahme einer im Jahr 2000 besenderten Fransenfledermaus) auf diese Art gerade im Sinne der dem Projekt zugrunde liegenden Fragestellungen als sehr sinnvoll erwiesen.

Tabelle 26: Art und Anzahl der Verortungen der fünf Mopsfledermäuse

Jahr	Individuum	Quartierlokalisation	Sichtbeobachtung und Lokalisation in nächster Nähe	Kreuzpeilung
2000	Männchen 1	9	103	143
2001	Männchen 1	3	24	8
	Weibchen 1	7	43	133
2002	Weibchen 1	5	19	134
	Weibchen 2	9	44	222



Abbildung 55: Portrait einer Mopsfledermaus.



Abbildung 56: Netzfangstelle des Mopsfledermaus-männchens (Frequenz 150.120 MHz).



Abbildung 57: Jagdgebiet des Mopsfledermaus-weibchens (150.343 MHz) in einem Eichenfeldgehölz nahe der B 198 östlich Carpin, Abzweig Feldweg nach Großschönfeld.



Abbildung 58: Mehrfach besuchtes Jagdgebiet des Mopsfledermausweibchens (150.343 MHz) an der B 198 - blühende Winterlinden.

Ziel der Untersuchungen war es, unser Wissen über die Habitatansprüche von Fledermausarten zu verbessern, die eine besonders enge Bindung an Waldökosysteme besitzen. Bekanntermaßen sind nachtaktive Kleinschmetterlinge (*Microlepidoptera*) Hauptbestandteil des Beutespektrums der Mopsfledermaus (BECK 1995, RYDELL et al. 1996, SIERRO & ARLETAZZ 1997, STEINHAUSER 2002, SIERRO 1999 und 2003 u.a.). Diese Nahrungstiere sind in besonders hohen Dichten in und an Gehölzen anzutreffen. Daraus leitet sich u.a. die starke „Waldbindung“ der Mopsfledermaus ab. In den drei Untersuchungsjahren konnten insgesamt fünf Mopsfledermäuse über Zeiträume von

drei bis zwölf Tagen telemetrisch verfolgt werden (Tabelle 26). Die Zahl von nur fünf Tieren mutet sehr gering an. Wird aber berücksichtigt, dass die Tiere jede Nacht vom Ausfliegen bis zur Wiedereinkehr in das Quartier durch einen Stamm von vier bis sieben Mitarbeitern in zwei bis drei Teams nahezu lückenlos verfolgt wurden, wird der hierzu notwendige Arbeitsaufwand deutlich. Eine gleichzeitige Lokalisation mehrerer Tiere, wie z.B. bei größeren Säugern, ist hier nicht möglich, weil die in kürzester Zeit zurückgelegten Entfernungen und die geringe Senderreichweite (bedingt durch geringe Sendeleistung als Tribut an die Sendergröße sowie die große Reliefenergie des Geländes in Kombination mit der starken Abschirmung des Laubwaldes) den ständigen Kontakt zum Tier fordern, um es nicht zu verlieren.

Die Ergebnisse der nächtlichen Untersuchungen werden im Folgenden auszugsweise (je eine Nacht) für die beiden telemetrierten Tiere verbal dargestellt.

3.3.1.2.1 Kurzportraits der Telemetrie-Nächte

Mopsfledermaus-Weibchen Frequenz 415

Nacht 19.07./20.07.2002

Wetter: mehrheitlich windstill, bedeckt, z.T. stark bewölkt, feiner Sprühregen, um 00.21 Uhr 10°C, dauerhafter Nieselregen

Das Tier sitzt in einem neuen Quartierbaum Kiefer (Nr. 10) nordöstlich des Schnakenpfuhls mit anderen Mopsfledermäusen unter einem Borkenstückchen. Es fliegt bereits gegen 21.27 Uhr aus und entfernt sich schnell vom Quartierbaum. Erst gegen 21.54 Uhr wird es in den Serrahner Bergen (östlich bis südöstlich des 124 m NN-Berges) bemerkt (zuvor gab es technische Probleme). Ab 22.00 Uhr entfernt sich das Tier in südöstlicher Richtung und ist ab 22.09 Uhr südlich der Siedlung Serrahn. Ab 22.18 Uhr fliegt es östlich des 124 m NN-Berges, wahrscheinlich ca. 300 m m östlich im Bereich des Toteislochs. 22.27 Uhr fliegt das Tier nach Norden nahe der Siedlung Serrahn in den Bereich „Kleiner Stern/Roteichenfläche". Ab 22.35 Uhr ist es wieder östlich bis nordöstlich des 124 m NN-Berges, dort in der Nähe. Von 22.42 bis 22.50 Uhr sitzt es wahrscheinlich kurz (schon im Quartierbaum Buche?), in dieser Zeit regnet es leicht. Anschließend fliegt es über den 124 m NN-Berg wieder nach Osten und ist von 22.59 Uhr bis 23.09 Uhr wieder etwas nördlicher, d.h. südlich der Siedlung Serrahn. Es fliegt nach Südosten durch die Serrahner Berge bis zur „Monitoringfläche Eiche" nördlich der Goldenbaumer Landstrasse. Von 23.18 bis 23.48 Uhr jagt das Tier dort. Es gelingen mehrfach kurze Sichtbeobachtungen. Das Tier fliegt 3-4 mal von dem Weg aus in ca. 8-10 m Höhe um die Krone einer Alteiche und fliegt dann in die Fläche hinein, dicht über den Kronen jüngerer Laubbäume (Buchen?). 23.37 Uhr verschwindet es für kurze Zeit nach Nordosten und kehrt erneut zur „Monitoringfläche Eiche" zurück. Ab 22.48 Uhr hält es sich weiter nördlich im Bereich Serrahner Berge 22.58 Uhr fliegt es wieder in der Nähe des 124 m NN-Berges. Von 00.03 bis 00.08 Uhr sitzt es wieder unweit östlich der Festantenne, es setzt auch erneut gegen 00.06 Uhr leichter Regen ein. Es fliegt dann allmählich nach Südosten und jagt erneut in der „Monitoringfläche Eiche" ab 00.15 Uhr, obwohl es regnet. Gegen 00.22 Uhr fliegt es dann in das Gebiet westlich des Schweingartensees nördlich der Steiner Berge und hält sich in diesem Großraum bis 01.32 Uhr auf. Es fliegt um 01.34 Uhr zum 124 m NN-Berg zurück und jagt dort ganz in der Nähe. Um 01.51 Uhr entfernt es sich nach Südosten und hält sich dann nordöstlich des Luchsenbergs bis 02.14 Uhr auf. Dann fliegt es weiter nördlich und bleibt südlich der Siedlung Serrahn. Ab 02.25 Uhr hält es sich in der unmittelbaren Nähe des 124 m NN-Berges und östlich davon auf. Es fliegt 03.32 Uhr nach Norden ab und von 03.33 Uhr bis 03.38 Uhr sitzt es unweit südwestlich der Siedlung Serrahn. Es fliegt danach in die unmittelbare Nähe der Festantenne auf den 124 m NN-Berg und hält sich dann in größerer Entfernung in einem Gebiet nordöstlich des 124 m NN-Berges auf. Um 03.53 Uhr fliegt es wieder zurück in die unmittelbare Nähe der Festantenne, fliegt über den Gipfel des Berges und ist ab 03.55 Uhr im Bereich Mückengrund/Schnakenpfuhl. Ab 04.00 Uhr hält es sich im Gebiet zwischen dem 124 m NN-Berg und der Siedlung Serrahn auf. Von 04.11 bis 04.15 Uhr fliegt es im Bereich des Schnakenpfuhls. Es fliegt dann wieder in das Gebiet zwischen dem 124 m NN-Berg und der Siedlung Serrahn. Gegen 04.25 Uhr fliegt es weiter nach Osten und kommt aus dieser Richtung direkt zum 124 m NN – Berg. Dort ist es unmittelbar um 04.30 Uhr, fliegt dann nach Norden in die Nähe des Quartierbaumes Kiefer (Nr. 10) und sitzt wohl ab 04.39 Uhr dort. Um 04.50 Uhr fliegt es erneut ab und sitzt ab 05.10 Uhr im Quartierbaum Buche (Nr. 11) am Weg zur Festantenne/Mäusefangfläche.



Abbildung 59: Blick von der Goldenbaumer Landstraße in die Eichenparzelle bei „Willerts Mühle“ im Süden der Serrahner Berge. Hier hielt sich das Tier 415 häufig auf und konnte mehrfach beim Jagdflug gesichtet werden

Mopsfledermausweibchen Frequenz 061

Nacht 24.07./25.07.2002

Wetter: Zu Beginn der Nacht bedeckt, dann aufklarend, böiger Wind, 23.45 Uhr sternenklar, zunehmender Mond steigt auf, ab 2.30 Uhr vollständig bedeckt, ab 03.16 Uhr fängt es leicht zu nieseln an, hält bis 03.23 Uhr an.

Um 21.31 Uhr fliegt das besenderte Mopsfledermausweibchen 061 aus dem Quartierbaum Buche (Nr. 11) mit mindestens drei weiteren Tieren aus (von 21.30 bis 21.36 Uhr). 21.36 Uhr wird es am Südhang des 124 m NN–Berges in ca. 200 m Entfernung gesehen. Um 21.37 Uhr gelingt eine erneute Sichtbeobachtung, diesmal unter den Baumkronen am Südosthang. Um 21.51 Uhr fliegt es sichtbar am Gipfel des 124 m NN–Berges, so auch um 21.55 Uhr und um 21.56 Uhr. Es fliegt dann nach Nordosten gegen 22.00 Uhr ab und bleibt für lange Zeit in der Nähe (östlich und nordöstlich). Um 23.00 Uhr fliegt sie nach Westen und rastet unweit nordwestlich der Festantenne (wohl in einer Buche?). Um 23.36 Uhr fliegt es wieder nach Osten ab und hält sich in der Nähe der Festantenne auf. Erneut fliegt es um 23.54 Uhr in das Rastquartier unweit nordwestlich der Festantenne ein. Um 00.11 Uhr fliegt es wieder nach Osten ab. Um 00.22 Uhr kehrt es wieder zurück und rastet an gleicher Stelle. Es fliegt für kurze Zeit von 00.32 bis 00.40 Uhr in der Nähe des Rastquartiers. Um 01.26 Uhr fliegt es wieder ab und wird am Südosthang des 124 m NN–Berges um 01.31 Uhr gesichtet, auch um 01.32 Uhr nochmal. Um 01.35 Uhr wird es erneut in etwa 200 m Entfernung östlich der Festantenne gesehen und kehrt zu seinem Rastquartier um 01.37 Uhr zurück. Von dort fliegt es schon um 01.47 Uhr wieder ab, wird um 01.49 Uhr auf dem Gipfel des 124 m NN-Berges gesehen. Ab 01.57 Uhr fliegt es wahrscheinlich in die Buche (Nr. 12) ein und verlässt diesen Rastplatz um 02.20 Uhr. Ab 02.24 Uhr bezieht es ein anderes Rastquartier, welches sich zwischen dem 124 m NN –Berg und nahe dem Luchsenberg befindet. Um 03.11 Uhr fliegt es davon ab, zunächst in östliche Richtung. Um 03.16 Uhr fängt es an zu nieseln, das Tier fliegt östlich des 124 m NN–Berges. Von 03.28 bis 03.32 Uhr fliegt es wohl von Osten über Norden nach Westen um den 124 m NN-Berg und ist dann wieder östlich davon. Es fliegt zwischen dem Berg und südlich der Siedlung Serrahn. Um 04.23 Uhr fliegt es nach Süden zum Luchsenberg. Von 04.24 bis 04.34 Uhr ist es in der unmittelbaren Nähe des Luchsenberges und von 04.29 bis 04.34 Uhr gelingen mehrere Sichtbeobachtungen auf dem Luchsenberg südöstlich des Peilstandortes. Es jagt dabei im lockeren Laubwald (Altholz von Eiche und Buche) sehr niedrig in 2 bis 5 m Höhe, nicht strukturgebunden. Es fliegt zurück zum 124 m NN-Berg und kann dort um 04.36 Uhr und 04.39 Uhr am Südhang beobachtet werden (Sicht). Um 04.44 Uhr sitzt es im Quartierbaum Buche (Nr. 12).

3.3.1.2.2 Quartierstrukturen

Im Untersuchungszeitraum konnten durch die Peilung der besenderten Mopsfledermäuse insgesamt zwölf Tagesquartiere in Bäumen entdeckt werden (Tabelle 27). Bei diesen Baumquartieren handelt es sich überwiegend um abgestorbene Bäume; dabei zu 75 % um Kiefern (*Pinus sylvestris*). Daneben nutzte eine Wochenstubengesellschaft auch ein Quartier an einer abgestorbenen Roteiche (*Quercus rubra*). Weiterhin konnten auch zwei Quartiere in Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) beobachtet werden. Diese Buchenquartiere wurden sogar von zwei besenderten Tieren zeitgleich genutzt.

Tabelle 27: Angaben zu Quartierbäumen der Mopsfledermaus im Serrahn

Lfd. Nr.	Baumart	Tier	Quartier-charakteristik	Vitali-tät	Höhe	Expo-sition	Standort	Alter
1	Kiefer	**292**	ablös. Borke	tot	ca. 10	SW	langj. ungen. Buchenmischw.	
2	Kiefer	**292**	ablös. Borke	tot	7	NW	Kiefer, mit Buche im Unterbau	unter 50
3	Kiefer	**292**	ablös. Borke	tot	11	S	langj. ungen. Buchenmischw., am Bestandsrand zu einer Buchenjungwuchsfläche	
4	Kiefer	**120**	ablös. Borke	tot	6	NW	Kiefer, vergrast, wenige Buchen im Unterbau	ca. 70
5	Kiefer	**120**	ablös. Borke	tot	6	SW	Kiefer, vergrast, wenige Buchen im Unterbau	ca. 70
6	Kiefer	**120**	ablös. Borke	tot	6	SW	Kiefer, mit Buche im Unterbau	ca. 50
7	Kiefer	**343**	ablös. Borke	vital	ca. 20	O	langj. ungen. Buchenmischw	
8	Kiefer	**343**	ablös. Borke	tot	9	W	langj. ungen. Buchenmischw	
9	Roteiche	**343**	„Ofenrohr"	tot	8	NO	Roteichenbestand	ca. 50
10	Kiefer	**415**	ablös. Borke	tot	15	S	langj. ungen. Buchenmischw.	
11	Rotbuche	**415;061**	abgebr. Zwiesel	vital	15	SW	langj. ungen. Buchenmischw	
12	Rotbuche	**415;061**	abgebr. Zwiesel	vital	14	SW	langj. ungen. Buchenmischw	

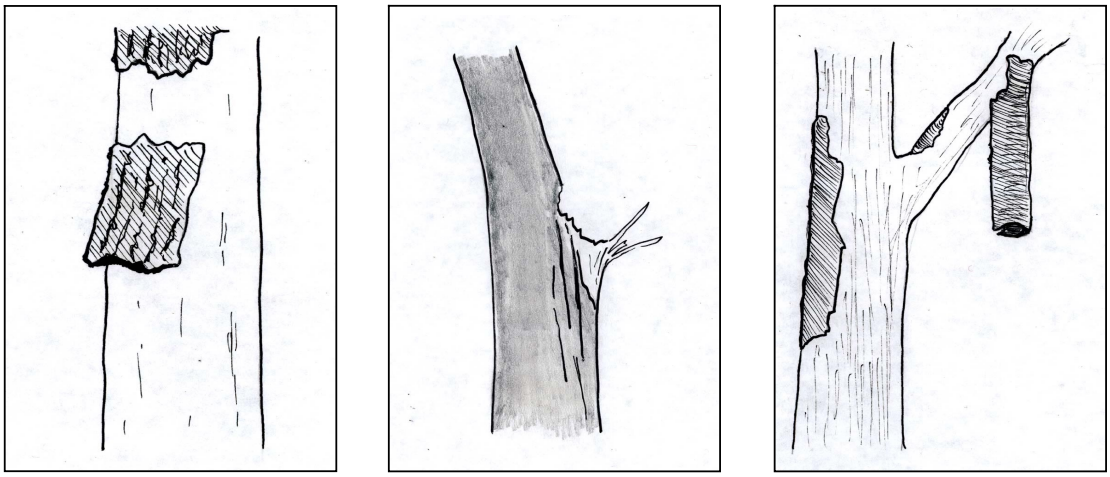


Abbildung 60: Quartiertypen (schematisch) der Mopsfledermaus im Untersuchungszeitraum; links: ablösende Kiefernborke, Mitte: Spalten an abgebrochenem Buchenzwiesel, rechts: ablösende Roteichenborke („Ofenrohr")

Bei allen genutzten Quartieren handelt es sich um „Spaltenquartiere", zu 75 % um ablösende Kiefernborke, zweimal um tiefe Spaltenrisse von Rotbuchen-Zwieseln, bei denen bereits ein Ast abgebrochen war, sowie einmal um ablösende Roteichenborke in Form eines herabhängenden „Ofenrohrs" (Abbildung 60, Abbildung 61/8).

Die telemetrierten Tiere nutzten im Untersuchungszeitraum keine künstlichen Quartiere, auch keine Gebäude in den Siedlungen des Aktionsraumes.

Bisher ist nur wenig über natürliche Sommerquartiere der Mopsfledermaus bekannt, da die meisten Beobachtungen in Mitteleuropa im Sommerhalbjahr an Gebäudequartieren (z. B: Holzverkleidungen, Fensterläden) erfolgten (RYDELL & BOGDANOWICZ 1997). Im Siedlungsbereich erscheint das Auffinden der Wochenstubengesellschaften methodisch durch das Nachgehen von Hinweisen bzw. gezielte Erfassungen wesentlich einfacher als im Wald.

Erst die Telemetrie ermöglicht es seit wenigen Jahren, nähere Informationen zu Baumquartieren der Mopsfledermaus zusammenzutragen. So erfasste STEINHAUSER (2002) im Rahmen einer Telemetriestudie 1997 in Südbrandenburg 32 verschiedene Quartiere überwiegend an Kiefern, von denen 29 dem Typus „Spaltenquartier hinter abgesprengter Baumrinde“ entsprachen. Neben der Funktion solcher Spalten als Sommerquartier konnte er auch eine Funktion als Zwischen- und Winterquartier beobachten.

Natürliche Sommerquartiere in Spalten an Bäumen sind inzwischen auch aus anderen Waldgebieten Mecklenburg-Vorpommerns (POMMERANZ mdl. Mitt.) sowie aus der Westfälischen Bucht (MÜNCH mdl. Mitt.) bekannt.

Im folgenden sind die bekannten Quartiere der Mopsfledermaus in Serrahn im Bild dokumentiert (Abbildung 61, Bild 1-9).

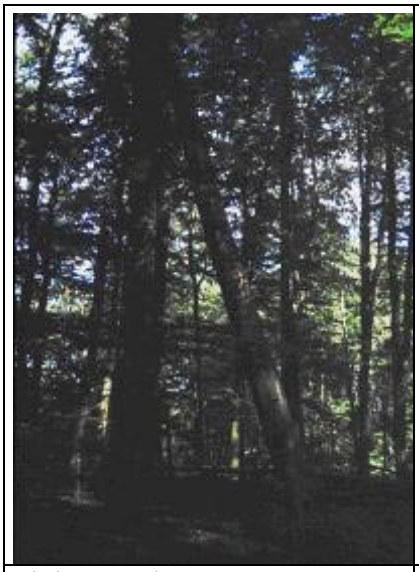
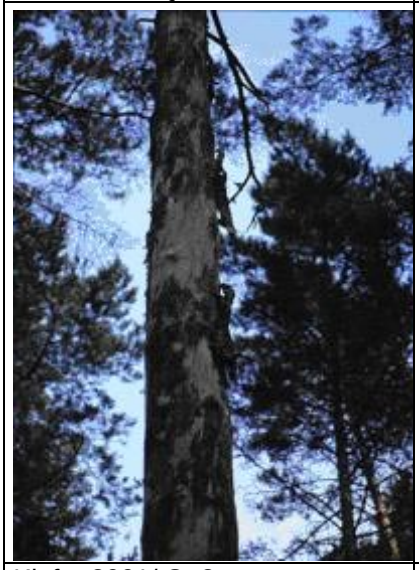
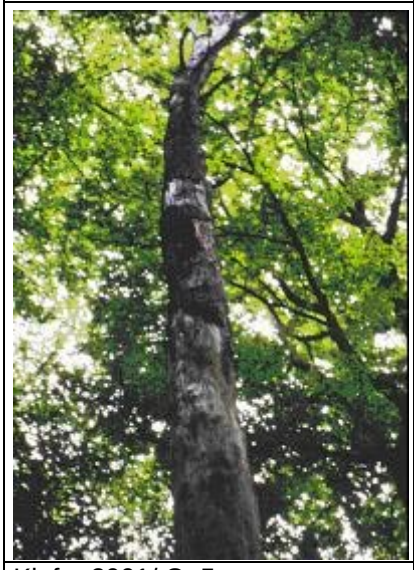
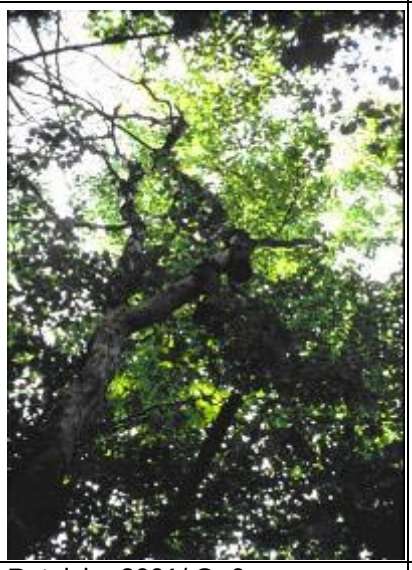
		
Kiefer 2000/Q. 1	Kiefer 2000/Q. 4	Kiefer 2001/ Q. 1
		
Kiefer 2001/ Q. 2	Kiefer 2001/ Q. 3	Kiefer 2001/ Q. 3
		
Kiefer 2001/ Q. 5	Roteiche 2001/ Q. 6	Buche 2002 / Q.11

Abbildung 61: Bildtafeln bekannter Mopsfledermausquartiere

3.3.1.2.3 Quartiergemeinschaften

Bei den mittels Telemetrie entdeckten Wochenstubengesellschaften in den Jahren 2001 und 2002 handelte es sich um kleine Verbände mit nur wenigen Individuen (zwei bis acht Tiere). Die Weibchen wechselten während der Untersuchung zwei- bis dreimal das Quartier. Die hohe Wechselrate der Wochenstubenverbände kann der Telemetrie geschuldet sein, zumal auch im Rahmen der Untersuchung häufigere Quartierkontrollen durch Anleuchten vom Stammfuß aus erfolgten. Auf der anderen Seite bieten aber die meisten Spaltenquartiere im Vergleich zu einer Baumhöhle relativ „unsichere" Quartiere, die durch Sturm- oder Spechtschäden einer hohen Dynamik bzw. einem höheren Prädatorendruck unterliegen. Über die Hälfte der festgestellten Spaltenquartiere an Kiefern waren im Folgejahr der Untersuchung nicht mehr existent.

Auch bei STEINHAUSER (2002) wechselten die telemetrierten Mopsfledermäuse fast täglich ihr Quartier. Die Anzahl der Individuen schwankte vergleichbar zwischen zwei und zwölf Tieren. Die Wochenstubengesellschaft war auch in Südbrandenburg ein eher lockerer sozialer Verband. Mehrfach konnte STEINHAUSER in den Spaltenquartieren einzelne adulte Weibchen oder kleine Gruppen (von zwei bis drei Individuen) mit Jungtieren feststellen. 2001 konnten in den Quartieren Jungtiere beobachtet werden, die offensichtlich noch nicht flugfähig waren. Sie blieben allein im Quartier zurück und wurden bei Quartierwechsel durch die Muttertiere transportiert. 2002 konnten bereits zum Zeitpunkt der Telemetrieuntersuchung flugfähige Jungtiere im Netz gefangen werden. Die Wochenstubenverbände waren vermutlich nur noch in einem losem Zusammenhalt.

3.3.1.2.4 Quartiergebiete

Durch die charakteristischen häufigen Quartierwechsel sind jeweils von den telemetrierten Tieren mindestens drei verschiedene Quartiere bekannt. Für die einzelnen Tiere ergaben sich daraus Quartiergebiete für den Zeitraum der Untersuchung. Den Begriff des „Quartiergebietes" prägte LAUFENS (1973) bei Fransenfledermäusen (*Myotis nattereri*). Diese schließen den Raum aller bekannten und genutzten Quartiere eines Individuums bzw. einer Gesellschaft ein.

Die Quartiergebiete der einzelnen untersuchten Tiere nehmen nur eine kleine Fläche (Mittel: 4,3 ha; max. 12 ha) ein (siehe Tab. 3). Diese nehmen nur durchschnittlich 0,5 % der jeweiligen Aktionsräume ein. Die ermittelten Flächen gelten jedoch zunächst nur für das Untersuchungsgebiet.

Erstaunlich gering ist das zusammengefasste Quartiergebiet (14 ha) aller drei untersuchten adulten Weibchen. Sehr wahrscheinlich gehörten alle zur selben Kolonie. Für alle fünf untersuchten Tiere nimmt das Quartiergebiet etwa 2 % des gesamten Aktionsraumes ein (Abb. 3).

Tabelle 28: Ermittelte Flächengrößen der Quartiergebiete sowie der Aktionsräume (100 %-Minimum-Convex-Polygone) für die zweite Julihälfte

	MCP_Quartiere (ha)	MCP100 (km²)	Anteil Quartiergebiet (%)
mops00	11,93	9,85	1,21
mops01mann	0,53	18,29	0,03
mops01weib	1,12	27,20	0,04
mops02_061	4,81	12,41	0,39
mops02_415	3,25	5,80	0,56
alle drei Weibchen	14,35	52,17	0,28
alle fünf Tiere	150,17	76,25	1,97

Offensichtlich liegen in der Regel immer mehrere Sommerquartiere der Mopsfledermaus räumlich in nächster Nähe bzw. müssen auch für einen Wochenstubenverband als Wechsel- bzw. Ausweichquartiere zur Verfügung stehen. Besonders eng ist die Nachbarschaft der Quartierbäume der Wochenstubenverbände. STEINHAUSER (2002) beschreibt für ein Mopsfledermausvorkommen in Südbrandenburg ein Quartiergebiet mit 800 x 800 m (= 64 ha). Der dazu gehörende Aktionsraum ist ebenfalls deutlich größer (Durchmesser von 5000 m).

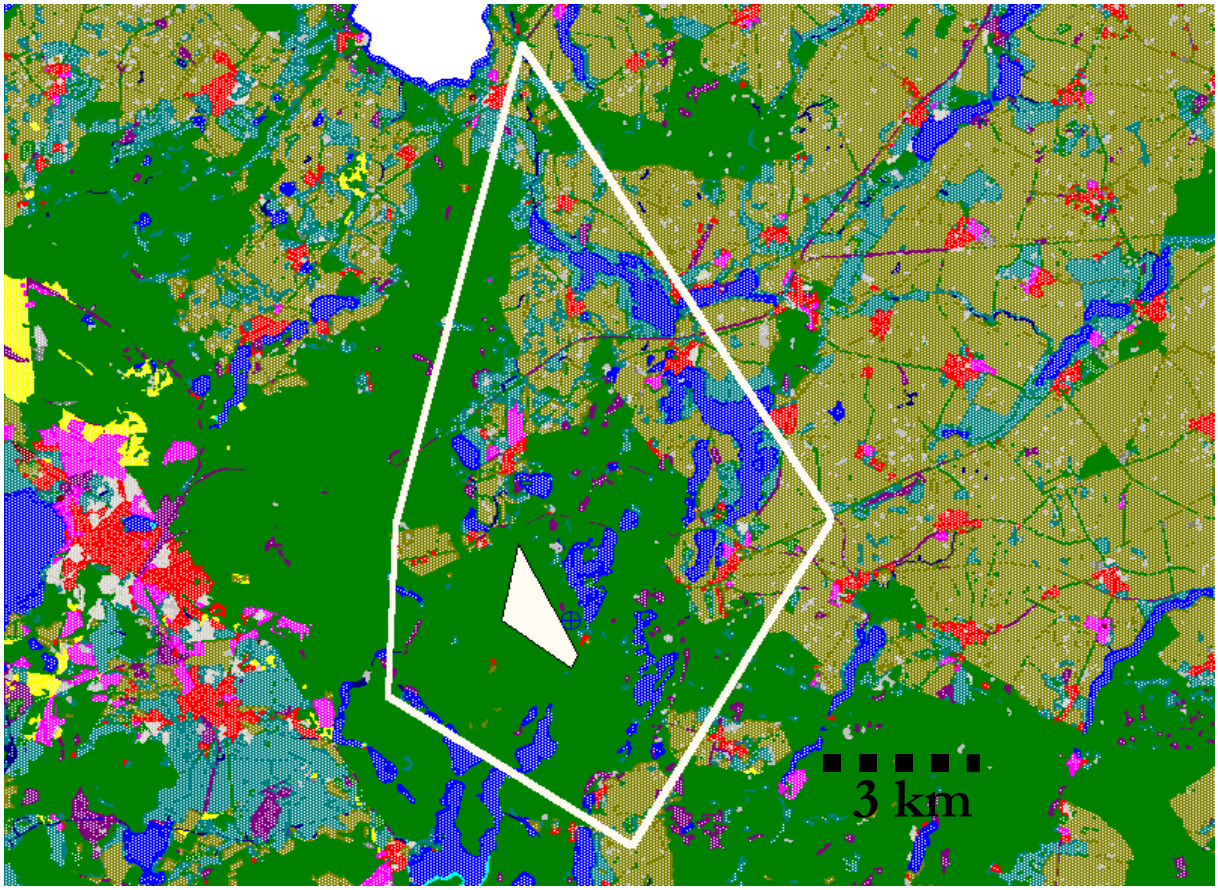


Abbildung 62: Das deutlich kleinere Quartiergebiet (weiß) nimmt nur ca. 2 % des gesamten Aktionsraumes ein (bei Betrachtung aller telemetrierten Tiere).

Tabelle 29: Entfernung zum nächsten Quartier für alle bekannten Baumquartiere der jeweiligen Tiere

Tier	sex/alt	mittlere Entfernung zum nächsten Quartier [m]		
		Mittelwert	Median	s
1	m ad	813		
2	m ad	203		
3	w ad	141		
4	w ad	303		
5	w ad	277		
zwei Männchen	m ad	508	227	748
drei Weibchen	w ad	240	275	84
alle fünf Tiere	w/m ad	347	275	471

Ähnliche Aussagen liefert die Analyse der Entfernung zum nächstgelegen Quartier für alle Quartiere eines Tieres (Tabelle 29). Durchschnittlich befindet das nächste Quartier in ca. 350 m Entfernung (bei den Weibchen sogar in 240 m).

Die Werte für die einzelnen Tiere liegen alle etwa in der gleichen Größenordnung. Adulte Männchen und Weibchen unterscheiden sich daraufbezogen lediglich in der Streuung, darin jedoch deutlich. Bemerkenswert einheitlich verhalten sich die festgestellten Entfernungen bei allen Weibchen (Abbildung 63)

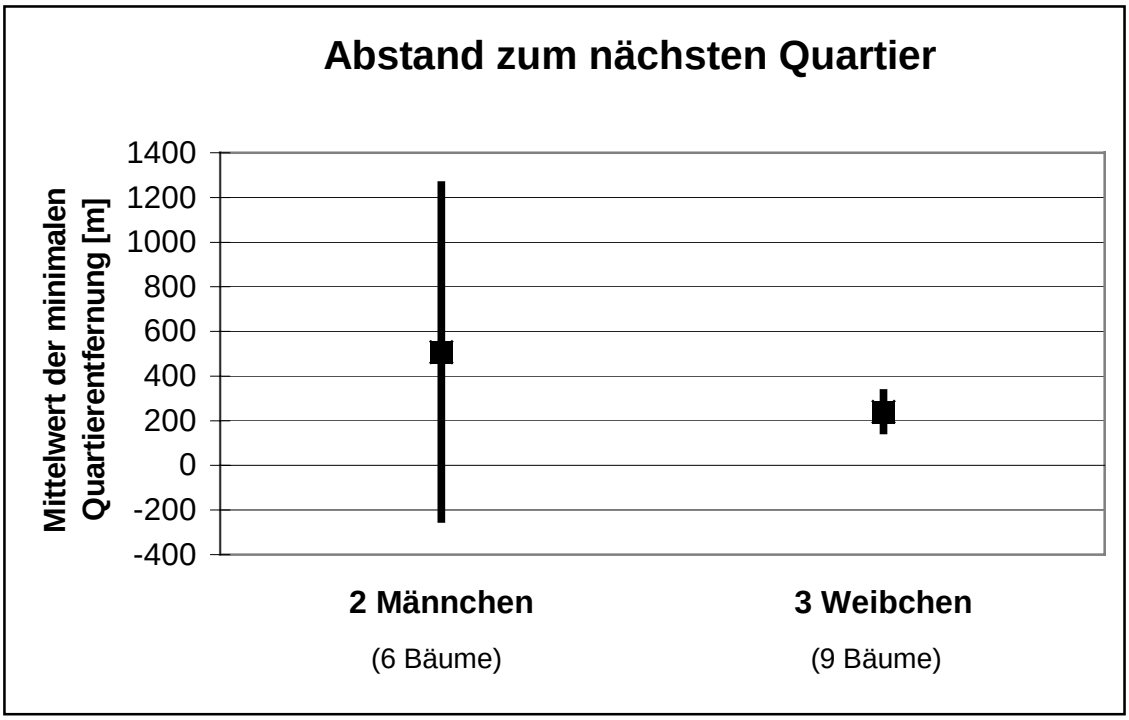


Abbildung 63: Vergleich der Entfernungen zum nächsten Quartier für die Baumquartiere der telemetrierten adulten Männchen und Weibchen (Durchschnittswerte und Standartabweichungen)

3.3.1.2.5 Aktionsräume

Die nachstehende Karte zeigt exemplarisch Ergebnisse der telemetrischen Verfolgung eines Mopsfledermausmännchens aus dem Jahr 2000. Deutlich werden die starken Konzentrationen der Aktivitäten auf wenige, eng begrenzte Ausschnitte des Untersuchungsgebietes. Im Gegensatz zur bevorzugten Wahl der Quartiere unter der Rinde abgestorbener Kiefern (s.u.) wurde Nahrung hauptsächlich in Laubholzbeständen und sehr kleinen Feldgehölzen gesucht.

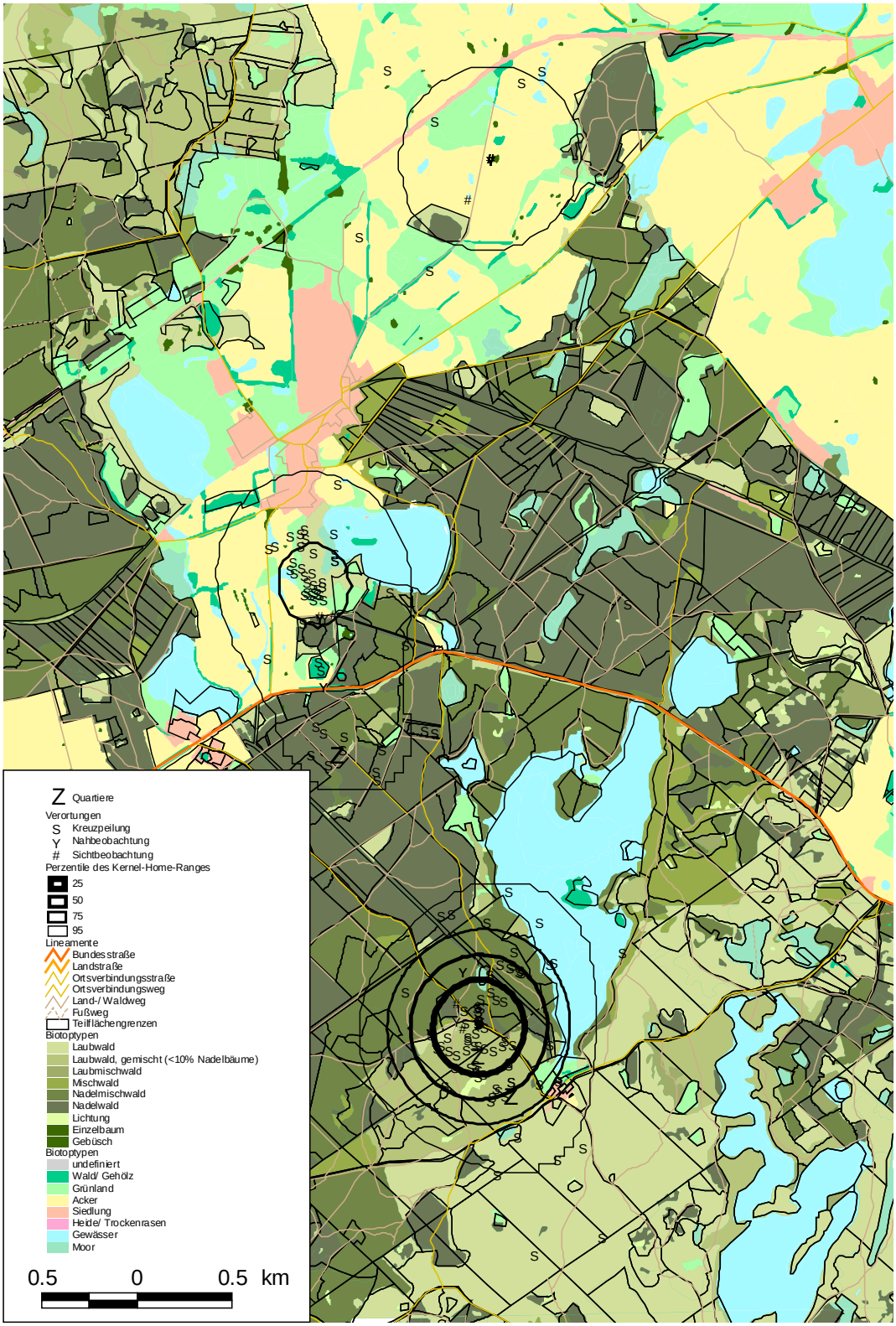


Abbildung 64: Darstellung der Peil- und Beobachtungspunkte sowie Lage der Quartierbäume eines Mopsfledermausmännchens. Die Perzentile des *home ranges-kernels* charakterisieren die räumliche Lage und Dichte der Verortungen und geben Auskunft über die Intensität der Raumnutzung.

Anhand der ermittelten Fundpunkte (n = 906) können für die untersuchten Tiere Aktionsraumgrößen abgeschätzt werden. Abbildung 63 zeigt für die meisten Tiere im Bereich von 100 % bis 85 % der eingeschlossenen Fundpunkte eine geringe Abhängigkeit zur Flächengröße.

Offenbar ist die Datenmenge (Anzahl ermittelter Fundpunkte) ausreichend, die Aktionsraumgrößen der untersuchten Tiere zu beschreiben. Weiterhin werden die ermittelten Flächengrößen nicht von einzelnen Ausflügen (Exkursionen) der Tiere „verfälscht“. Eine zusammenfassende Analyse für alle drei telemetrierten adulten Weibchen zeigt dagegen eine starke Abhängigkeit der Aktionsräume vom Anteil der berücksichtigten Fundpunkte. Aussagen für den gesamten Wochenstubenverband (Kolonie) sind demnach mit dieser geringen Stichprobengröße nicht möglich. Der ermittelte Aktionsraum (52 km²) ist somit nur als Mindestfläche zu betrachten.

In den ermittelten Aktionsraumgrößen sind keine Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen zu erkennen. Die Unterschiede sind wohl eher durch andere Faktoren (z.B. Witterung oder Nahrungsverfügbarkeit) bzw. individuell bedingt. Für den betrachteten Zeitraum (zweite Julihälfte) dürften demnach die Aktionsraumgrößen für adulte Mopsfledermäuse zwischen 10 km² und 30 km² betragen.

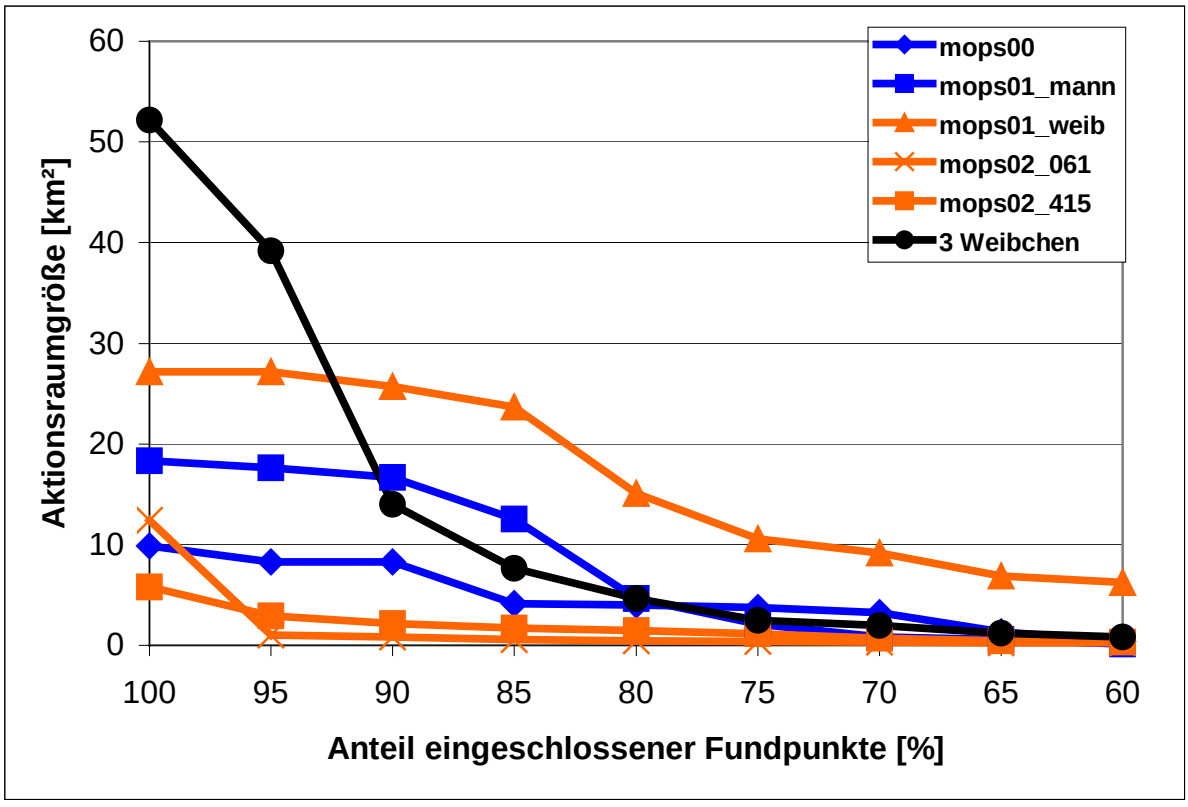


Abbildung 65: Abhängigkeit der Größe der Aktionsräume (MCP) vom Anteil der eingeschlosenen Fundpunkte (zwei adulte Männchen = blau; drei adulte Weibchen = rot; alle drei Weibchen zusammen = schwarz)

Die individuellen Aktionsräume überlappen sich teilweise (Abbildung 66). Die Mopsfledermäuse des Serrahner Waldes nutzen die quartierumgebende Landschaft in allen Himmelsrichtungen.

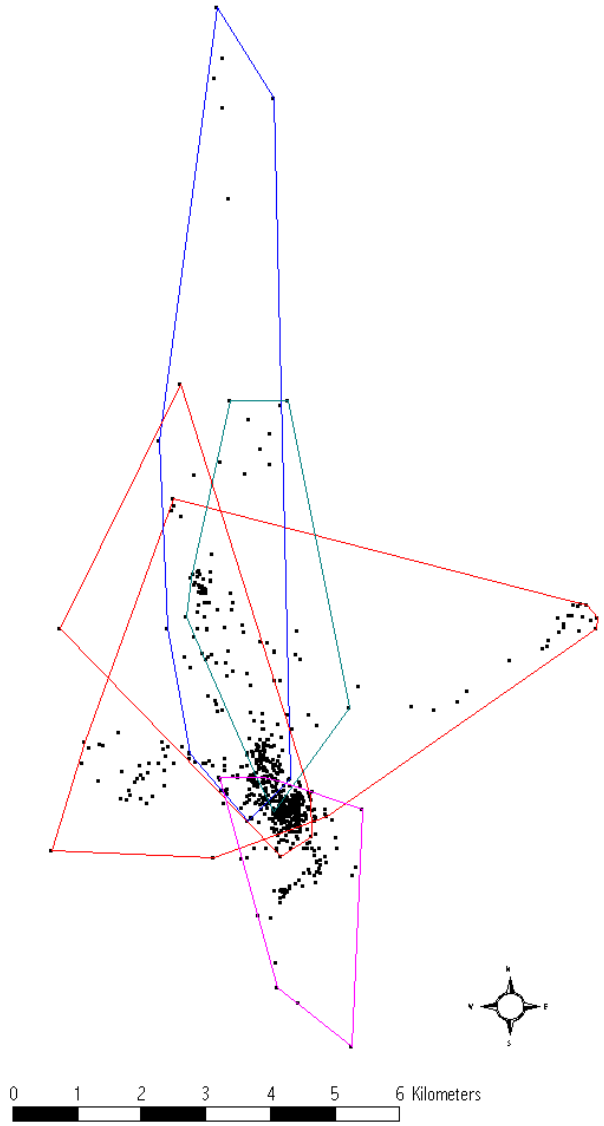


Abbildung 66: 100 % Minimum-Convex-Polygone der fünf telemetrierten Mopsfledermäuse; Männchen = blaue Linien, Weibchen = rote Linien, Fundpunkte = schwarze Quadrate

3.3.1.2.6 Entfernung zum Tagesquartier

Zur Klärung der Habitat- bzw. Raumansprüche ist auch die Bestimmung der nächtlichen Aktionsradien nötig. Von ihnen hängt ab, welche Habitatstrukturen in welcher Entfernung für die jeweilige Art zur Verfügung stehen müssen.

Dazu wurden anhand der Fundpunkte aus insgesamt 23 Telemetrienächten für alle 15 min-Intervalle die jeweils weiteste Entfernung zum Tagesquartier bestimmt. Dabei lagen Werte aus 503 Intervallen vor.

Die Diagramme (Abbildung 67 und Abbildung 68) zeigen maximale Entfernungen für das jeweilige 15 Minuten-Intervall vom Tagesquartier an. Für die Intervalle, in denen keine Informationen vorliegen, entsteht auch im Diagramm eine Lücke. Die Ergebnisse wurden für jedes Tier zusammengefasst.

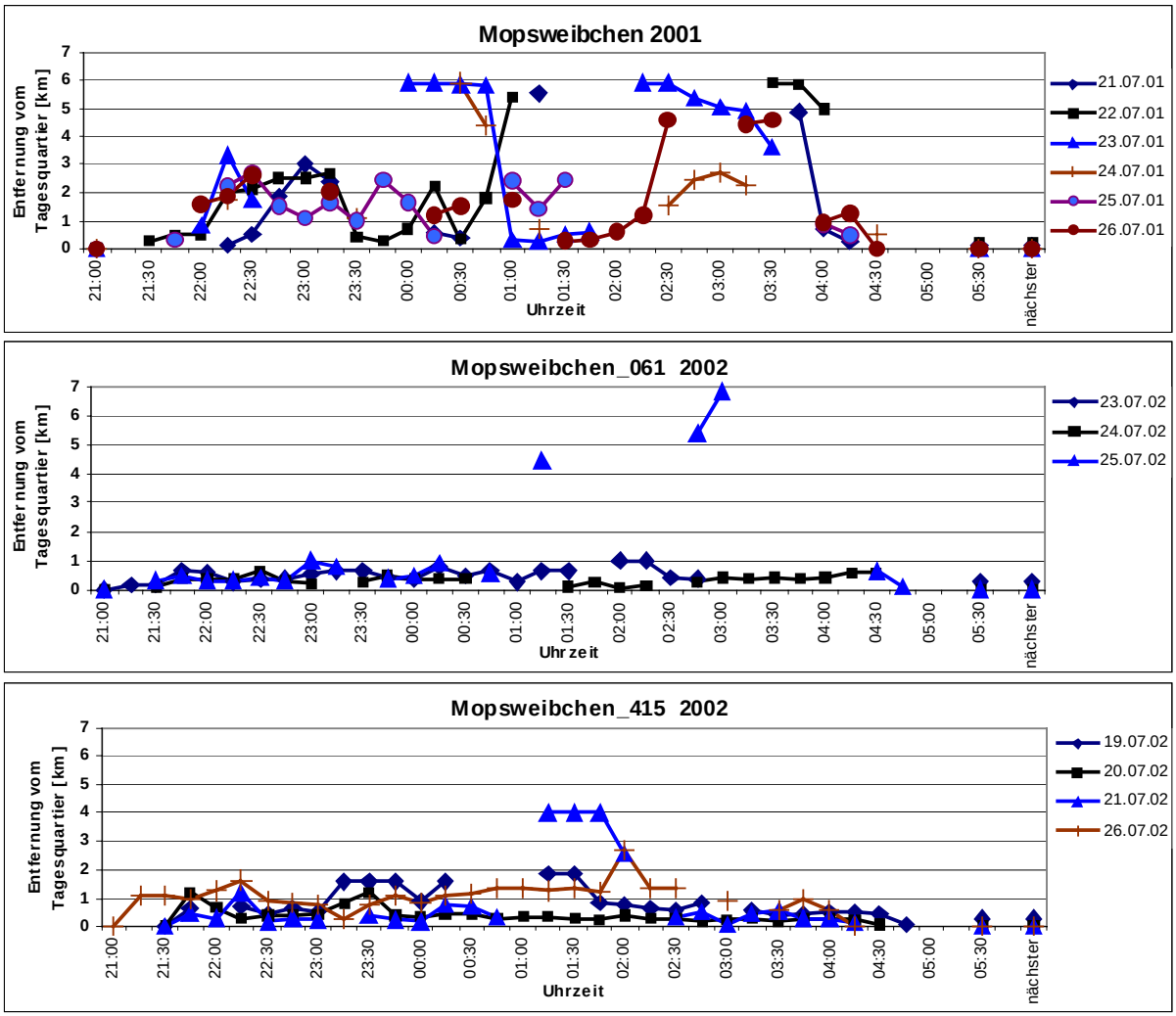


Abbildung 67: Entfernung vom Tagesquartier (Ergebnisse für 3 Weibchen zusammengefasst)

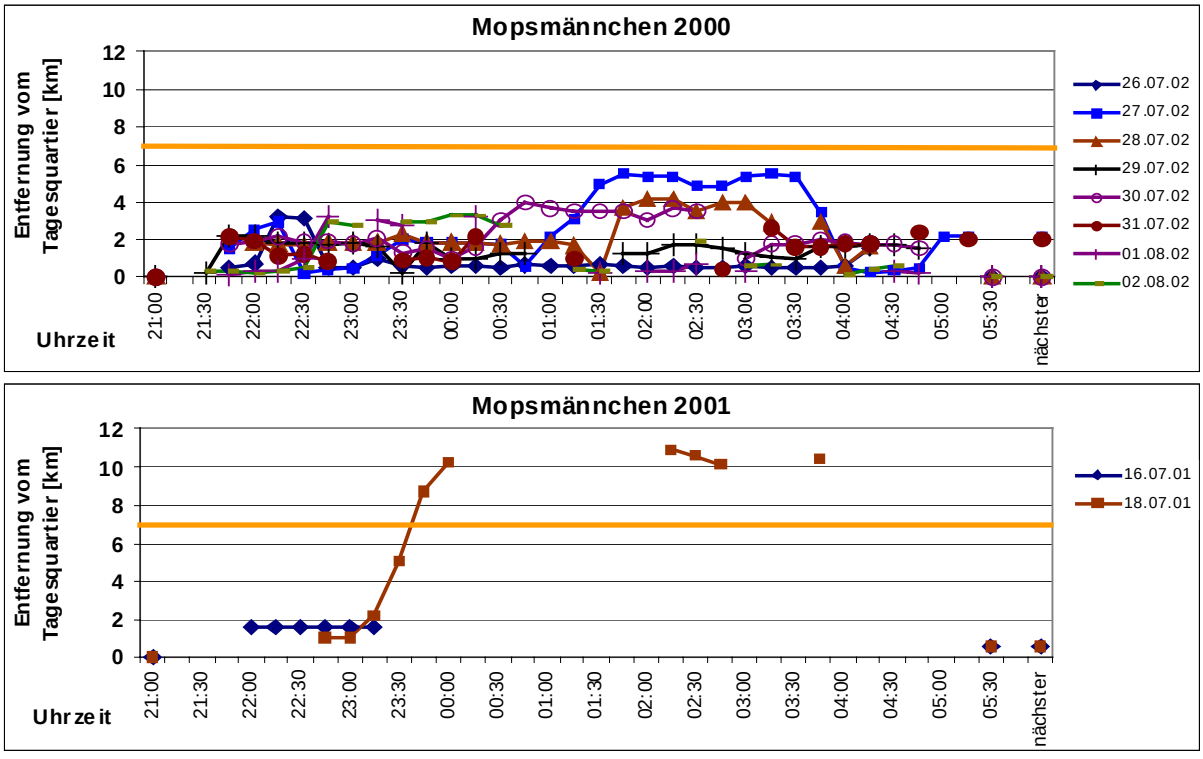


Abbildung 68: Entfernung vom Tagesquartier (Ergebnisse für 2 Männchen zusammengefasst)

Die Werte für die ermittelten Aktionsradien der verschiedenen Tiere sind in Tabelle 30 zusammengefasst.

Tabelle 30: Vergleich der Entfernungen vom Tagesquartier der telemetrierten Mopsfledermäuse (alle Angaben beziehen sich auf Intervalllängen von 15 min, Entfernungsangaben in km)

Tier	mops00	mops01_m	mops01_w	mops02_061	mops02_415	alle fünf Tiere
Sex/Alter	m ad	m ad	w ad	w ad	w ad	m ad/w ad
Anzahl ausgewerteter Nächte	8	2	6	3	4	23
Anzahl verwertbarer 15 min-Intervalle	203	20	99	70	111	503
größte Entfernung	5,47	10,89	5,92	6,85	3,99	10,89
mittlere max. Entfernung je Nacht	3,49	6,24	5,08	2,83	2,45	3,88
Σ	1,02	6,57	1,28	3,48	1,20	2,33
mittlere Entfernung vom Quartier	1,63	4,05	2,00	0,63	0,75	1,47
Σ	1,31	4,25	1,91	1,11	0,76	1,71

Die telemetrierten Tiere entfernten sich maximal bis zu ca. 11 km von ihren Tagesquartieren (adultes Männchen 2001). Durchschnittlich betrug die weiteste Entfernung vom Tagesquartier pro Nacht 3,9 km (Aktionsradius).

Dieser Wert kann zur Abschätzung des Aktionsraumes für die gesamte Kolonie als Richtwert dienen. Vorausgesetzt die Tiere nutzen den Raum um das Quartiergebiet gleichmäßig in allen Himmelsrichtungen, kann vereinfacht von einer Kreisfläche mit einem Radius von 3,9 km ausgegangen werden. Als Mindestwert kann danach für das untersuchte Mopsfledermausvorkommen eine Fläche von 47,8 km² angenommen werden.

Die mittlere Entfernung aller Tiere von ihren Tagesquartieren betrug durchschnittlich nur ca. 1,5 km. In dieser Entfernung besteht danach die größte Wahrscheinlichkeit, nachts fliegende Mopsfledermäuse anzutreffen.

Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen waren nicht zu erkennen, die geringeren Entfernungen der Tiere aus dem Jahre 2002 sind wahrscheinlich auf die kühl-feuchte Witterung in diesem Jahr zurückzuführen.

Bei telemetrischen Untersuchungen der Mopsfledermaus in Südbrandenburg stellte STEINHAUSER (2002) während der Wochenstubenzeit maximale Entfernungen von 3 – 4,5 km vom Tagesquartier und somit ähnliche Entfernungen fest.

3.3.1.2.7 Jagd-Habitat-Präferenzen

Die ermittelten „Jagdgebiete" sind das Ergebnis der *kernel*-Analyse (Abbildung 69). Die insgesamt sechs Teilflächen beschreiben die Schwerpunkte der nächtlichen Aktivität (Gesamtfläche: 4 km²). Die Biotop- und Nutzungstypenausstattung der „Jagdgebiete" wird mit der des Gesamtaktionsraumes (100 % MCP aller Tiere) verglichen. Dabei wurden 16 verschiedene Biotop- und Nutzungstypen (> 1 ha) unterschieden, die unterschiedlich präferiert wurden (IVLEV's Präferenzindex s. Kap. 2.5.3.1.1 S. 22*ff* , Abbildung 71).

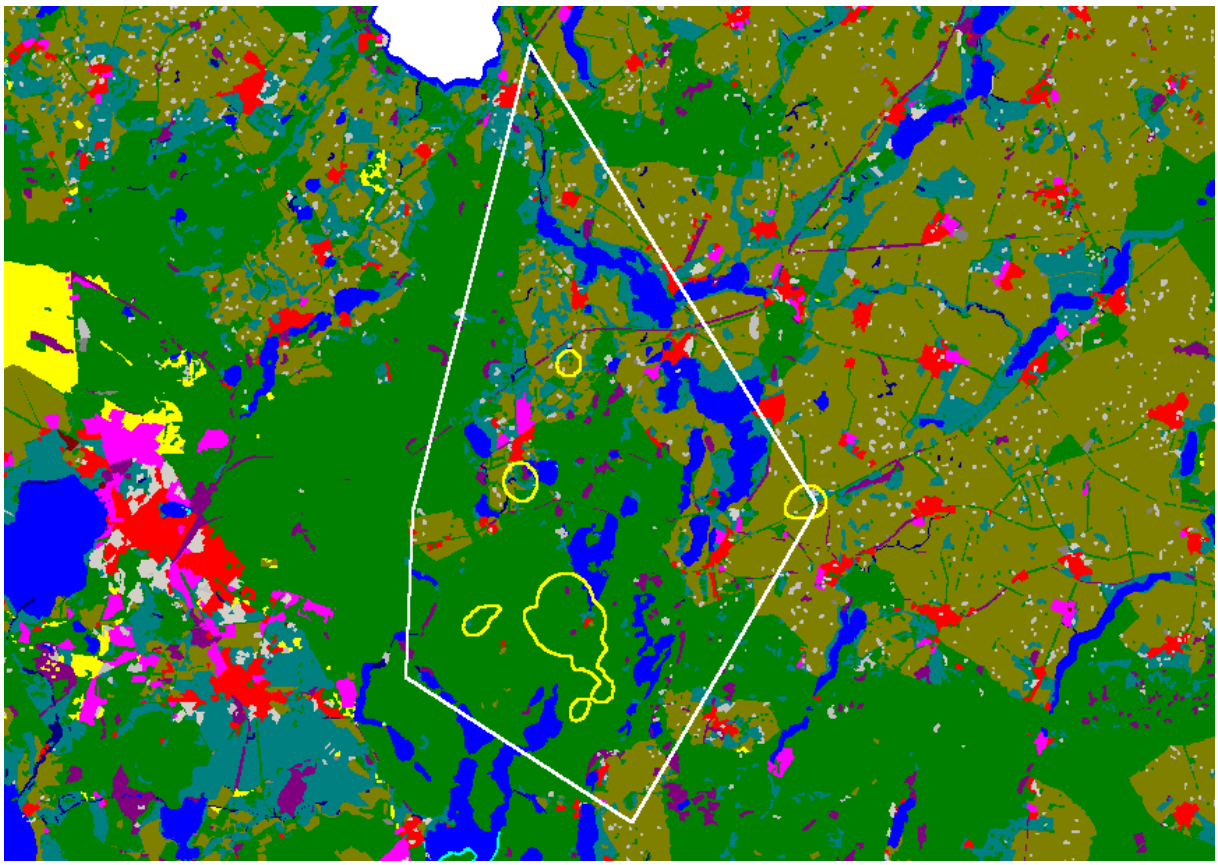


Abbildung 69: Abgegrenzte „Jagdgebiete" (für alle fünf Tiere) innerhalb des Gesamtaktionsraumes (100 % MCP)

Die weitgehende Bevorzugung von Laubwald bzw. Laub-Mischwald kommt im Diagramm (Abbildung 71) deutlich zum Ausdruck. Dagegen wurde reiner Nadelwald nicht bevorzugt genutzt. Biotoptypen des Offenlandes wie Acker, Grünland oder Seeflächen wurden von den telemetrierten Tieren gemieden.

Bei kühl-feuchter Witterung hielten sich die Tiere ausschließlich in den naturnahen Laubwäldern des Serrahns auf. Offensichtlich bietet dieser Wald in „schlechten Zeiten" eine Mindestmenge an verfügbaren Beutetieren .

Dagegen waren Ausflüge in die weitere Umgebung bis ins Offenland nur in warmen und trockenen Nächten zu beobachten. Dort suchten sie gezielt Laubgehölze, wie z.B. Eichen-Feldgehölze, Lindenalleen und Weidengebüsche an Seeufern auf.

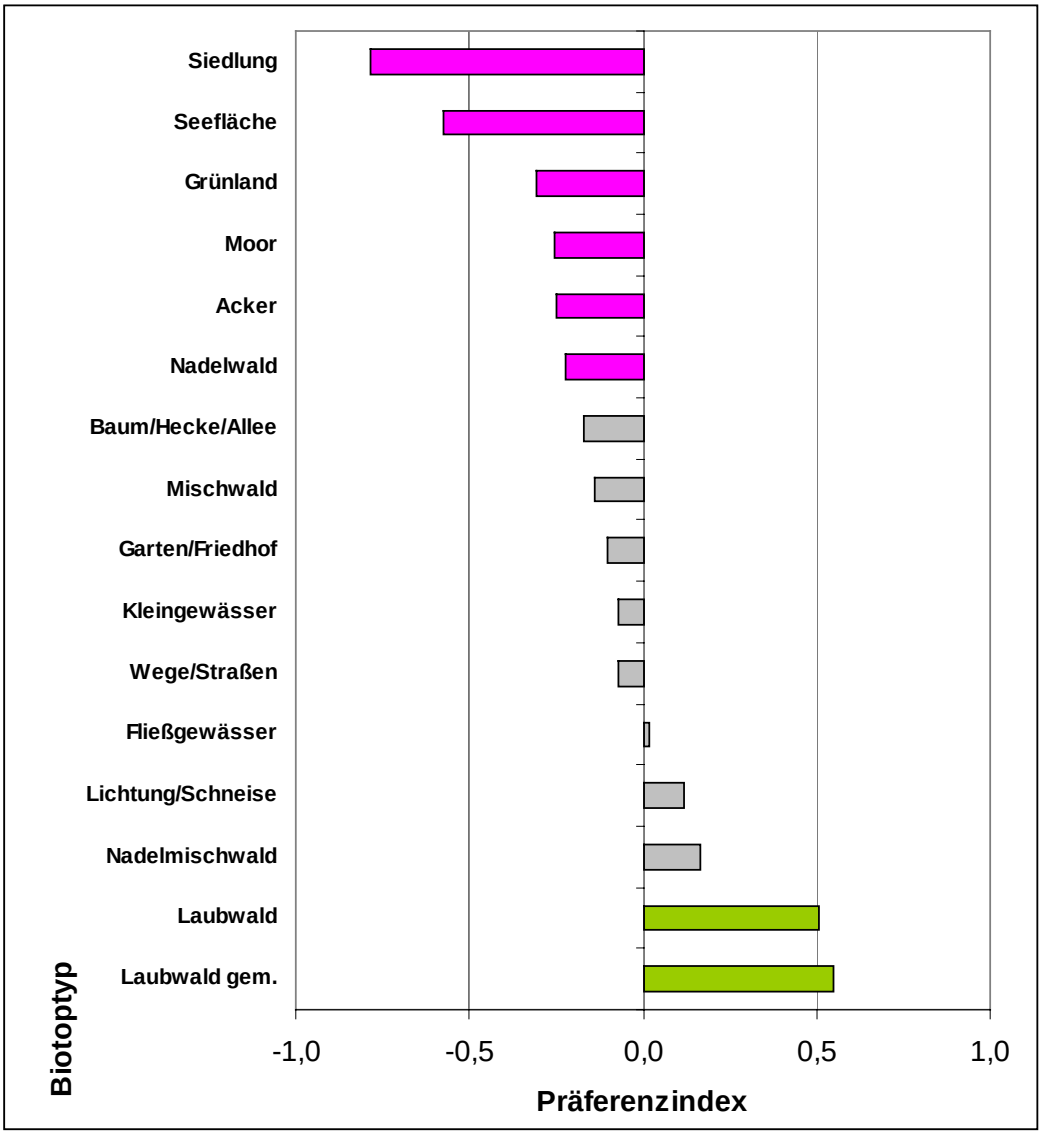


Abbildung 71: Präferenzen der telemetrierten Mopsfledermäuse für Nahrungshabitate (zusammenfassende Betrachtung aller Tiere)

3.3.1.2.8 Jagdverhalten

Im Vergleich zu anderen Telemetriestudien gelangen bei den untersuchten Mopsfledermäusen zahlreiche Nahbeobachtungen („hier“ oder Sicht: n = 233 Fundpunkte). Diese ermöglichen die Beschreibung einiger „Jagdsituationen“:

- Im Buchenaltholz des Serrahns konnten die Mopsfledermäuse häufig bei der Jagd im unteren Kronenbereich bzw. unter den Buchenkronen beobachtet werden. Sie flogen oftmals in Schleifen oder größeren Runden und waren dabei eng an das Blätterdach gebunden.
- In den Eichenfeldgehölzen und den blühenden Linden entlang von straßenbegleitenden Alleen flogen die Tiere „webschiffchenartig“ in der Kronenhülle, manchmal auch über den Bäumen.
- Mehrfach gelangen Sichtbeobachtungen über Waldwegen, bei denen die Mopsfledermäuse in niedriger Höhe jagten und dabei hin und wieder in die angrenzenden Bestände „eintauchten“.

- Im Offenland konnte mehrfach ein Überflug zwischen genutzten Gehölzstrukturen beobachtet werden. Die Mopsfledermäuse passierten dabei die Freiflächen (auch über längere Strecken) im sehr niedrigen Flug (unter 2 m Höhe).

Auch STEINHAUSER (2002) beobachtete ein ähnliches Flugverhalten. Die besenderten Mopsfledermäusen zeigten einen mäßig schnellen Flug unterhalb der Baumkronen in 7 bis 10 m Höhe in Schleifen und Kreisen, andererseits einen äußerst schnellen Flug entlang von Waldwegen mit der Tendenz zum Ausbrechen in den Waldbestand in 6 bis 1,5 m Höhe. SIERRO (2003) beobachtete jagende Mopsfledermäuse oberhalb des Kronenbereichs in 8 bis 10 m Höhe.

3.3.2 Kleinsäuger

3.3.2.1 Bestandsstruktur auf den befangenen Flächen

Die Ergebnisse zum Einfluss der Bestandsstruktur auf die Verteilung und Dichte der Kleinsäuger wurden zu großen Teilen der Diplomarbeit von Herrn KELLER entnommen, die im Rahmen des Projektes erarbeitet wurde.

Die Abbildung 72 bis Abbildung 79 zeigen die Bestandsstruktur der vier Flächen auf denen Kleinsäuger gefangen wurden in einem Gradienten des Umbaus bzw. der Nutzung. Den Flächen mit jungen Mischbeständen (KiBu(m)M2, KiBu(m)M1) folgen die Flächen älterer genutzter Reinbestände (Bu(m)M2) und ungenutzter naturnaher Bestandsformen (Bu(a)M1). Dargestellt werden die Kronen der Alt- und der Kleinbäume (nicht in Arten differenziert) sowie das liegende Totholz. Deutlich erkennbar sind unterschiedliche Anzahl und vor allem Verteilung der ausgesuchten Vegetationselemente.

Da die Kartierung der Vegetation bzw. der Strukturelemente abweichend vom BRAUN-BLANQUET-Verfahren (DIERSCHKE 1994) durch genaue Einmessung erfolgte, ist nicht nur die Auswertung der Flächenanteile bzw. Deckung sondern auch eine genaue Darstellung der räumlichen Verteilung möglich.

Auf Grund der Fülle der erhobenen Daten können leider nicht alle Elemente einer Fläche auf einer Karte dargestellt werden. Deshalb werden jeweils die verholzten Elemente in einer Karte, die krautige Vegetation und alle weiteren Elemente in einer zweiten dargestellt.

In der ersten Kartengruppe von allen vier Standorten (Karten 1-4, Abbildung 72, Abbildung 73, Abbildung 75, Abbildung 77) finden sich die Kronenprojektionen des Ober- und - wenn vorhanden - Unterstandes bzw. der Naturverjüngung. Weiterhin wird das liegende und das stehende Totholz abgebildet. Eine Ausnahme bildet die Untersuchungsfläche Serrahn. Hier ist die Naturverjüngung mit einer Höhe unter 80 cm (alle stark verbissen) wegen des geringen Umfangs als Punkt und nicht als Fläche dargestellt. Eine maßstabsgerechte Darstellung wäre der Raumbedeutsamkeit dieses Strukturelements nicht gerecht geworden.

Die zweite Gruppe (Karten 5-8, Abbildung 72, Abbildung 74, Abbildung 76, Abbildung 79) umfasst die Elemente der Kraut- und Moosschicht und Sonderstrukturen, wie Steine, Wurzelteller und Umbruchflächen von Schwarzwild.

3.3.2.1.1 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 Gnewitz (Karten 1 und 5)

Dieser Mischbestand aus 51-jähriger Gemeiner Kiefer und 8-jähriger Rotbuche mit vereinzelten gleichaltrigen Douglasien zeichnet sich durch besondere Homogenität aus. Deutlich erkennbar ist die gleichmäßige Verteilung der Kiefer im Ober- und der Buche und Douglasie (die oberen zwei Reihen) im Unterstand. Bedingt durch die Pflanzung in

Pflugstreifen bildet der Unterstand heckenartige Strukturen aus. Dazwischen finden sich vereinzelt Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Sandbirke (*Betula pendula*) und seltener Stieleiche (*Quercus robur*). Sie wurden zur besseren Übersicht zusammen mit Buchen und Douglasien als Unterstand dargestellt. Die Kiefer im Oberstand ist gleichmäßig aufgelichtet und hat eine Höhe von durchschnittlich 23 m und in Brusthöhe einen mittleren Durchmesser (BHD) von 22 cm. Die Buchen und Douglasien sind durchschnittlich 4 m hoch, die Ebereschen und Birken 5 m, bei BHD von 3 bzw. 5 cm.

Es gibt wenig liegendes Totholz, stehendes fast gar nicht. Dabei handelt es sich ausschließlich um mäßig bis stark zersetzte Kiefern. Bis auf eine Ausnahme sind es Reste von der letzten Durchforstung im Jahr 1999. Schäden an Buchen und Douglasien waren nicht erkennbar. Es wurden lediglich einige absterbende Ebereschen festgestellt, die trotz der Einzäunung des Bestandes durch Fegen des Rehwildes (*Capreolus capreolus*) geschädigt wurden[6].

Die Bodenvegetation ist durch den lichten Oberstand relativ gleichmäßig verteilt und teilweise recht üppig. Es finden sich lichtliebende Pflanzen wie Brombeere (*Rubus spec*.), Himbeere (*Rubus idaeus*) und Besenginster (*Sarothamnus scoparius*). Die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) ist auf der ganzen Fläche vertreten. Auffällig ist die Verteilung zwischen den Buchenreihen. Punktuell kommen Harzlabkraut (*Galium harcynicum*) und Gemeiner Wurmfarn (*Dryopteris filix-mas*) vor. Eine Ausnahme musste bei der Darstellung der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) gemacht werden. Sie war fast gleichmäßig auf der ganzen Fläche vorhanden, jedoch mit einem so geringen Deckungsgrad, dass bis auf eine Fläche einzelne Einheiten nicht abzugrenzen waren.

3.3.2.1.2 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 Wokuhl (Karten 2 und 6)

Auf dieser Fläche sind Ober- und Unterstand noch relativ gleichmäßig verteilt. Es sind aber schon größere Lücken sowie Bereiche mit vollständiger Kronenabdeckung zu erkennen. Die Buche im Unterstand hat teilweise sehr ausladende Kronen gebildet. Eine in der Karte deutlich auffallende große Krone wird von fünf Stämmen getragen, ist also kein älterer oder höherer Baum.

Die mittlere Höhe der Kiefern beträgt 30 m, die der Buchen 13 m mit einem BHD von 33 cm bzw. 11 cm. In der zweiten Schicht finden sich einige Birken und Fichten.

Das dickere, liegende Totholz stammt von Kiefern und ist größtenteils auf Windbruch und -wurf zurückzuführen. Es gibt einige Kiefernstubben, die durch forstliche Eingriffe entstanden sind sowie zwei abgestorbene stehende Kiefern und vier Birken. Die Zersetzungsgrade reichen von frisch und unzersetzt bis stark zersetzt. Das dünnere Totholz entstammt beiden Schichten; Naturverjüngung tritt nicht auf.

Trotz größerer Kronenlücken ist Bodenvegetation nur spärlich vorhanden. Es gibt wenige Inseln mit Heidelbeere bzw. Drahtschmiele und größere bemooste Flächen sowie punktuell Gemeinen Wurmfarn.

3.3.2.1.3 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 Wilhelminenhof (Karten 3 und 7)

Die Bäume im Oberstand sind auch hier noch ziemlich gleichmäßig verteilt. Mit Ausnahme weniger größerer Kronenlücken ist die Kronenabdeckung sehr hoch. Die Bäume haben eine mittlere Höhe von 32 m, bei einem BHD von 46 cm. Die

[6] Fegeschäden entstehen durch das Reiben und Schlagen des Gehörns zum Abstreifen der Bastschicht. Sie versorgt während des Gehörnwachstums dieses mit Nährstoffen und dient dem Schutz desselben. Das Fegen dient auch der Reviermarkierung. Seltene und ausländische Baumarten werden bevorzugt (STUBBE 1989).

Naturverjüngung beschränkt sich auf einige wenige Exemplare. Sie sind zwischen 4 und 7 m hoch. Bis auf eine einzelne Kiefer im Oberstand, die wahrscheinlich wegen Verwachsungen mit einer Buche im Kronenbereich nicht gefällt werden konnte, kommen keine weiteren Baumarten vor.

Das dickere Totholz ist durch forstliche Maßnahmen entstanden. Die erkennbaren stehenden Totholzelemente sind Stubben von Buche und Kiefer mit mäßigem bis starkem Zersetzungsgrad. Diese Zersetzungsgrade gelten auch für das liegende Totholz. Auffällig ist der hohe Anteil an dünnem Totholz (vgl. auch Kap. 3.1 S. 29*ff*).

Ähnlich wie auf der Untersuchungsfläche Wokuhl ist die Bodenvegetation trotz größerer Kronenlücken sehr wenig ausgeprägt. Lediglich größere Moosflächen sind zu verzeichnen. Als Sonderstrukturen sind Umbruchflächen des Schwarzwildes dargestellt.

3.3.2.1.4 Fangquadrat auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 Serrahn (Karten 4 und 8)

Besonders auffällig ist die heterogene Struktur des Oberstandes. Die Bäume gruppieren sich fast ringförmig um eine Kronenlücke. Die durchschnittliche Höhe beträgt 38 m mit einem BHD von 62 cm. Das größte Exemplar erreichte eine Höhe von 45 m bei BHD 90 cm.

Bis auf eine abgestorbene und mäßig zersetzte stehende Kiefer im Zentrum der Untersuchungsfläche (an eine Altbuche gelehnt) kommen keine anderen Baumarten im Ober- und Unterstand vor.

Die Kronenlücke im Zentrum der Untersuchungsfläche entstand durch das Zusammenbrechen mehrerer Bäume. Da sich in diesem Bereich nur noch sehr dickes, stark zersetztes Totholz befindet, muss dieses Ereignis schon sehr lange zurückliegen. Die schneisenförmige Kronenlücke im nordöstlichen Teil ist jüngeren Datums. Hier konnte sich die Naturverjüngung, die sich ähnlich dem Oberstand ringförmig in der Untersuchungsfläche gruppiert, besonders gut entwickeln. Deren durchschnittliche Höhe wurde mit 4 m, der BHD mit 5 cm ermittelt. Auch im Bereich mit völliger Abdeckung durch die Kronen der Altbäume kommt sie dicht gedrängt vor. Auffällig ist, dass ein Teil der größeren Kronenlücke nicht bestockt ist. Entgegen den anderen Untersuchungsflächen fand sich hier eine größere Anzahl (n = 82) Naturverjüngung mit einer Höhe unter 80 cm. Sie ist stark verbissen. Höhe und Kronenvolumen entsprechen nicht ihrem Alter.

Einige abgestorbene Exemplare finden sich in der älteren Naturverjüngung. Sie waren alle unterständig, d.h. von den umgebenden Bäumen überwachsen und fanden sich ausschließlich in sehr dicht bestockten Bereichen. Es ist davon auszugehen, dass diese den stark beschattenden Kronen ihrer Artgenossen (intraspezifische Konkurrenz) unterlagen (ELLENBERG 1996). Andere Schädigungen wurden nicht festgestellt.

Dickeres liegendes Totholz kommt auf der Untersuchungsfläche in großen Mengen und gleichmäßig verteilt vor. Sein Volumen beträgt ein Vielfaches des Totholzvolumens auf den anderen Untersuchungsflächen (siehe auch Abbildung 81). Auch das stehende Totholz ist hier viel häufiger anzutreffen und ausschließlich durch natürliche Prozesse entstanden, da Stubben oder sonstige Hinweise auf forstliche Eingriffe nicht gefunden wurden. Die liegende Krone im nordwestlichen Teil ist frisch gestürzt und deshalb unzersetzt. Äste der Krone ragen bis ca. 2 m über den Erdboden. Darunter liegt eine größere Menge stark zersetzten Totholzes.

Die Bodenvegetation ist sehr spärlich ausgeprägt. Auch in der größeren Kronenlücke finden sich nur Einblütiges Perlgras (*Melica uniflora*) und Große Brennnessel (*Urtica*

dioica). Sie konzentrieren sich zusammen mit Steinen, Wurzelteller und Umbruchflächen des Schwarzwildes im Bereich um den Fangpunkt A3.

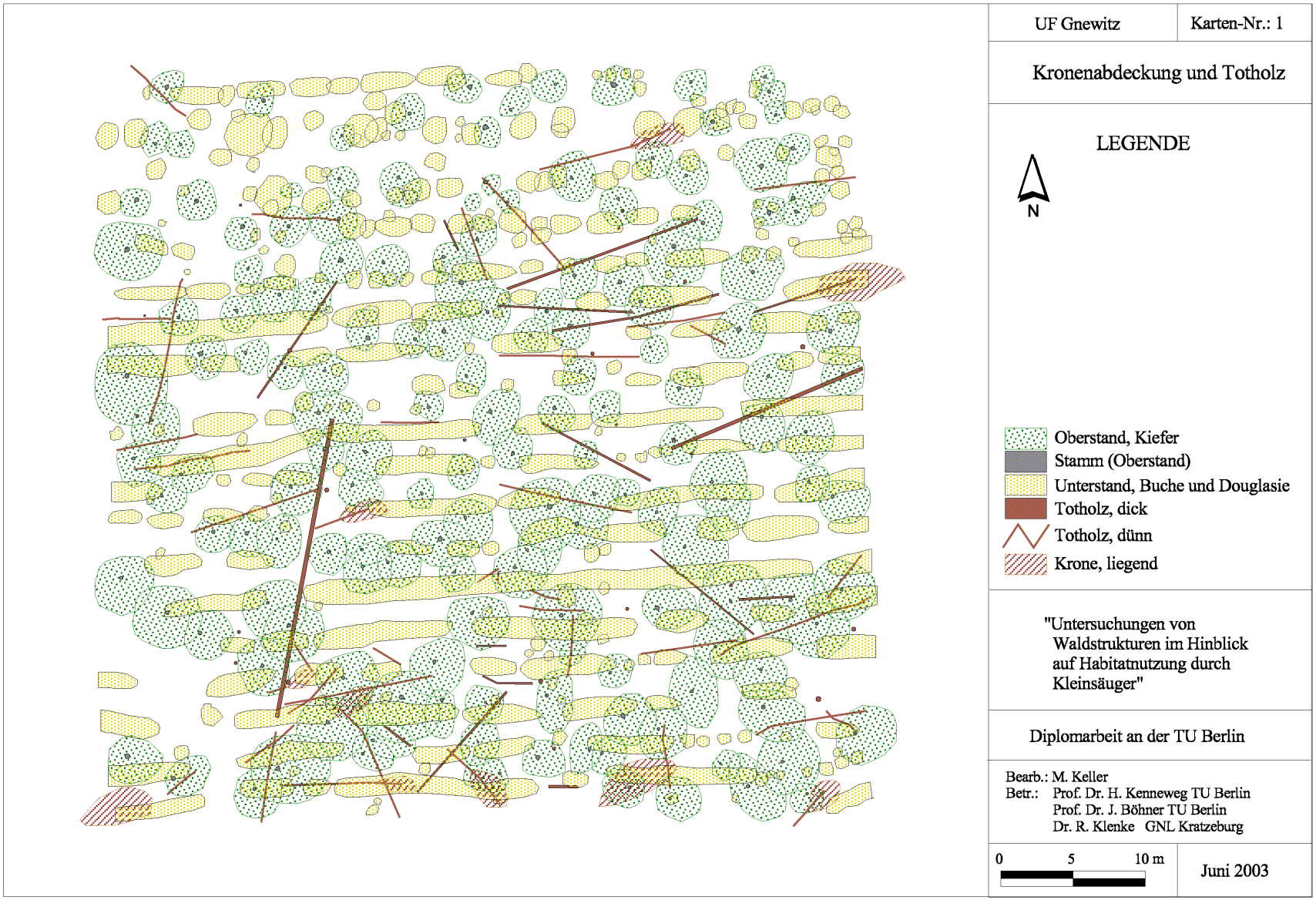


Abbildung 72: Horizontale Bestandsstruktur im Ober- und Unterstand inklusive der Naturverjüngung auf der Fläche KiBu(m)M1

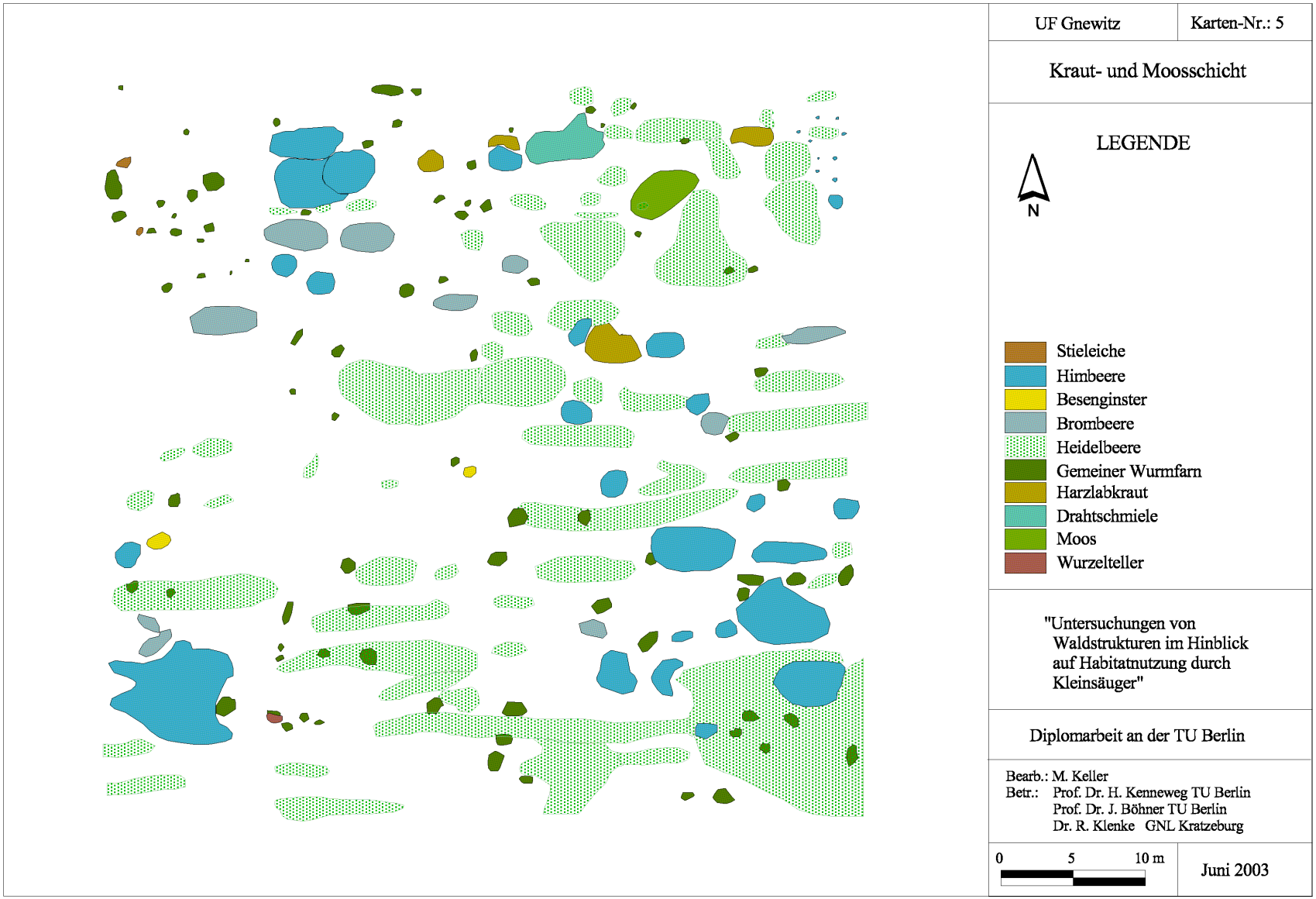


Abbildung 72: Vegetationsstruktur der Kraut- und Moosschicht mit Sonderstrukturen auf der Fläche KiBu(m)M1

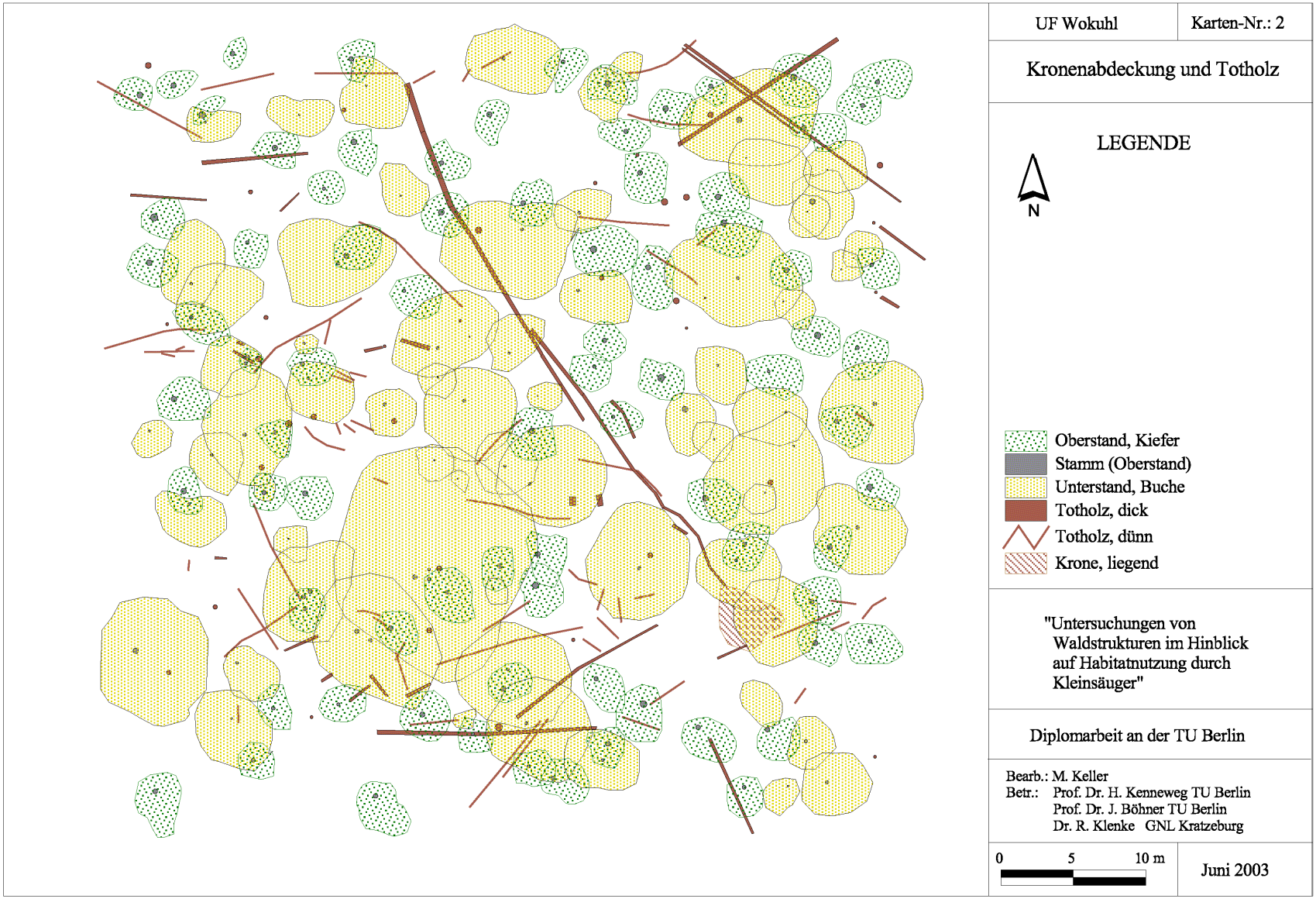


Abbildung 73: Horizontale Bestandsstruktur im Ober- und Unterstand inklusive der Naturverjüngung auf der Fläche KiBu(m)M2

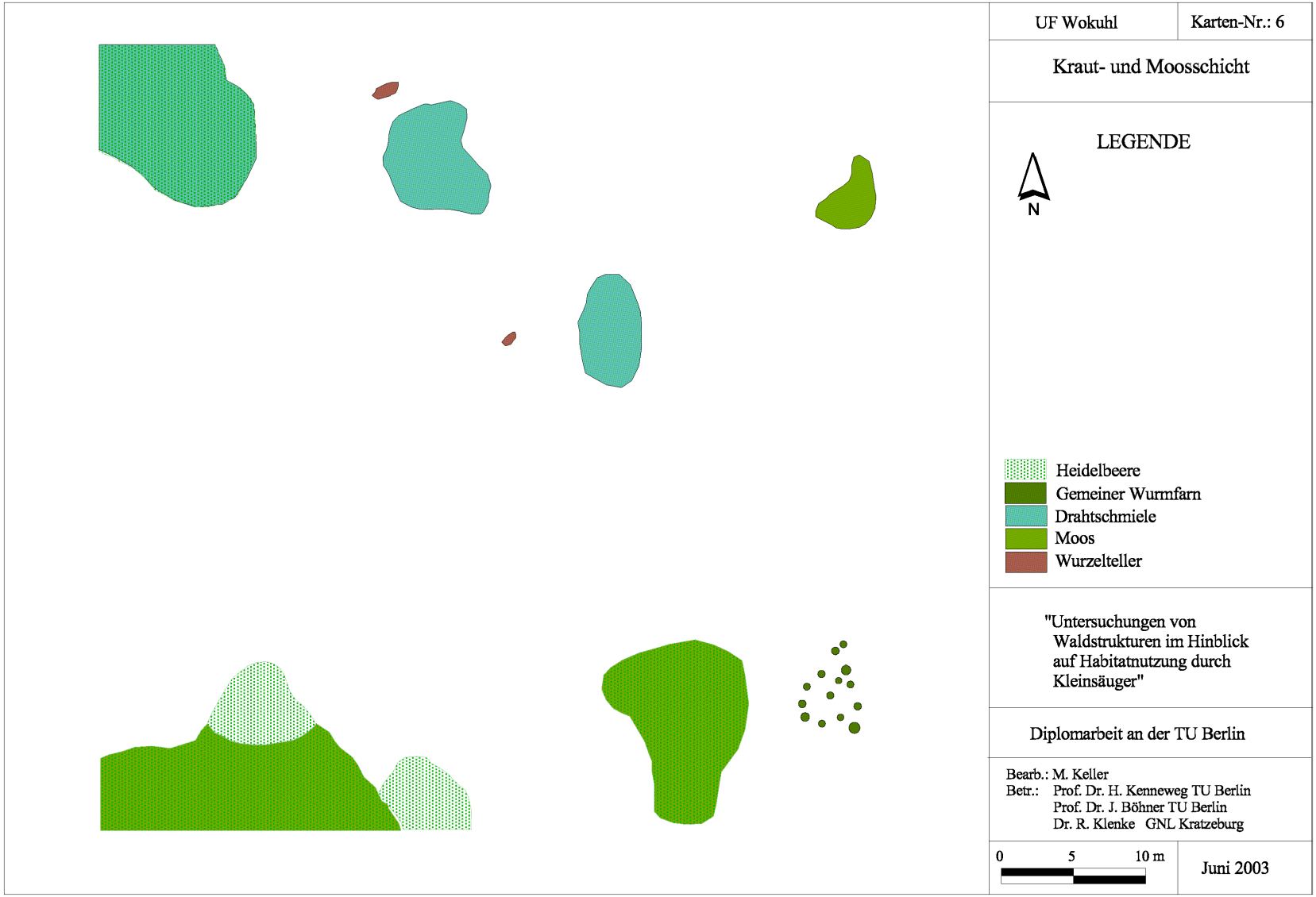


Abbildung 74: Vegetationsstruktur der Kraut- und Moosschicht mit Sonderstrukturen auf der Fläche KiBu(m)M2

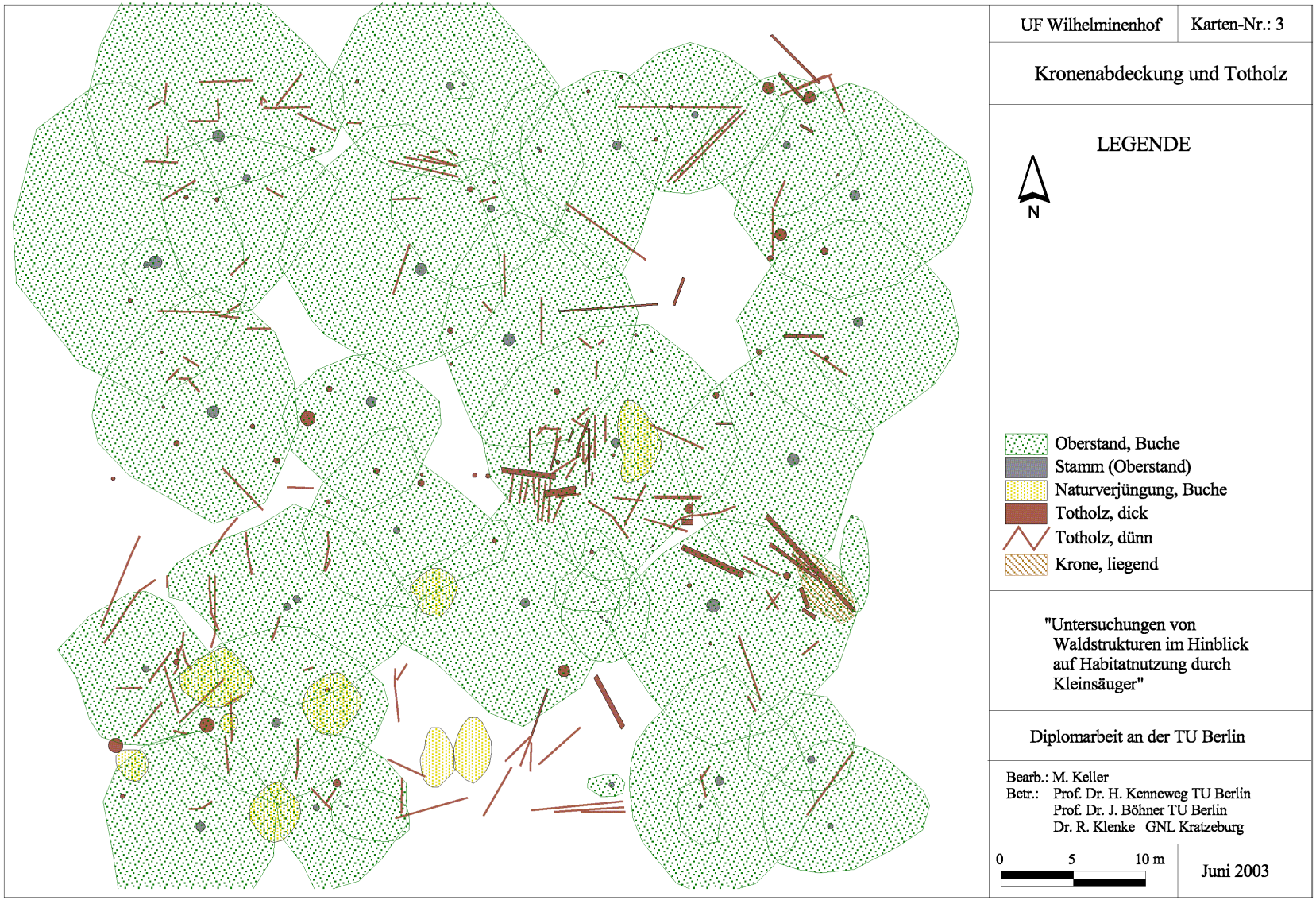


Abbildung 75: Horizontale Bestandsstruktur im Ober- und Unterstand inklusive der Naturverjüngung auf der Fläche Bu(m)M2

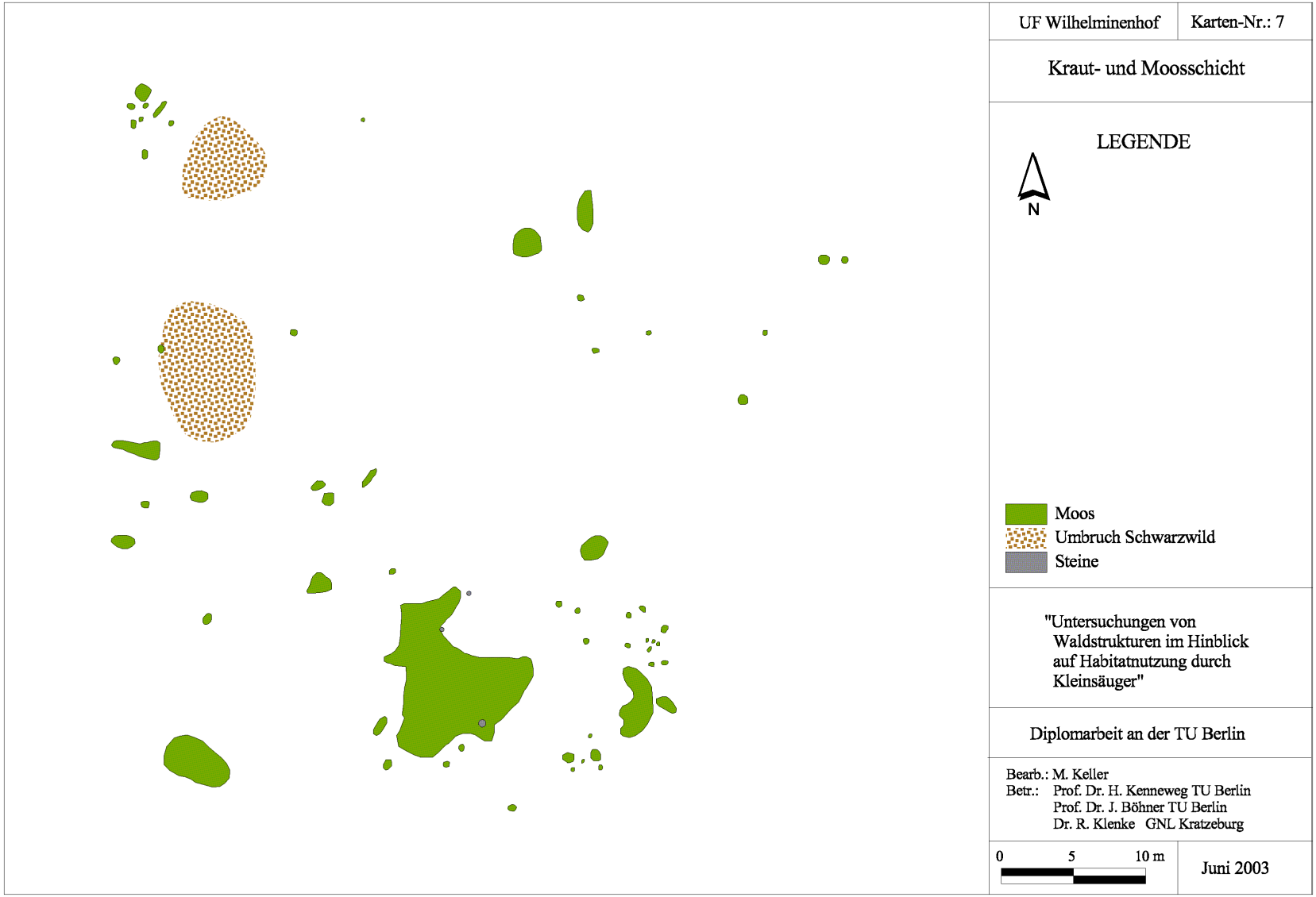


Abbildung 76: Vegetationsstruktur der Kraut- und Moosschicht mit Sonderstrukturen auf der Fläche Bu(m)M2

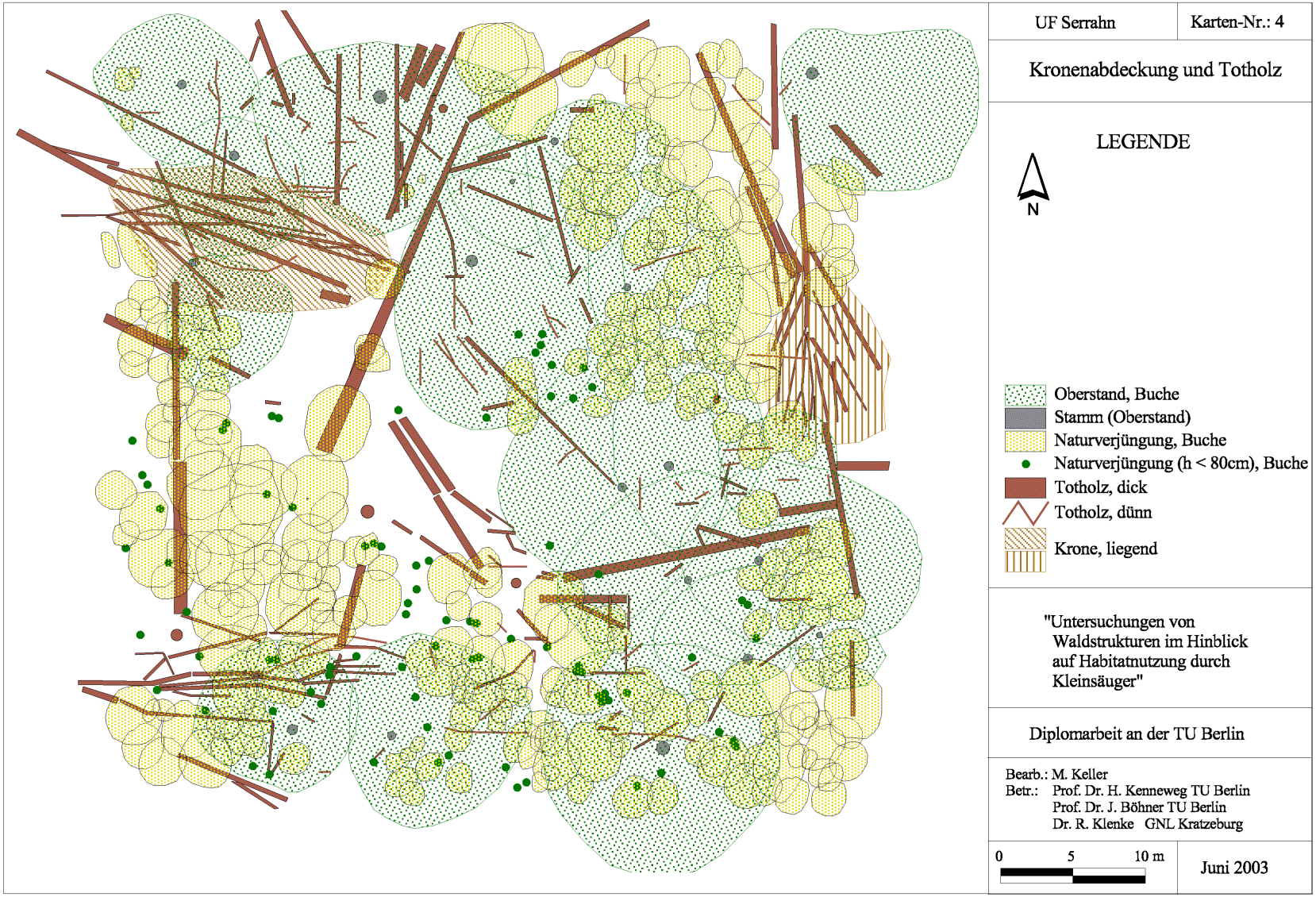


Abbildung 77: Horizontale Bestandsstruktur im Ober- und Unterstand inklusive der Naturverjüngung auf der Fläche Bu(a)M1

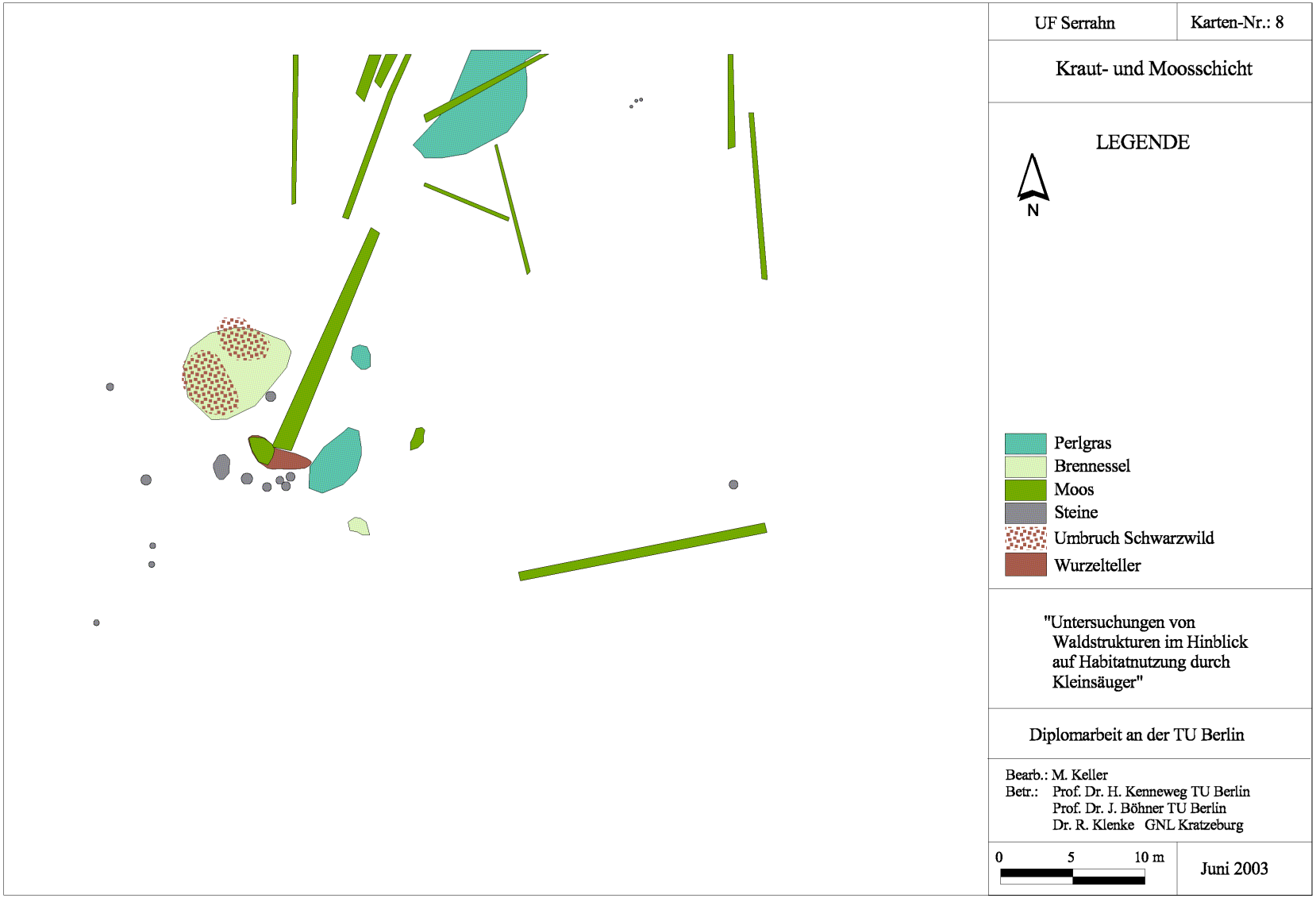


Abbildung 79: Vegetationsstruktur der Kraut- und Moosschicht mit Sonderstrukturen auf der Fläche Bu(a)M1

3.3.2.2 Flächen- und Volumenanteile einzelner Vegetations- und Strukturelemente

Im vorangegangenen Kapitel wurden die einzelnen Untersuchungsflächen anhand der vorhandenen Vegetation und der Strukturelemente sowie deren räumlicher Verteilung beschrieben. Hier sollen die Anteile der Vegetationsstrukturelemente auf den einzelnen Untersuchungsflächen dargestellt werden (Tabelle 31). Für die Ermittlung der Flächenanteile der einzelnen Struktur- bzw. Vegetationselemente wurden die einzelnen Vegetationselemente mit der Untersuchungsfläche (50 x 50 m) verschnitten, sowie Flächen- und Längenanteile ermittelt. Überlappungen im Kronenbereich wurden dabei herausgerechnet, der Ober- und Unterstand der Fläche KiBu(m)M1 - Wokuhl gemeinsam als Oberstand behandelt. Das stehende Totholz < 30cm wurde dem liegenden mit d > 10cm zugeschlagen.

Tabelle 31: Anteile der Vegetations- und Strukturelemente auf den einzelnen Untersuchungsflächen

Vegetationsstrukturelement	Einheit	KiBu(m)M1	KiBu(m)M2	Bu(m)M2	Bu(a)M1
Krone[1 2]	(%) m²	(43,1) 1078,7	(59,9) 1496,6	(85.7) 2142,8	(65,1) 1628,1
Stamm	m²	7,57	8,79	7,95	5,88
Stammfuß	m²	n.a.	n.a.	58,20	34,18
Kleinbäume/Sträucher (h > 80 cm)[3]	(%) m²	(29,9) 748,36	(0,4) 10,83	(2,8) 71,07	(36,9) 922,12
Kleinbäume/Sträucher (h < 80 cm)	n	0	0	0	82
Totholz, stehend (h > 30 cm)	m²	0,21	0,49	1,2	4,81
Totholz, stehend (h < 30 cm)	(n) m³	(20) 0,22	(31) 2,31	(58) 1,85	(0) 0
Totholz, dick (liegend, d > 10 cm)	m³	2,94	5,62	3,44	62,56
Totholz, dünn (liegend, d 5-10 cm)	m³	1,32	1,01	1,23	0,69
Krone, liegend	m²	39,32	13,24	11,06	207,47
Pflanzen der Krautschicht[4]	(%) m²	(28,7) 717,68	(10,5) 263,14	(0) 0	(1,4) 34,28
Gräser[5]	(%) m²	(0,4) 11,18	(5,4) 135,89	(0) 0	(1,8) 45,75
Moose	(%) m²	(0,4) 10,19	(11,7) 292,62	(4,0) 100,40	(2,3) 56,36
Steine	m²	0	0	0,34	4,73
Sonstige	m²	0,55	1,8	76,07	25,23

[1] Oberstand
[2] bei Untersuchungsfläche Wokuhl auch die 2. Schicht
[3] Unterstand
[4] außer Gräser
[5] bei Untersuchungsfläche Gnewitz nur die abgrenzbaren Flächen (Kap. 3.3.2.1.1 auf S. 103*ff*)

Abbildung 79 zeigt die Kronenabdeckung der beiden Schichten auf den einzelnen Flächen. Dabei wurde die senkrechte Projektion der Kronen auf die Erdoberfläche als Grundlage genutzt. Etwaige Lücken in den einzelnen Kronen bzw. unterschiedliche Deckungsgrade der Kronen wurden nicht berücksichtigt. Die Säulen des Diagramms entsprechen in etwa dem räumlichen Eindruck, der durch die Karten 1-4 (Abbildung 72, Abbildung 73, Abbildung 75, Abbildung 77) entsteht.

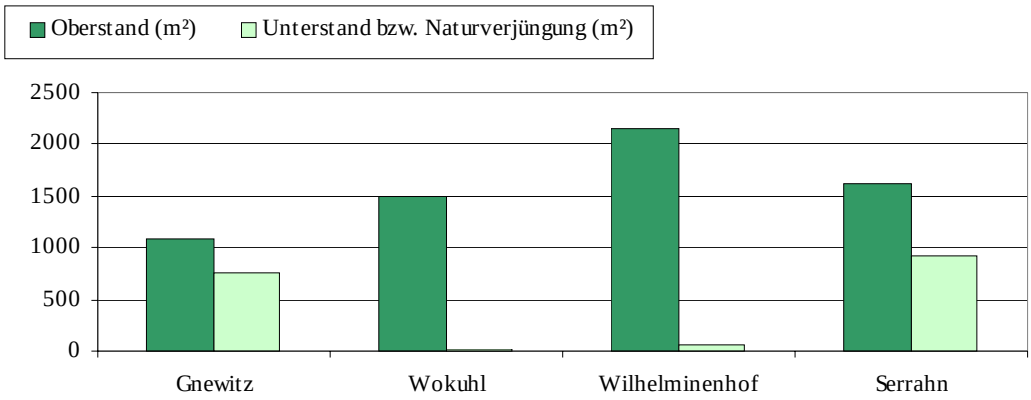


Abbildung 79: Verteilung der von Kronen überdachten Fläche auf den Untersuchungsflächen KiBu(m)M1 (Gnewitz), KiBu(m)M2 (Wokuhl), Bu(m)M2 - Wilhelminenhof und Bu(a)M1 - Serrahn

Da die flächige Darstellung des dicken Totholzes nicht proportional zum Volumen ist, werden Einzelheiten erst deutlich, wenn das Totholzvolumen berechnet wird (Abbildung 81). So kommt der hohe Anteil des starken Totholzes auf der Untersuchungsfläche Serrahn besonders zur Geltung. Der Anteil des dünneren Totholzes liegt hier allerdings auf ähnlichem bzw. sogar niedrigerem Niveau als auf den anderen Flächen.

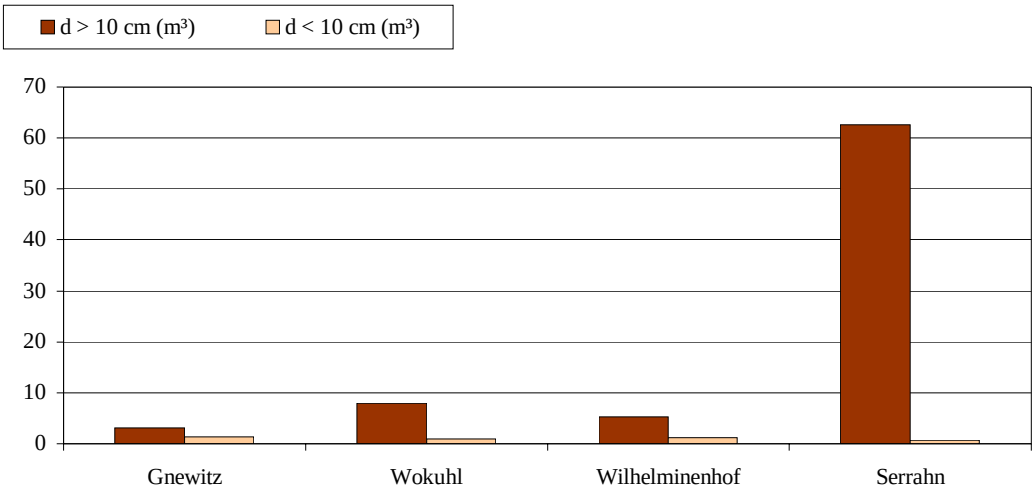


Abbildung 81: Verteilung des Totholzvolumens auf den Untersuchungsflächen KiBu(m)M1 (Gnewitz), KiBu(m)M2 (Wokuhl), Bu(m)M2 - Wilhelminenhof und Bu(a)M1 - Serrahn

Die folgende Abbildung 81 zeigt die kartierten Gesamtflächen der Moose und Gräser und der restlichen Krautschicht. Hier überrascht der besonders hohe Anteil der Krautschicht auf der Untersuchungsfläche Gnewitz nicht.

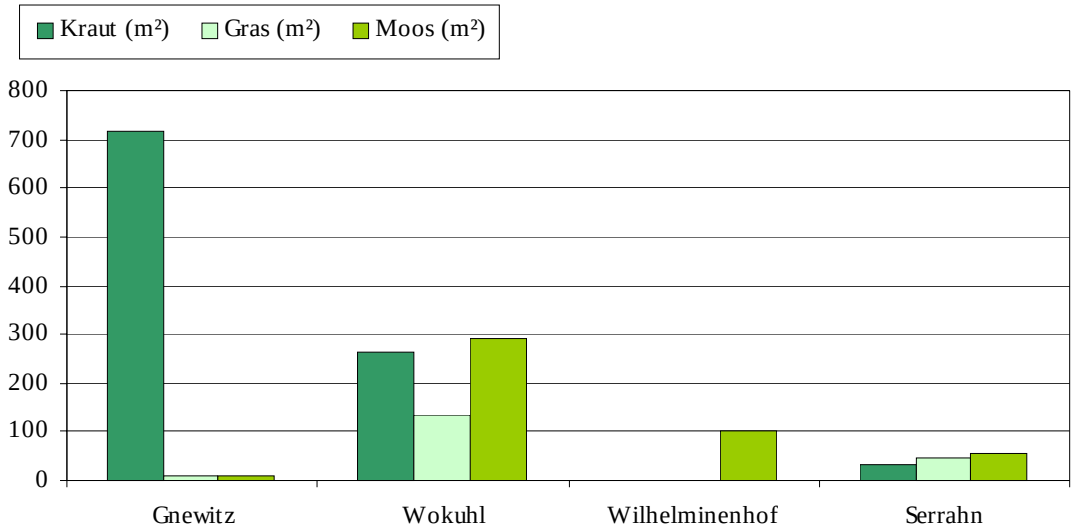


Abbildung 81: Fläche der Kraut-, Gras- und Moosschicht auf den Untersuchungsflächen KiBu(m)M1 (Gnewitz), KiBu(m)M2 (Wokuhl), Bu(m)M2 - Wilhelminenhof und Bu(a)M1 - Serrahn

3.3.2.3 Fangergebnisse

In den nachstehenden beiden Tabellen (Tabelle 32 und Tabelle 33) sind die Ergebnisse der Kleinsäugerfänge auf den vier dafür ausgewählten Untersuchungsflächen dargestellt. Durch die Flächenauswahl werden sowohl Aussagen über Effekte des Waldumbaus als auch der Bewirtschaftung möglich. Die in den Tabellen angegebenen Zahlen geben Auskunft über die Anzahl der Fangereignisse und die Anzahl der Individuen pro Art und Fläche. Da die Tiere lebend gefangen werden, gibt es z.T. mehrfache Wiederfänge ein und desselben Individuums. Die Anzahl der tatsächlich gefangenen Individuen ist daher auf den meisten Flächen deutlich geringer. Die Ergebnisse deuten schon auf eine hohe Dynamik der Populationsdichten hin. Besonders im zweiten Untersuchungsjahr wurden auf einigen Flächen nur sehr wenige Individuen gefangen. Zum Teil sind die monatlichen Fangzahlen zu gering, um eine weiterführende statistische Auswertung zur Schätzung der Populationsdichten durchzuführen (vgl. Kap. 3.3.2.3.4, S. 132*ff*).

Tabelle 32: Ergebnisse der Kleinsäugerfänge (Anzahl der Fänge und Individuen pro Art) auf den vier Untersuchungsflächen im Jahr 2001 (n.a. = nicht anzugeben, da nicht markiert)

Art	**Fläche**							
	Bu(a)M1		**Bu(m)M2**		**KiBu(m)M2**		**KiBu(m)M1**	
	Fänge	Indivi-duen	Fänge	Indivi-duen	Fänge	Indivi-duen	Fänge	Indivi-duen
Apodemus agrarius			4	2			1	1
Apodemus flavicollis	77	41	32	24	50	21	98	48
Chlethrionomys glareolus	145	32	55	15	16	7	205	56
Microtus agrestis							1	1
Sorex araneus	3	n.a.	1	1	1	1	2	n.a.
unbestimmt							1	1
Gesamtergebnis	225	74	92	42	67	29	308	108

Tabelle 33: Ergebnisse der Kleinsäugerfänge (Anzahl der Fänge pro Art) auf den vier Untersuchungsflächen im Jahr 2002 (n.a. = nicht anzugeben, da nicht markiert)

Art	Fläche							
	Bu(a)M1		Bu(m)M2		KiBu(m)M2		KiBu(m)M1	
	Fänge	Indivi-duen	Fänge	Indivi-duen	Fänge	Indivi-duen	Fänge	Indivi-duen
Apodemus flavicollis	10	10	1	1	30	22	32	18
Apodemus sylvaticus							1	1
Chlethrionomys glareolus	54	17	2	2	11	5	34	20
Sorex araneus	4	1	4	1	5	1	20	1
Sorex minutus							1	1
Sorex spec.							9	n.a.
Gesamtergebnis	68	28	7	4	46	28	97	42

3.3.2.3.1 Artbezogene Auswertung

Bedeutende Fangzahlen konnten auf allen vier Untersuchungsflächen bei *Apodemus flavicollis* (Gelbhalsmaus), *Clethrionomys glareolus* (Rötelmaus) und eingeschränkt auch bei *Sorex spec.* (Spitzmäuse) erzielt werden.

Um den detaillierten Überblick über die Fangergebnisse auf den vier Untersuchungsflächen zu ermöglichen, werden diese im folgenden pro Art bzw. Gattung (*Sorex spec*.) dargestellt. Die beiden in Frage kommenden Spitzmausarten *Sorex araneus* und *Sorex minutus* konnten vom eingesetzten Personal unter Feldbedingungen nicht in jedem Fall eindeutig determiniert werden und werden deshalb zusammengefasst.

Die nachstehenden vier Tabellen (Tabelle 35 bis Tabelle 37) bieten eine Übersicht über die Fangzahlen je Fangpunkt (vgl. Abbildung 83) der Fangjahre 2001 und 2002.

Fänge, deren Verortung im Gelände wegen der fehlenden Angabe des Fangpunktes nicht erfolgen konnte, finden darin keine Aufnahme, werden aber im Gesamtergebnis berücksichtigt. Fänge anderer Arten (*Apodemus agrarius, Apodemus sylvaticus, Microtus agrestis*) werden gesondert angeführt.

Die Fangzahlen geben die Anzahl der Fangereignisse, nicht die Zahl der einzelnen Individuen an. Da ein Teil von ihnen mehrfach gefangen wurde, ist ihre Anzahl geringer. Die Anzahl der Individuen pro Art, Fläche und Jahr findet sich ebenfalls in den o.g. Tabellen.

Im Folgenden werden nach einer kurzen Charakterisierung von *Apodemus flavicollis, Clethrionomys glareolus* und *Sorex spec.* die Fangergebnisse dargestellt. Es wird darauf hingewiesen, dass die Arten bzw. Gattung hier nur im Überblick beschrieben werden.

Apodemus flavicollis *(Gelbhalsmaus)*



Sie ist eine relativ große Art der Gattung *Apodemus* (Waldmäuse). Der Schwanz ist meist länger als der Körper. Der Rücken ist rost- bis kastanienbraun, die Unterseite weißlich bis gelb. Sie sind stets scharf voneinander abgegrenzt. An Brust und Kehle befindet sich ein gelber Kehlfleck oder ein gelbes Halsband. Mit 22-27 mm besitzt sie auffallend lange Hinterfüße.

Sie ist an Bäume oder Gebüsche gebunden, bevorzugt aber Hochwälder. Sie kann gut klettern und springen. Die Nahrung besteht aus Früchten und Samen, teilweise auch aus Insekten, Schnecken und kleinen Wirbeltieren. Die Nester werden in Erd- oder Baumhöhlen angelegt.

Abbildung 82: *Apodemus flavicollis* (Foto: www.natuurbeleving.be)

Diese Art wurde auf allen vier Untersuchungsflächen insgesamt 329 mal gefangen. Der Maximalwert wurde mit n = 128 auf der Untersuchungsfläche Gnewitz erzielt. Der Unterschied zu den anderen Untersuchungsflächen ist deutlich. Auffällig ist der viel geringere Fangerfolg auf allen Untersuchungsflächen im Jahr 2002.

Im Durchschnitt beträgt er nur 28,5 % des Vorjahres. Auf der Untersuchungsfläche Wilhelminenhof konnte die Art 2002 sogar nur einmal gefangen werden, im Unterschied zu 33 Fängen 2001.

Im Vergleich der Fangergebnisse pro Fangpunkt innerhalb einer Untersuchungsfläche fällt der Fangpunkt D1 in der Untersuchungsfläche Serrahn mit n = 20 (für beide Jahre) auf. Dieser Wert entspricht 23 % aller Fänge dieser Art auf der genannten Fläche.

Weitere Individuen der Gattung *Apodemus* wurden nur auf den Flächen KiBu(m)M1 und Bu(m)M2 gefangen. Dies waren *A. sylvaticus* (Gemeine Waldmaus) mit nur einem Exemplar auf der Fläche KiBu(m)M1 und *A. agrarius* (Brandmaus) mit je einem Exemplar auf beiden genannten Flächen.

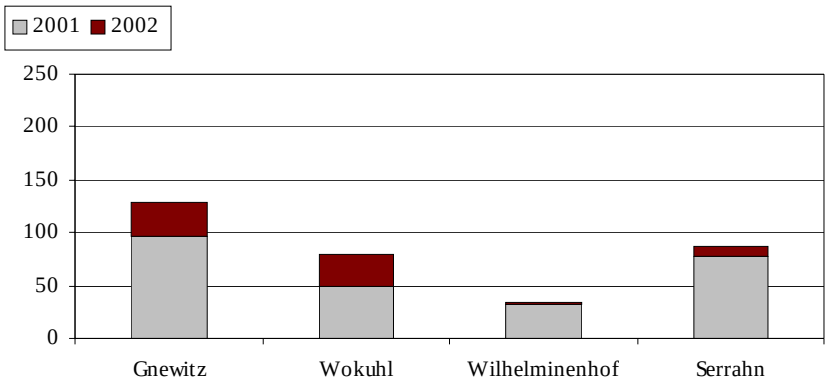


Abbildung 83: Fangergebnisse *Apodemus flavicollis*. Zusammengefasste Individuenzahlen beider Jahre für alle vier Untersuchungsflächen

Tabelle 35: Fangergebnisse *Apodemus flavicollis*. Fangzahlen pro Fangpunkt und Fläche

	KiBu(m)M1			KiBu(m)M2			Bu(m)M2			Bu(a)M1		
Fangpunkt	**2001**	**2002**	**Σ**	**2001**	**2002**	**Σ**	**2001**	**2002**	**Σ**	**2001**	**2002**	**Σ**
A1	6	3	9	5	0	5	3	0	3	0	1	1
A2	3	2	5	5	4	9	0	0	0	6	1	7
A3	2	1	3	0	0	0	0	0	0	9	2	11
A4	4	4	8	4	0	4	2	0	2	8	0	8
B1	7	1	8	1	1	2	2	0	2	5	0	5
B2	4	1	5	1	5	6	2	1	3	2	1	3
B3	5	1	6	4	3	7	3	0	3	5	0	5
B4	5	4	9	2	4	6	0	0	0	3	0	3
C1	6	1	7	0	1	1	1	0	1	3	0	3
C2	6	2	8	2	0	2	1	0	1	2	0	2
C3	7	1	8	5	3	8	0	0	0	0	0	0
C4	10	4	14	3	0	3	4	0	4	9	0	9
D1	2	1	3	7	3	10	8	0	8	18	2	20
D2	7	1	8	3	3	6	2	0	2	3	1	4
D3	11	2	13	3	1	4	5	0	5	1	0	1
D4	11	3	14	5	2	7	0	0	0	3	2	5
Σ	96	32	128	50	30	80	33	1	34	77	10	87
n	48	18		21	22		24	1		41	10	

Clethrionomys glareolus *(Rötelmaus)*



Diese auch Waldwühlmaus genannte Art der Gattung *Clethrionomys* (Rötelmäuse) ist kräftig rotbraun, auch dunkelbraun gefärbt. Die Flanken sind grau, die Unterseite meist grauweiß bis weißlich. Sie hat einen kurzen Schwanz (halbe Körperlänge), der pinselförmig endet.

Sie kommt in Hecken, Gebüschen und Wäldern mit Unterholz oder anderer Deckung vor. Sie klettert nicht gut. Als Nahrung dienen Kräuter, Rinde, Wurzeln und Insekten. Die Nester werden ober- oder unterirdisch angelegt.

Abbildung 84: *Clethrionomys glareolus* (Foto: www.bogon-naturfoto.de)

Die Art wurde insgesamt 498 mal gefangen und damit am häufigsten nachgewiesen. Beim Vergleich der Werte aller Untersuchungsflächen untereinander sind größere Differenzen als bei *Apodemus flavicollis* erkennbar. Die KiBu(m)M1 erreicht mit 237 Fängen mehr als das 5-fache der Bu(m)M2 und das 8-fache der KiBu(m)M2.

Deutlich sind auch hier die Unterschiede im Jahresvergleich. Die Fangzahlen von 2002 entsprechen 25,8 % der von 2001. Die Rate ist damit in etwa so groß wie die von *Apodemus flavicollis.*

Im Vergleich der Fangpunkte untereinander fällt auch hier einer besonders heraus.

Auf der Untersuchungsfläche Wilhelminenhof wurde bei D3 mit n = 25 die Art besonders häufig gefangen. Der Wert entspricht 46,3 % aller Fänge. Zwei Fänge auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 und ein Fang auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 konnten keinem Fangpunkt zugeordnet werden.

Tabelle 35: Fangergebnisse *Clethrionomys glareolus*. Fangzahlen pro Fangpunkt und Fläche

	KiBu(m)M1			KiBu(m)M2			Bu(m)M2			Bu(a)M1		
Fangpunkt	**2001**	**2002**	**Σ**	**2001**	**2002**	**Σ**	**2001**	**2002**	**Σ**	**2001**	**2002**	**Σ**
A1	26	4	30	0	3	3	1	0	1	2	2	4
A2	2	0	2	4	2	6	0	0	0	6	1	7
A3	2	0	2	0	0	0	0	0	0	6	0	6
A4	10	3	13	0	0	0	1	0	1	14	12	26
B1	18	5	23	0	1	1	0	1	1	19	9	28
B2	5	2	7	1	0	1	1	0	1	5	8	13
B3	1	2	3	0	0	0	0	0	0	13	2	15
B4	22	3	25	0	0	0	0	0	0	10	2	12
C1	15	1	16	1	0	1	1	0	1	7	2	9
C2	9	0	9	0	1	1	4	0	4	0	0	0
C3	8	2	10	1	1	2	4	0	4	1	0	1
C4	21	4	25	0	0	0	6	1	7	15	6	21
D1	3	1	4	1	1	2	9	0	9	20	4	24
D2	25	4	29	1	1	2	0	0	0	3	1	4
D3	10	0	10	2	0	2	25	0	25	3	2	5
D4	24	2	26	5	1	6	0	0	0	3	2	5
Σ	201	33	234	16	11	27	52	2	54	127	53	180
n	56	20		7	5		15	2		32	17	

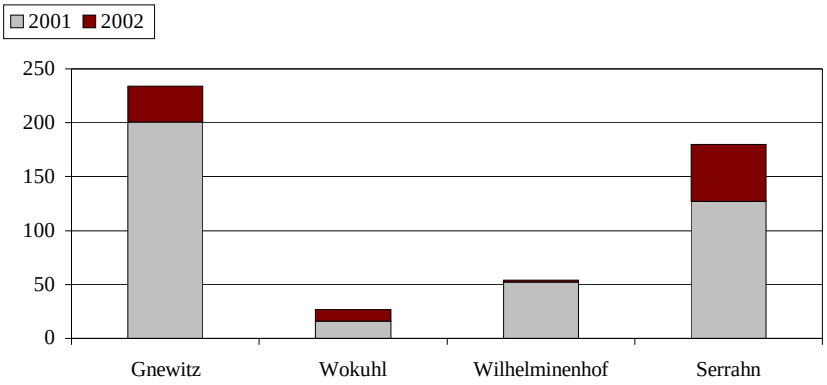


Abbildung 85: Fangergebnisse *Clethrionomys glareolus*. Zusammengefasste Individuenzahlen beider Jahre für alle vier Untersuchungsflächen

Gattung Sorex *(Spitzmäuse)*



Bei den gefangenen Vertretern dieser Gattung handelt es sich entweder um *S. araneus* (Waldspitzmaus) oder *S. minutus* (Zwergspitzmaus). Beide Arten haben eine grau- bis schwarzbraune Ober- und eine gelblich- bis bräunlichgraue Unterseite. Sie sind tag- und nachtaktiv und klettern gut in Bodennähe.

Als Nahrung bevorzugen sie Ameisen, Käfer, Spinnen und Schnecken. Die Nester werden dicht über und unter der Erdoberfläche angelegt.

Abbildung 86: *Sorex araneus* (Foto: www.natuurbeleving.be)

Alle vier Untersuchungsflächen (KiBu(m)M1, KiBu(m)M2, Bu(m)M2, Bu(a)M1) kommen prinzipiell als Habitat für die unter die Gattung *Sorex* (Rotzahnspitzmäuse) fallenden Arten Waldspitzmaus (*Sorex araneus*) und Zwergspitzmaus (*Sorex minutus*) in Frage.

Als Insektenfresser wurden die Tiere nicht vom Brotköder, sondern von den die Fallen häufig aufsuchenden Ameisen und Laufkäfern und dem Geruch angelockt. Außerdem bewegen sich die Tiere gern thigmotaktisch entlang von Strukturen und gelangen auf diesem Weg in die Fallen.

Da alle Tiere dieser Gattung sehr kleine Ohren haben, konnte sie mit der verwendeten Markierungszange nicht gekennzeichnet werden. Ein etwaiger Wiederfang konnte daher nicht als solcher erkannt werden. Deshalb entfällt hier die Angabe der Individuenzahl.

Spitzmäuse wurden insgesamt 49 mal gefangen. Auch hier sticht die Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 mit 32 Fängen hervor. Auf den anderen Flächen waren die Fanzahlen annähernd gleich. Der Vergleich der beiden Jahre fällt hier genau umgekehrt zu den Fangzahlen von *Apodemus flavicollis* und *Clethrionomys glareolus* aus. Die 43 Fänge des Jahres 2002 entsprachen über 700 % des Vorjahres. Besondere Häufungen auf einem Punkt gab es nicht. Zehn Fänge auf der Fläche KiBu(m)M1 konnten keinem Fangpunkt zugeordnet werden.

Trotz der kurzen Kontrollabstände von vier Stunden war die Mortalitätsrate mit zehn Individuen (23 %) im Vergleich zu vier *Apodemus flavicollis* (1,2 %) und 14 *Clethrionomys glareolus* (2,8 %) sehr hoch.

Tabelle 37: Fangergebnisse *Sorex spec.* Fangzahlen pro Fangpunkt und Fläche

	KiBu(m)M1			KiBu(m)M2			Bu(m)M2			Bu(a)M1		
Fangpunkt	2001	2002	Σ	2001	2002	Σ	2001	2002	Σ	2001	2002	Σ
A1	1	1	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0
A2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
A3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
A4	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	2
B1	0	5	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
B2	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1
B3	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
B4	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1
C1	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C3	0	1	1	0	0	0	1	1	2	0	0	0
C4	0	2	2	0	0	0	0	1	1	1	0	1
D1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
D2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
D3	1	1	2	0	0	0	0	1	1	0	1	1
D4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Σ	2	20	22	1	5	6	1	4	5	2	4	6

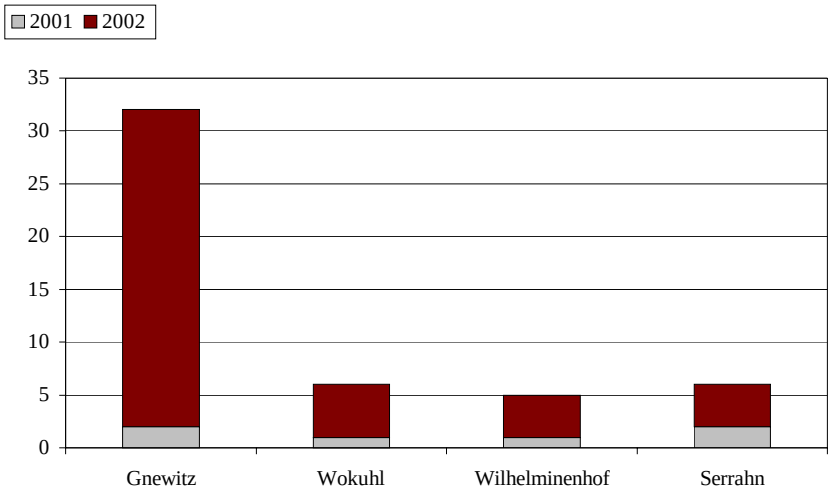


Abbildung 87: Fangergebnisse *Sorex spec.* Zusammengefasste Individuenzahlen beider Jahre für alle vier Untersuchungsflächen

Als ein Beispiel für die Betrachtung speziellerer Fragestellungen werden im folgenden die Fänge im Verlauf des gesamten Fangzeitraums je Monat dargestellt. Die Abbildungen ermöglichen einen guten Überblick über die Populationsdynamik der einzelnen Arten.

Zusammenfassende Bewertung

Prinzipiell stützen die Ergebnisse von 2002 die im letzten Zwischenbericht getroffene Aussagen, dass sich sowohl auf der relativ naturfernen, bewirtschafteten mit 8jährigen Buchen im Unterstand und mit 51jährigen Kiefern bestockten, eingezäunten Fläche (KiBu(m)M1) als auch in dem langjährig unbewirtschafteten, naturnahen Buchenbestand in Serrahn (Bu(a)M1) eine ähnliche Produktivität findet. Die insgesamt höhere Artenzahl und Dominanz von *Clethrionomys glareolus* auf KiBu(m)M1 lassen sich mit der lichten Bestandsstruktur und der z. T. daraus resultierenden, reichen Kraut- und Strauchvegetation (vergraster Kiefernbestand, neben Buche auch Eberesche im Unterstand) erklären. Im selben Jahr war aber die Dominanz der eher samenfressenden Gelbhalsmäuse in Serrahn (Bu(a)M1) deutlich geringer.

Im Gegensatz dazu haben sich im durch die 40jährige Buche im Unterstand dunkleren Kiefernbestand auf KiBu(m)M2 und dem bewirtschafteten Buchenwald mittleren Alters mit Hallencharakter auf Bu(m)M2 weniger Arten und Individuen fangen lassen. Der Grund liegt sicher in der in beiden Beständen weitestgehend fehlenden Bodenvegetation, so dass hier nur die Samen und tierische Nahrung bevorzugende Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) prinzipiell höhere Individuenzahlen erreichen kann. In Wilhelminenhof war die Produktivität 2002 jedoch um ein vielfaches geringer als im Vorjahr.

3.3.2.3.2 Räumliche Verteilung der Kleinsäugerfänge

Bei der Untersuchung der Habitatnutzung von *Apodemus flavicollis, Clethrionomys glareolus* und *Sorex. spec.* wurden die Fangzahlen der Kleinsäuger mit der Vegetationsstrukturkartierung in Beziehung gesetzt. Um die Abundanzen auf den einzelnen Untersuchungsflächen visuell zu vermitteln, wurden zwei Varianten gewählt. Zum einen wurden die Fangzahlen der Kleinsäuger durch Diagramme auf den jeweiligen Fangpunkten dargestellt. Da sie ohne Einheiten abgebildet werden, ist eine

Säule als Vergleichswert angefügt. Zum anderen wurde die *kernel*-Methode nach WORTON (1989, siehe Kap. 2.5.3.2.2 auf S. 26*ff*) verwendet, um Aufenthaltswahrscheinlichkeiten darzustellen und ein geschlossenes Bild zu vermitteln (Abbildung 88). Allen Berechnungen und Analysen liegen die Fangzahlen beider Jahre als Summe zu Grunde.

Zur besseren Lesbarkeit der Abbildungen zur Abundanz nach der *kernel*-Methode sind die Vegetationsstrukturelemente blassgrau eingefärbt. Für die Darstellung wurden einheitlich die verholzten Elemente gewählt, da sie die Untersuchungsflächen am besten charakterisieren. Je dunkler der Grün-Ton, desto höher die Individuenzahl der jeweiligen Art. Die Abstufung erfolgt in 25 %, 50 %, 75 % und 100 %-Schritten und entspricht quasi der räumlichen Darstellung von Quartilen der Punktdichten. Es werden keine Abundanzen dargestellt, sondern Dichtebereiche in Bezug auf die jeweils vorhandenen Fangzahlen, deshalb sind die Grafiken im Hinblick auf die Individuendichte untereinander nicht direkt vergleichbar. Sie können so interpretiert werden, dass die jeweils für eine Art mehr oder weniger bedeutsamen Bereiche auf der Fläche herausgehoben werden.

Eine Übersicht über alle Arten(-gruppen) bieten die Karten 9-12 (Abbildung 89 bis Abbildung 92). Die Ergebnisse werden sortiert nach Untersuchungsflächen dargestellt.

Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 (Karte 9)

Die Verteilung von *Apodemus flavicollis* (n = 128) auf der Fläche ist ziemlich gleichmäßig. Es zeigen sich leichte Schwerpunktbereiche im südöstlichen Teil. Sie ist an jedem Fangpunkt mehrfach gefangen worden.

Ähnlich ist die Verteilung von *Clethrionomys glareolus* (n = 234). Auch sie hat Schwerpunktbereiche im südöstlichen Teil, aber auch im nordwestlichen. Ähnlichkeiten zeigen sich auch bei den Fangpunkten A2 und A3 sowie D1. Hier sind beide Arten schwach vertreten.

Auch *Sorex spec.* (n = 22) meidet die o.g. Fangpunkte. Die Aussagekraft ist mit (n = 22) begrenzt. Auch sie hat einen Schwerpunktbereich im nordöstlichen Teil.

Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 (Karte 10)

Auf dieser Untersuchungsfläche ist *Apodemus flavicollis* (n = 80) ebenfalls relativ gleichmäßig verteilt. Lediglich der Fangpunkt A3 wird gemieden.

Clethrionomys glareolus hat mit n = 27 auf dieser Fläche ihre geringste Häufigkeit.

Die Verteilung ist ungleichmäßig. Der gesamte südwestliche Teil wird gemieden.

Die Aussagekraft der Fänge von *Sorex spec.* ist mit n = 6 sehr gering. Zur Vollständigkeit wird sie aber hier dargestellt. Die dunklen Bereiche entsprechen zwei Fängen, die helleren einem Fang. Wie *Apodemus flavicollis* und *Clethrionomys glareolus* hat sie Schwerpunkte im Bereich A1 und A2.

Untersuchungsfläche Bu(m)M2 (Karte 11)

Die Verteilung von *Apodemus flavicollis* ist unregelmäßig. Mit n = 34 wurde sie hier am seltensten gefangen. Ein Schwerpunkt liegt im nordöstlichen Bereich bei D4, dem einzigen Fangpunkt, der in einer größeren Kronenlücke liegt. An fünf Punkten wurde sie nicht gefangen.

Die Fänge von *Clethrionomys glareolus* (n = 54) sind unregelmäßig und konzentrieren sich auf einen Bereich. Auffällig ist, dass sie wie *Apodemus flavicollis* bei den

Fangpunkten D1 und D3 Schwerpunkte besitzt. Sowohl die Kronenlücke als auch der Bereich mit dickerem Totholz wurde aufgesucht. Trotz der höheren Gesamtzahl als bei *Apodemus flavicollis* ist ihr Aktionsraum wesentlich geringer.

Die Nachweise von *Sorex spec.* haben auf dieser Fläche mit n = 5 ihr Minimum. Sie konzentrieren sich in etwa auf den Bereich von *Clethrionomys glareolus.* Von ihnen wird der Fangpunkt C3 im Bereich des größten Totholzvorkommens bevorzugt.

Untersuchungsfläche Bu(a)M1 (Karte 12)

Die Verteilung von *Apodemus flavicollis* (n = 87) ist auch auf dieser Untersuchungsfläche unregelmäßig. Schwerpunktbereiche liegen im Nordosten und im Südwesten, in denen auch Naturverjüngung stockt. An einigen Fangpunkten wurde sie gar nicht gefangen. Die Kronenlücke wird weder verstärkt aufgesucht, noch wird sie gemieden. Besondere Häufungen in der Nähe von Totholz gibt es nicht.

Clethrionomys glareolus ist auf der ganzen Fläche vertreten. Hier scheint die Kronenlücke verstärkt aufgesucht worden zu sein. Die Schwerpunkte liegen alle in der Nähe größerer Totholzansammlungen. Jedoch zeigt der Fangpunkt A1, mitten im Totholz, eine sehr geringe Frequentierung. Auch der Punkt D1 mit der maximalen Dichte von *Apodemus flavicollis* wurde von *Clethrionomys glareolus* oft aufgesucht.

Auf dieser Fläche sind die Nachweise von *Sorex spec.* mit n = 6 ebenfalls sehr gering. Sie zeigt eine Häufung beim Punkt A4, der jedoch nur zwei Fänge im Gegensatz zu je einem auf den anderen Punkten entspricht.

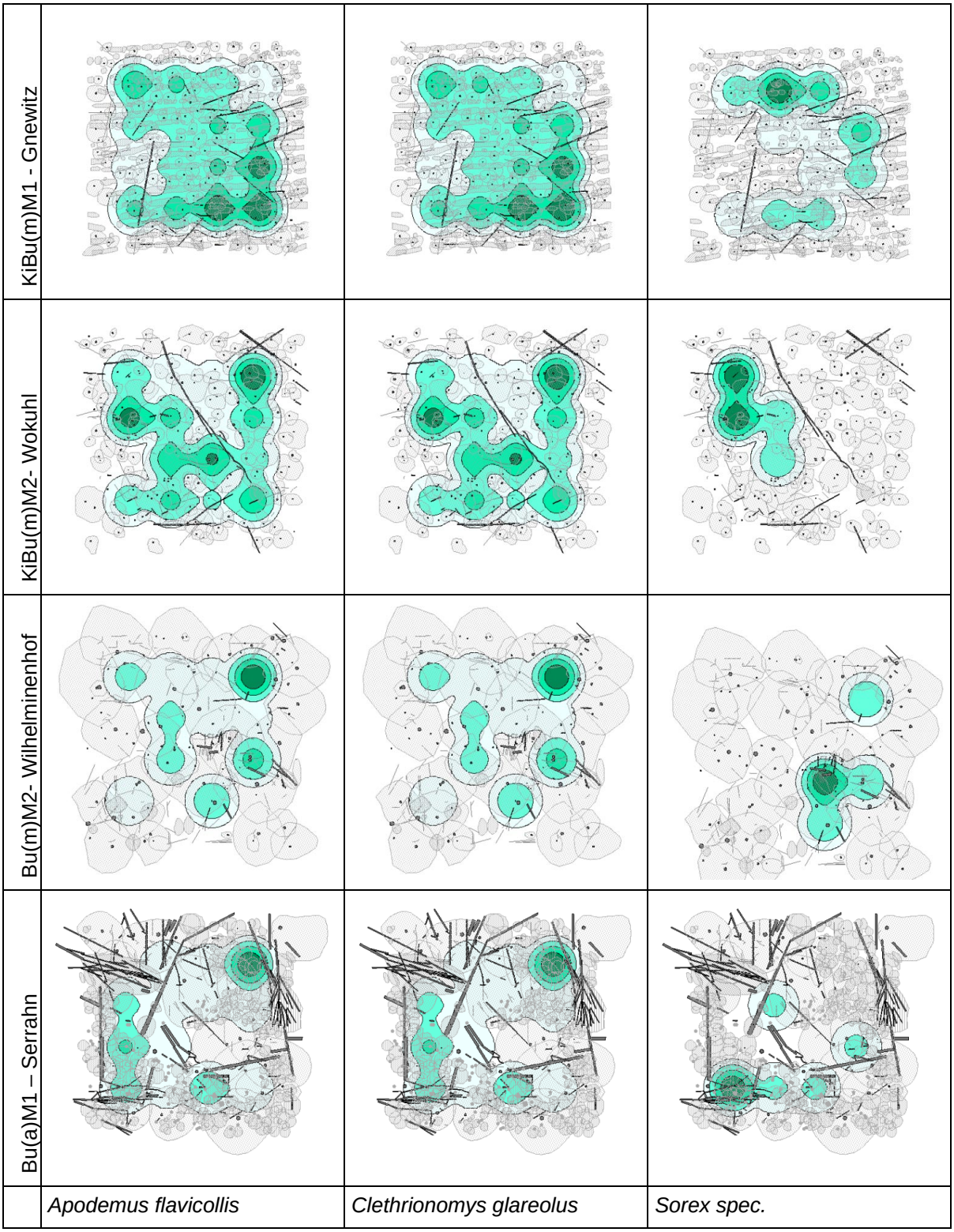


Abbildung 88: Antreffwahrscheinlichkeiten auf den Untersuchungsflächen. Ergebnisse der *kernel*-Berechnungen. Abstufung in 25 %, 50 %, 75 % und 100 %-Schritten bezogen auf die jeweiligen Fanghäufigkeiten an den einzelnen Fallenstationen.

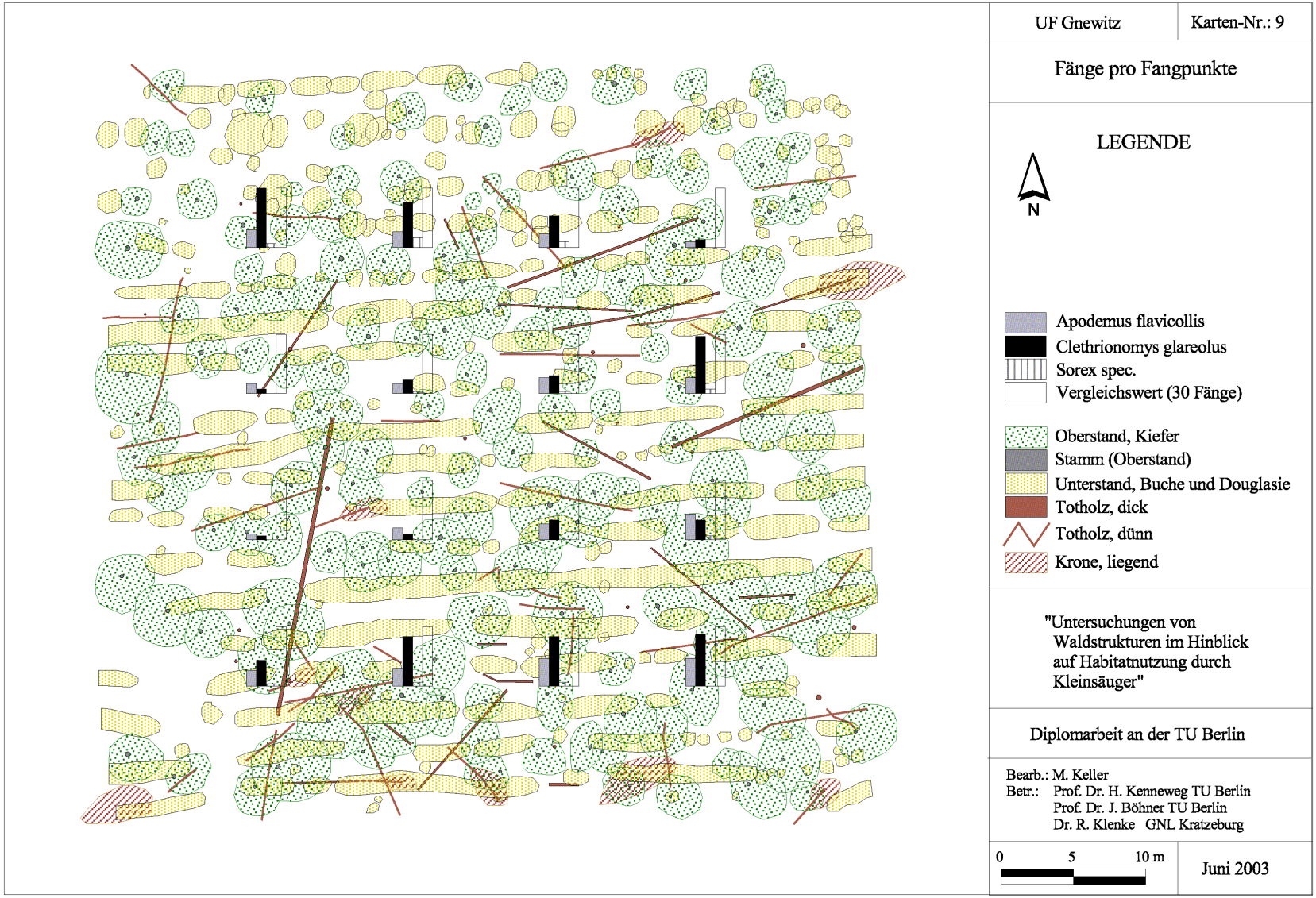


Abbildung 89: Räumliche Verteilung der Kleinsäugerfänge auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 – Gnewitz

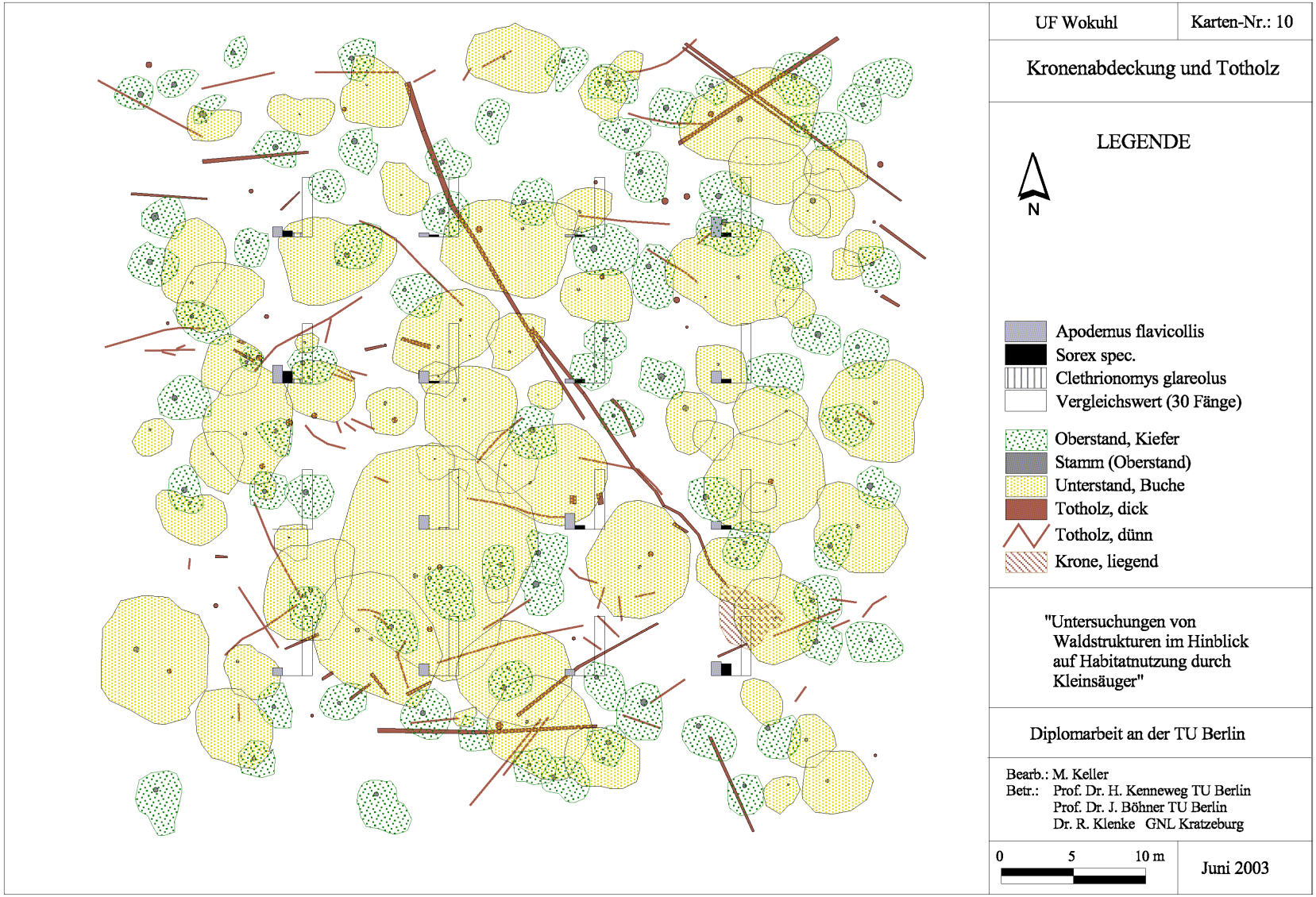


Abbildung 90: Räumliche Verteilung der Kleinsäugerfänge auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 – Wokuhl

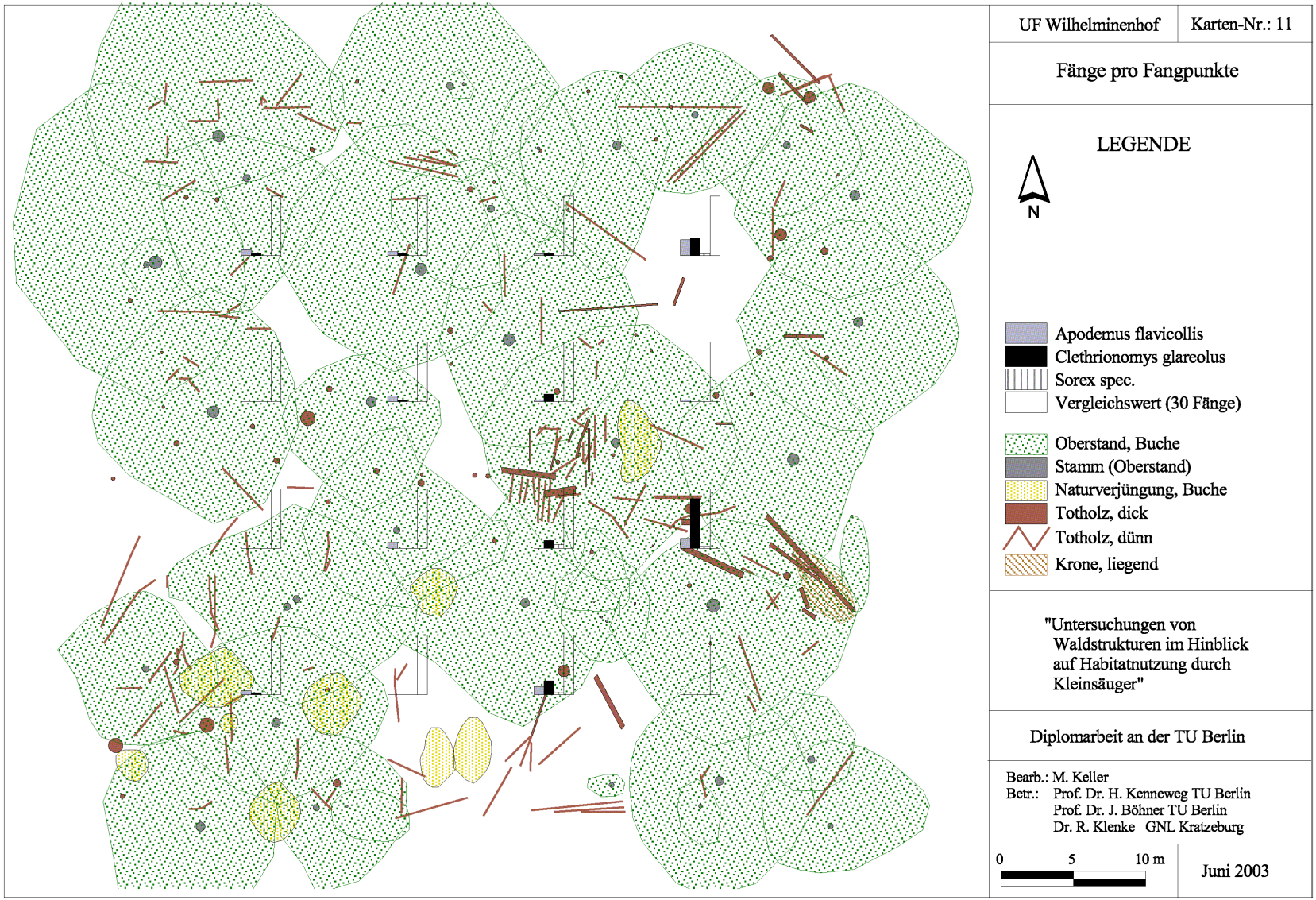


Abbildung 91: Räumliche Verteilung der Kleinsäugerfänge auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

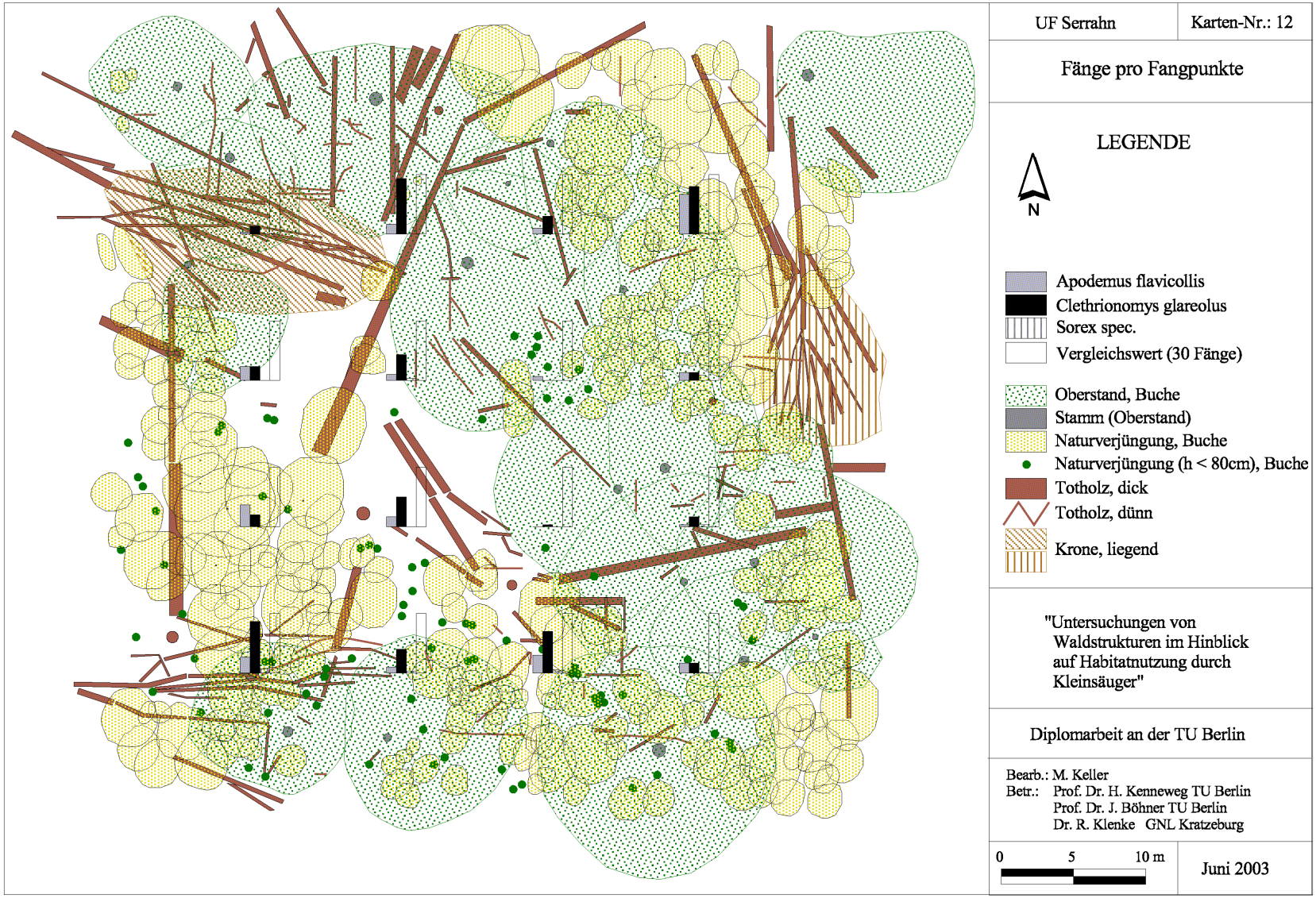


Abbildung 92: Räumliche Verteilung der Kleinsäugerfänge auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 – Serrahn

3.3.2.3.3 Kleinsäugerrelevante Strukturmerkmale

Um die Abhängigkeit der Fangzahlen von der umgebenden Vegetation auch rechnerisch zu untersuchen, wurden um die Fangpunkte Puffer generiert und diese dann mit den einzelnen Vegetationsstrukturelementen verschnitten. Abbildung 6 auf S. 8*ff* zeigt dies beispielhaft für die verholzten Vegetations- und Strukturelemente der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz.

Die so ermittelten Werte wurden mit der Anzahl der Fänge auf den einzelnen Fangpunkten auf einen möglichen Zusammenhang (Korrelation) hin untersucht. Im Folgenden werden die Ergebnisse vorgestellt, bei denen eine Korrelation (Korrelationskoeffizient[7] $r > 0,5$ bzw. $r < -0,5$ bei $p < 0,05$) vorliegt. Die Werte der ermittelten Anteile der Vegetations- und Strukturelemente sowie aller errechneten Korrelationskoeffizienten sind dem Anhang (Tab. 7-14) zu entnehmen.

Untersuchungsfläche KiBu(m)M1

Bei *Apodemus flavicollis* wurde ein stärkerer Zusammenhang ($r = 0,64$) mit dem stehenden Totholz ermittelt. Das ist etwas überraschend, da diese Kategorie innerhalb der Puffer nur fünf Mal vorkommt. Es handelt sich um Kiefern des Oberstandes, die mäßig zersetzt sind. Ein weiterer Zusammenhang konnte mit der Verteilung von *Apodemus flavicollis* und *Clethrionomys glareolus* ($r = 0,64$) aufgezeigt werden. Der Eindruck, den die entsprechende Darstellung (Abbildung 88) vermittelt, wurde damit auch statistisch untermauert. Die Verteilung und Häufigkeit von *Clethrionomys glareolus* ist mit $r = 0,57$ auch mit der von *Sorex spec.* korreliert. Auch das überrascht nach dem Vergleich der entsprechenden Karten in Abbildung 88 nicht. Eine negative Korrelation mit $r = -0,55$ von *Sorex spec.* wurde mit der Kronenfläche des Oberstandes festgestellt.

Untersuchungsfläche KiBu(m)M2

Für *Apodemus flavicollis* ist mit der verwendeten Methode kein Zusammenhang zur Vegetation und den Bestandsstrukturen zu ermitteln. Es zeigt sich lediglich eine schwache Korrelation mit *Clethrionomys glareolus* ($r = 0,51$). Diese wiederum hat mit dem stehenden Totholz über 30 cm Höhe ($r = 0,55$) und der liegenden Krone ($r = 0,60$) eine Verbindung. Trotz Fanghäufungen beider Arten und *Sorex spec.* auf dem Punkt A2 ließ sich dafür rechnerisch kein Zusammenhang ermitteln. *Sorex spec.* zeigt mit $r = 0,78$ eine starke Korrelation mit dem stehenden Totholz über 30 cm.

Untersuchungsfläche Bu(m)M2

Wie auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl konnte auch auf dieser Fläche kein Zusammenhang von *Apodemus flavicollis* zur Vegetationsstruktur ermittelt werden. Ein Zusammenhang mit dem Vorkommen von *Clethrionomys glareolus* ist mit $r = 0,60$ deutlich. Diese Art zeigt auch enge Zusammenhänge mit dem dicken ($r = 0,70$) und dem dünnen ($r = 0,56$) Totholz. Der visuelle Eindruck von Abb. 32 wird damit bestätigt. Eine starke Korrelation (0,87) des dicken Totholzes besteht auch mit *Sorex spec.*, was bei der Betrachtung der entsprechenden Antreffwahrscheinlichkeiten in Abbildung 88 auch nicht überrascht.

[7] PEARSONs Produkt-Moment-Korrelation

Untersuchungsfläche Bu(a)M1

Wie bereits die Antreffwahrscheinlichkeiten in Abbildung 88 vermuten lassen, ist ein Zusammenhang von *Apodemus flavicollis* und Naturverjüngung (r = 0,64) feststellbar. Auch hier korreliert die Art schwach mit *Clethrionomys glareolus* (r = 0,56). Diese hat, wie bereits auf anderen Untersuchungsflächen errechnet, einen Schwerpunkt im Bereich des dicken Totholzes (r = 0,54). Für *Sorex spec.* ließen sich rechnerisch keine Zusammenhänge zur umgebenden Vegetation ermitteln.

Tabelle 37: Ergebnisse Korrelationsanalyse. Anteile der Vegetations- und Strukturelemente mit Fangzahlen (r> 0,5 bzw. r< -0,5 bei p< 0,05)

	KiBu(m)M1			KiBu(m)M2			Bu(m)M2			Bu(a)M1		
	A.f.	C.g.	S.s.	A.f.	C.g.	S.s.	A.f.	C.g.	S.s.	A.f.	C.g.	S.s.
1	-	-	-0,55	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,64	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	0,64	-	-	-	0,55	0,78	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	0,70	0,87	-	0,54	-
9	-	-	-	-	-	-	-	0,56	-	-	-	-
10	-	-	-	-	0,60	-	-	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A.f.	-	0,64	-	-	0,51	-	-	0,60	-	-	0,56	-
C.g.	0,64	-	0,57	0,51	-	-	0,60	-	0,56	0,56	-	-
S.s.	-	0,57	-	-	-	-	-	0,56	-	-	-	-

[1] Krone
[2] Stamm
[3] Stammfuß
[4] Kleinbäume/Sträucher (h> 80cm)
[5] Kleinbäume/Sträucher (h< 80cm)
[6] Totholz, stehend (h> 30cm)
[7] Totholz, stehend (h< 30cm)
[8] Totholz, dick (d> 10cm)
[9] Totholz, dünn (d 5-10cm)
[10] Krone, liegend
[11] Moose
[12] Gräser
[13] Pflanzen d. Krautschicht
[14] Steine
[15] Sonstige

A.f. *Apodemus flavicollis*
C.g. *Clethrionomys glareolus*
S.s. *Sorex* spec.

Zusammenfassend lässt sich eine Häufung von positiven Korrelationen im Bereich des Totholzes und der Arten untereinander feststellen (Tabelle 37).

3.3.2.3.4 Bestandsdynamik

Kleinsäuger sind bekannt für ihre ausgesprochen starke Populationsdynamik, die das Resultat einer Anpassung an sich schnell verändernde Umweltbedingungen (i.d.R. die Verfügbarkeit von Nahrung) ist. Die Synchronisation durch die Jahresphänologie und Umwelteinflüsse führt zu einer Diskretisierung (schubweises Populationswachstum) und die entwicklungsbedingte zeitliche Verzögerung (Dauer der Trächtigkeit, Individualentwicklung, Zeit bis zur Geschlechtsreife) zu einem Zeitversatz der Bestandspeaks gegenüber den auslösenden Ereignissen. Beide bedingen eine gewisse Eigendynamik, Verstärkung oder Dämpfung mit dichtebedingten Rückkopplungseffekten des Populationswachstums. Diese Phänomene können bei der Arbeit mit Kleinsäugern nicht außer acht gelassen werden, können sie doch ursächlich

für Schadwirkungen in Forsten verantwortlich gemacht werden. Ein Ziel der Untersuchungen an den Kleinsäugern war deshalb, die Populationsentwicklung auf den unterschiedlichen Umbaustufen zu verfolgen. Die nachstehenden Ergebnisse vermitteln einen Eindruck über Produktivität und Nutzbarkeit der Standorte für die drei Arten Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*), Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*) und Waldspitzmaus (*Sorex araneus*). Während die beiden erstgenannten vor allem über die Produktivität der Vegetation reguliert werden, liefern Spitzmäuse entsprechende Informationen über die Verfügbarkeit animalischer Nahrung (insbesondere Arthropoden). Eine ebenso wichtiger Einflussfaktor wie die Nahrung ist aber auch das Klima, welches wesentlich die Überlebensrate aller drei Arten beeinflusst.

Problematisch für die Thematik war der späte Projektbeginn im Jahr 2000 sowie die teilweise damit im Zusammenhang stehende späte Festlegung der Untersuchungsflächen (s. Kap. 2.4, S. 7*ff*). Dadurch ging ein wertvolles Jahr verloren, dessen Ergebnisse wesentliche Auskünfte über die Dynamik hätten liefern können.

Die beiden verbleibenden Untersuchungsjahre fielen in eine Periode der abfallenden Populationsentwicklung. Durch die geringen Kleinsäugerdichten wurde es schwer, gute Schätzergebnisse zu erlangen, da diese ein Mindestmaß an gefangenen und wiedergefangenen Individuen voraussetzen. Hier öffnet sich die Schere zwischen dem vertretbaren logistischen und personellen Aufwand für die Bearbeitung mehrerer Flächen und der notwendigen Flächengröße bzw. Fallenzahl, um genügend Individuen zu fangen, d.h. eine ausreichende Stichprobengröße auch bei geringen Dichten zu sichern. Wünschenswert für diese Fragestellung sind in jedem Fall Langzeituntersuchungen mit einem Zeithorizont von mindestens zehn Jahren. Dennoch erlauben die Ergebnisse interessante Einblicke.

Die Fänge wurden mit zwei verschiedenen Methoden ausgewertet. Zum einen wurde die Anzahl der mindestens lebenden Tiere zu einem bestimmten Zeitpunkt berechnet (*minimum number of animals known to be alive* - MNA). Diese ergibt sich aus der Kenntnis der Fanggeschichte einzelner Tiere. Ein Tier, das zum Zeitpunkt x gefangen und markiert wurde, zum Zeitpunkt x+1 in der Fang-Stichprobe fehlte, jedoch später bei x+2 noch einmal gefangen wurde, muss zu x+1 gelebt haben. Diese Berechnung liefert nur Informationen über die mindestens lebende Anzahl von Tieren, nicht über die genaue Anzahl, die durchaus höher liegen kann, weil einige Tiere zwar noch auf der Fläche leben, aber nicht mehr in die Falle gegangen sind. Außerdem gibt sie keine Informationen über die Güte des Ergebnisses (Breite des Konfidenzintervalls, Standardabweichung).

Zum zweiten wurde die Populationsgröße mit Hilfe statistischer Methoden berechnet, die aus der Kenntnis der Anteile markierter und unmarkierter Tiere zu verschiedenen aufeinanderfolgenden Fangereignissen eine Schätzung der Populationsgröße mit Fehlerangaben erlauben. Letztere setzt allerdings eine gewisse Stichprobengröße voraus. Diese Methoden basieren auf dem Grundansatz von JOLLY (1965; s.a. BURNHAM 1988, KLENKE 1991).

Berechnungen der minimum number of animals known to be alive – MNA

Die bisherigen Ergebnisse zeigen eindrucksvoll, wie stark sich die Unterschiede in der Produktivität der Strati Baum-, Strauch und Krautschicht auf die Populationsentwicklung und damit Produktivität der Kleinsäugerpopulationen auswirken. Während im vorangegangenen Kapitel aufgezeigt werden konnte, wie attraktiv insbesondere in strukturarmen Beständen verbleibende Totholzreste für die wenigen dort lebenden Kleinsäuger sind, soll hier gezeigt werden, welche Rolle die

Produktivität speziell der Kraut- und Strauchschicht bei der Populationsentwicklung der Kleinsäuger spielt. Beide werden über den Faktor Licht gesteuert, reagieren aber unterschiedlich schnell. Auch die Baumschicht kann über die Fruktifikation einen starken Einfluss haben, die temporär zur massiven Erhöhung des Nahrungsangebotes beitragen kann. Bedeutsam erscheint deshalb hier die vertikale und horizontale Strukturierung des Bestandes, vor allem im Hinblick auf die möglichen Schadwirkungen durch Kleinsäuger. Die Dynamik der Populationsentwicklung wird in den Abbildung 93 bis Abbildung 96 dargestellt. Die beiden individuenreichsten und damit produktivsten Flächen sind die Anfangs- und Endstadien des Raumkonzepts, die mittelalte, gezäunte Kiefernfläche KiBu(m)M1 bei Gnewitz, welche insgesamt homogen und im Unterstand mit jungen Buchen bestockt ist sowie starke Vergrasungserscheinungen aufweist und die mehr als 180 Jahre alte Buchenfläche Bu(a)M1 im Zentrum der Kernzone in Serrahn. Diese Fläche ist sowohl horizontal als auch vertikal vielfältig strukturiert (vgl. Kap. 3.3.2.1 auf S. 103*ff*). In beiden Fällen werden im August bzw. Juni 2001 bei Rötel- und Gelbhalsmaus Individuenzahlen von mindestens 22 bzw. 25 sowie 24 bzw. 16 Tieren pro Untersuchungsfläche gezählt, das entspricht 88 Gelbhalsmäusen pro Hektar und 100 Rötelmäusen pro Hektar in Gnewitz (KiBu(m)M1) sowie 96 Gelbhalsmäusen pro Hektar und 64 Rötelmäusen pro Hektar in Serrahn (Bu(a)M1). Die Flächen KiBu(m)M2 – Wokuhl und Bu(m)M2 - Wilhelminenhof erreichen bei der Gelbhalsmaus ihre höchsten Individuenzahlen erst im September (KiBu(m)M2 - Wokuhl) bzw. im August 2001 (Bu(m)M2 - Wilhelminenhof). Bei der Rötelmaus ist ein deutlicher zeitlicher Versatz der Spitzen zu erkennen. Während in Wokuhl die höchste Individuendichte erst im Oktober erreicht wird, liegt die Spitze der Populationsentwicklung auf der Untersuchungsfläche in Wilhelminenhof schon im Juni 2001, der ein kontinuierlicher Abfall folgt. In beiden Untersuchungsflächen liegen die höchsten Individuenzahlen in etwa um die Hälfte niedriger als in Gnewitz und Serrahn (KiBu(m)M1 - Wokuhl: zwölf Gelbhalsmäuse, sechs Rötelmäuse, das entspricht 48 Gelbhals- bzw. 24 Rötelmäuse pro Hektar; Bu(m)M2 - Wilhelminenhof: zehn Gelbhalsmäuse, neun Rötelmäuse, das entspricht 40 Gelbhals- bzw. 36 Rötelmäuse pro Hektar).

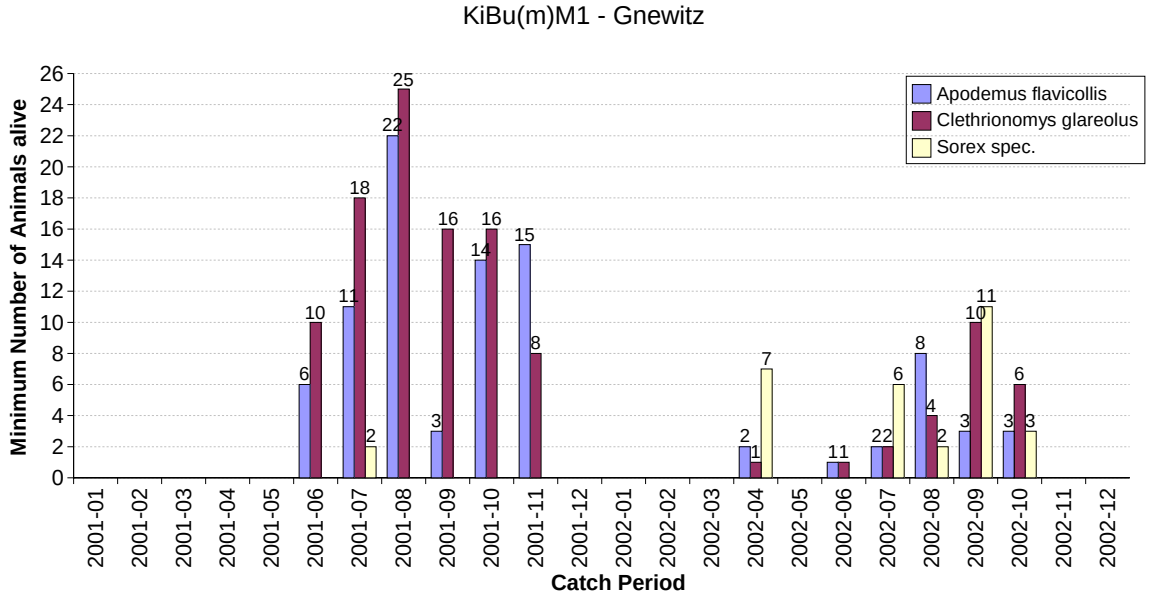


Abbildung 93: Entwicklung des Kleinsäugerbestandes auf der Fläche KiBu(m)M1 nach der MNA-Methode (Anzahl der Tiere, die nachweislich am Leben sein müssen).

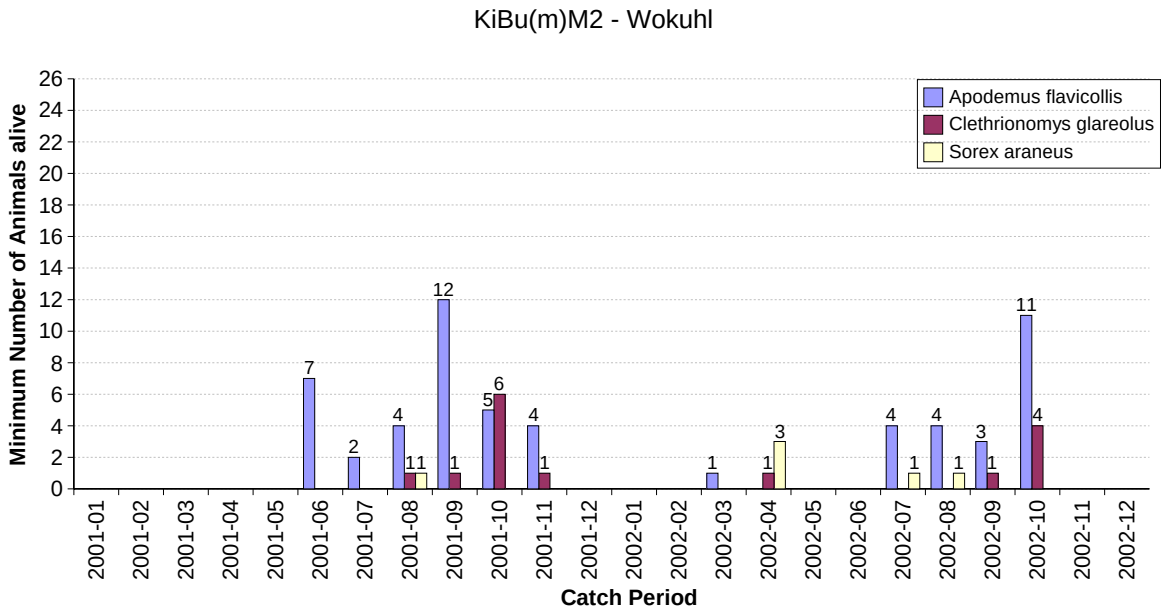


Abbildung 94: Entwicklung des Kleinsäugerbestandes auf der Fläche KiBu(m)M2 nach der MNA-Methode (Anzahl der Tiere, die nachweislich am Leben sein müssen).

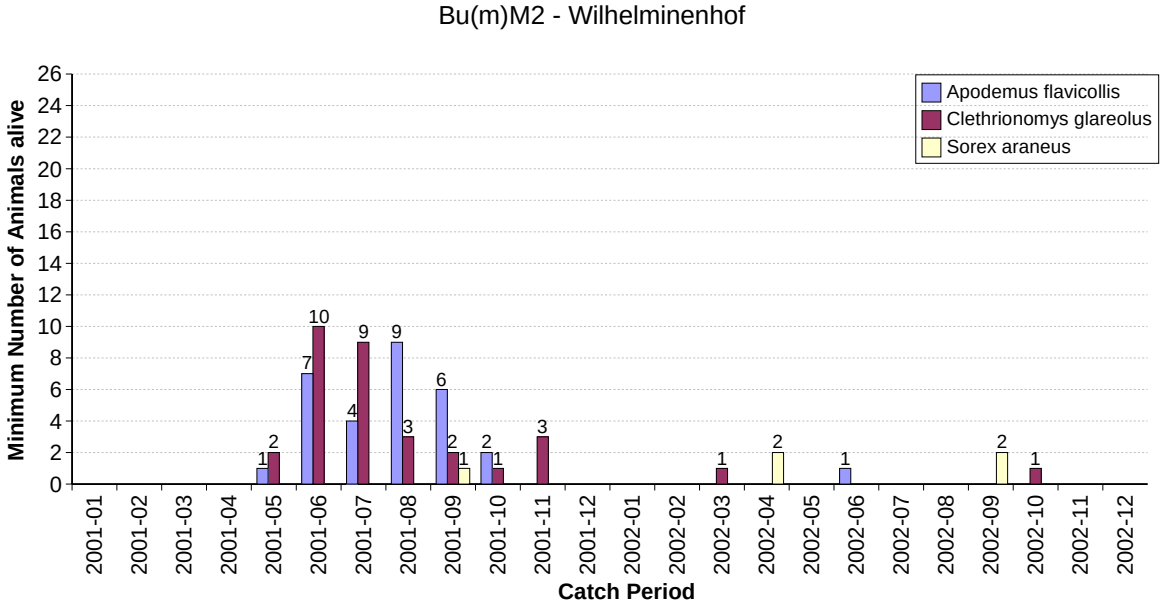


Abbildung 95: Entwicklung des Kleinsäugerbestandes auf der Fläche Bu(m)M2 nach der MNA-Methode (Anzahl der Tiere, die nachweislich am Leben sein müssen).

Spitzmäuse fingen sich im Jahr 2001 auf allen vier Flächen frühestens ab Juli und nur in ein bis max. zwei Exemplaren pro Monat.

Im darauffolgenden Jahr sanken die Individuenzahlen der beiden Mäusearten auf allen Flächen (mit Ausnahme von KiBu(m)M2 - Wokuhl) stark und im Fall von Bu(m)M2 - Wilhelminenhof sogar drastisch ab. Auf der letztgenannten Fläche wurde nur noch eine Gelbhalsmaus und zwei Rötelmäuse gefangen (je eine im März bzw. Oktober).

Die Spitzenwerte der Gelbhalsmäuse lagen auf KiBu(m)M1 - Gnewitz bei acht Individuen, auf KiBu(m)M2 - Wokuhl bei elf Individuen und Bu(a)M1 – Serrahn bei sechs Individuen pro Untersuchungsfläche (das entspricht 32, 44 bzw. 24 Tieren/ha).

Bei den Rötelmäusen wurden auf KiBu(m)M1 - Gnewitz zehn Individuen, auf KiBu(m)M2 - Wokuhl vier Individuen und auf Bu(a)M1 - Serrahn sieben Individuen pro Untersuchungsfläche als Höchstwerte im Jahresverlauf berechnet (das entspricht mindestens 40, 12 bzw. 28 Tieren/ha).

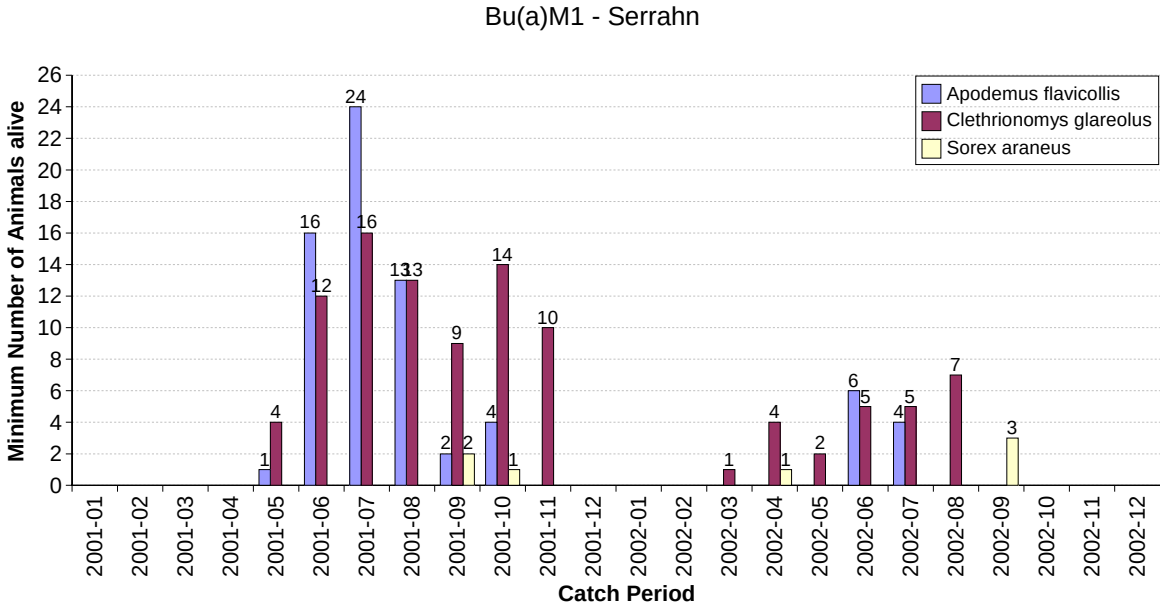


Abbildung 96: Entwicklung des Kleinsäugerbestandes auf der Fläche Bu(a)M1 nach der MNA-Methode (Anzahl der Tiere, die nachweislich am Leben sein müssen).

Ganz im Gegensatz dazu verlief die Populationsentwicklung der Spitzmäuse, die ausnahmslos auf allen Flächen z.T. deutlich höhere Individuenzahlen erreichten als im Vorjahr. In Gnewitz (KiBu(m)M1) wurden mit elf Spitzmäusen im September sogar mehr Individuen gefangen als von jeder der beiden Mäusearten.

Schätzung der Populationsgröße nach JOLLY (1965)

Zählungen der gefangenen Tiere, auch unter Einbeziehung zwischenzeitlich nicht oder gar nicht wiedergefangener Individuen, vermitteln nur ein unzureichendes Bild der wirklichen Individuendichten auf den Flächen. Statistische Verfahren, die speziell für die Auswertung von Fang-Markierungs-Wiederfang-Daten entwickelt wurden, können unter günstigen Umständen präzise Schätzungen liefern. Die Güte des Schätzergebnisses kann anhand des gelieferten Schätzfehlers beurteilt werden. Mittlerweile stehen eine Reihe von Modellen zur Verfügung, die auch speziellen Anforderungen der untersuchten Organismen und Versuchsbedingungen genügen. Für jedes Modell müssen bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein, damit ein adäquates Schätzergebnis geliefert werden kann.

Die drei Hauptvoraussetzungen der sog. JOLLY-SEBER Methode sind:

- kein Verlust von Markierungen und korrekte Identifikation derselben
- Homogenität der Fangwahrscheinlichkeiten für alle lebenden Tiere vor der Fangaktion *i*
- Homogenität der Überlebensrate für alle Tiere in der Population bis nach der Fangaktion *i*

Zu diesem Thema findet sich mehr Information bei POLLOCK *et al* (1990). Nicht jede Verletzung einer Voraussetzung führt in der Praxis zu schweren Schätzfehlern und nicht immer ist es angebracht, ein möglichst kompliziertes Modell zu wählen, um den Verhältnissen in der Realität möglichst nahe zu kommen.

Hauptproblem im gegebenen Fall ist die Größe des Fangquadrates auf den Untersuchungsflächen. Ein zu hohes Maß an Immigration und Emigration durch hochmobile Tiere kann eine Ursache für fehlerhafte Schätzergebnisse sein (BRUSSARD & EHRLICH 1970, zit. in ARNASON et al. 1998).

Im gegebenen Fall kamen, wie in Kap. 2.5.3.2.2 auf S. 26 beschrieben, zwei Modelle zum Einsatz. Für das sog. *full* JOLLY-SEBER-Modell mit erlaubter Immigration/Geburt und Emigration/Tod gelten vor allem folgende Voraussetzungen:

- Gleiche Überlebensrate: alle Tiere haben die gleiche Wahrscheinlichkeit vom Zeitpunkt x zum Zeitpunkt x+1 zu überleben. Das Überleben sollte weder vom Alter eines Tieres, seinem Geschlecht, der Markierung, seiner Fanggeschichte oder anderen derartigen Attributen abhängen.
- Gleiche Fangwahrscheinlichkeit: Alle Tiere die zum Zeitpunkt x leben haben die gleiche Wahrscheinlichkeit gefangen zu werden. Auch hier muss der Fang von Attributen, wie sie eben genannt wurden, unabhängig sein.
- Kein Verlust der Markierung: Tiere dürfen weder ihre Markierung (z.B. Ringe) verlieren noch darf die Markierung unlesbar werden (s. a. KLENKE 1992).
- Nicht-permanente Emigration darf nicht auftreten: Wenn Tiere die Population verlassen, müssen sie das endgültig tun. Eine zeitweise Auswanderung aus der Untersuchungsfläche und spätere Wiederkehr (oder Eintritt in den Winterschlaf und dadurch die verhinderte Möglichkeit, die Tiere zu fangen) sind nicht erlaubt.

Auch hierbei bedeutet nicht, dass eine Verletzung dieser Voraussetzungen sofortige Unbrauchbarkeit der Ergebnisse nach sich zieht. Das Hauptproblem besteht in ungleichen Überlebensraten oder Fangwahrscheinlichkeiten, sofern sie nicht mit messbaren Eigenschaften der Tiere (z.B. Geschlecht, Größe etc.) in Verbindung gebracht werden können. In der Regel führen Verletzungen der o.g. Voraussetzungen zu Unterschätzungen der Populationsgröße. Nur starke Fallenscheu führt zu Überschätzungen dieses Parameters.

ARNASON et al (1998) verweisen aber darauf, dass die Schätzung der Überlebensrate in einigen JOLLY-SEBER Modellen relativ robust gegenüber ungleichen Fangwahrscheinlichkeiten ist und sowohl die Schätzung der Überlebensrate als auch der Populationsgröße gegenüber dem Einfluss heterogener Überlebensraten und Fangwahrscheinlichkeiten robuster gemacht werden kann. Dies wird in dem modifizierten Modellansatz mit heterogenen Fang- und Überlebenswahrscheinlichkeiten umgesetzt, der alternativ gerechnet wurde.

Die gewonnenen Ergebnisse sind für das erste Modell M0 (JOLLY-SEBER *full (birth & death) model*) in Abbildung 97, für das alternative Modell M1 (JOLLY-SEBER *full model with heterogeneous survival*) in Abbildung 98 dargestellt.

In beiden Fällen sind die Aussagen, verglichen mit den Ergebnissen der MNA-Methode, nicht befriedigend. Die Stichprobengröße der gefangenen Tiere reichte im Verhältnis zu den Neu- und Wiederfängen in den jeweils folgenden Fangaktionen offensichtlich nur selten aus, um vertrauenswürdige Ergebnisse zu erzielen. Dort wo Schätzergebnisse vorliegen, aber kein Standardfehler berechnet wurde, ist das Verhältnis von Neu- und Wiederfängen so ungünstig bzw. die Anzahl der gefangenen Tiere einfach zu klein, um entsprechende Angaben zur Güte des Schätzwertes zu liefern. Aber auch in den Fällen, wo der Standardfehler angegeben wurde, ist er zumeist so groß, das dieses Ergebnis nicht zufrieden stellt. Für einige Monate konnte keine Schätzung vorgenommen werden, weil sie am Anfang bzw. Ende des gesamten Fangzeitraumes lagen.

Aus biologischer Sicht erscheint das zweite Modell von vornherein besser angepasst, denn gerade bei Kleinsäugern kann die Überlebensrate in Abhängigkeit von Witterung, Reproduktion, Populationsdichte, Prädationsdruck etc. im Jahresverlauf stark schwanken.

Tatsächlich sprechen auch die gewonnenen Ergebnisse dafür. Zwischen den Schätzwerten beider Modelle über alle Arten und Standorte gibt es zwar eine gute Korrelation (SPEARMAN'S Rang Korrelationskoeffizient $r_S = 0{,}906$, $t(N\text{-}2) = 12{,}849$, $N = 38$, $p = ,000$), sie wäre jedoch noch deutlich besser, wenn zwei Ausreißer entfernt würden, die das Standardmodell M0 von JOLLY berechnet. So erscheint der Wert von 242 Rötelmäusen im September 2002 auf der Fläche KiBu(m)M1 – Gnewitz völlig unrealistisch, und auch ein Schätzwert von 81 Gelbhalsmäusen im August 2002 auf der selben Fläche erscheint bei vergleichsweise wenig gefangenen Tieren deutlich zu hoch.

Ein weiterer Anhaltspunkt, der für das zweite Model M1 spricht, ist die Korrelation zwischen der durch die MNA-Methode berechneten Individuenzahl und den Schätzwerten der Modelle. Hier ist die Korrelation MNA vs. JOLLY M0 mit $r_S = 0{,}763$ ($N = 38$, $t(N\text{-}2) = 7{,}084$, $p = ,000$) nicht so gut, wie die zwischen MNA vs. Jolly M1 mit $r_S = 0,\ 878$ ($N = 38$, $t(N\text{-}2) = 11{,}038$, $p = ,000$). Somit scheint auch aus statistischer Sicht das Modell M1 (JOLLY-SEBER *full model with heterogeneous survival*) die besseren Schätzwerte zu liefern. Eine endgültige Aussage kann diesbezüglich aber noch nicht getroffen werden, da hierzu weitere Test durchgeführt werden müssen (vgl. BURNHAM & ANDERSON 1992). Die Schätzergebnisse des JOLLY-SEBER Modells M1 (*full model with heterogeneous survival*)[8] liegen in der Regel deutlich über den Ergebnissen der MNA-Methode. Die Höchstwerte der Schätzungen für Modell M1 können Tabelle 38 entnommen werden. Die Dynamik der Populationsentwicklung anhand der Schätzungen wird in Abbildung 97 und Abbildung 98 verdeutlicht. Sie folgt im wesentlichen dem von der MNA-Methode vorgegebenen Trend.

Tabelle 38: Höchstwerte der Individuenzahlen auf Basis der Schätzungen mit den JOLLY-SEBER Modellen M0 (*full (birth & death) model*) sowie M1 (*full model with heterogeneous survival*) im Vergleich zur MNA-Methode (vollständige Angaben inkl. Standardfehler im Anhang)

Art	Fläche	Jahr	N_{MNA}	N_{MNA}/ha	N_{M0}	N_{M0}/ha	N_{M1}	N_{M1}/ha
Apodemus flavicollis	KiBu(m)M1 - Gnewitz	2001/08	25	100	44,72	178,89	38,33	153,33
		2002/09	10	40	16,00	64,00	4,00	16,00
	KiBu(m)M2 - Wokuhl	2001/09	12	48	6,50	26,00	6,50	26,00
		2002/09	3	12	2,00	8,00	2,00	8,00
	Bu(m)M2 - Wilhelminenhof	2001/08	9	36	6,66	26,67	6,66	26,67
		2002/06	1	4				
	Bu(a)M1 – Serrahn	2001/07	24	96	83,33	333,33	41,66	166,67
		2002/06	6	24				
Clethrionomys glareolus	KiBu(m)M1 - Gnewitz	2001/07	18	72	66,50	266,00	47,50	190,00
		2002/09	10	40	242,00	968,00	22,00	88,00
	KiBu(m)M2 - Wokuhl	2001/10	6	24	24,50	98,00	10,50	42,00
		2002/10	4	16				
	Bu(m)M2 - Wilhelminenhof	2001/07	9	36	8,57	34,28	8,57	34,28
		2002/10	1	4				
	Bu(a)M1 – Serrahn	2001/07	16	64	52,89	211,56	34,00	136,00
		2002/06	5	20	4,00	16,00	4,00	16,00
		2002/07	5	20	4,00	16,00	4,00	16,00

[8] Das Modell M0 wird im weiteren nicht mehr diskutiert.

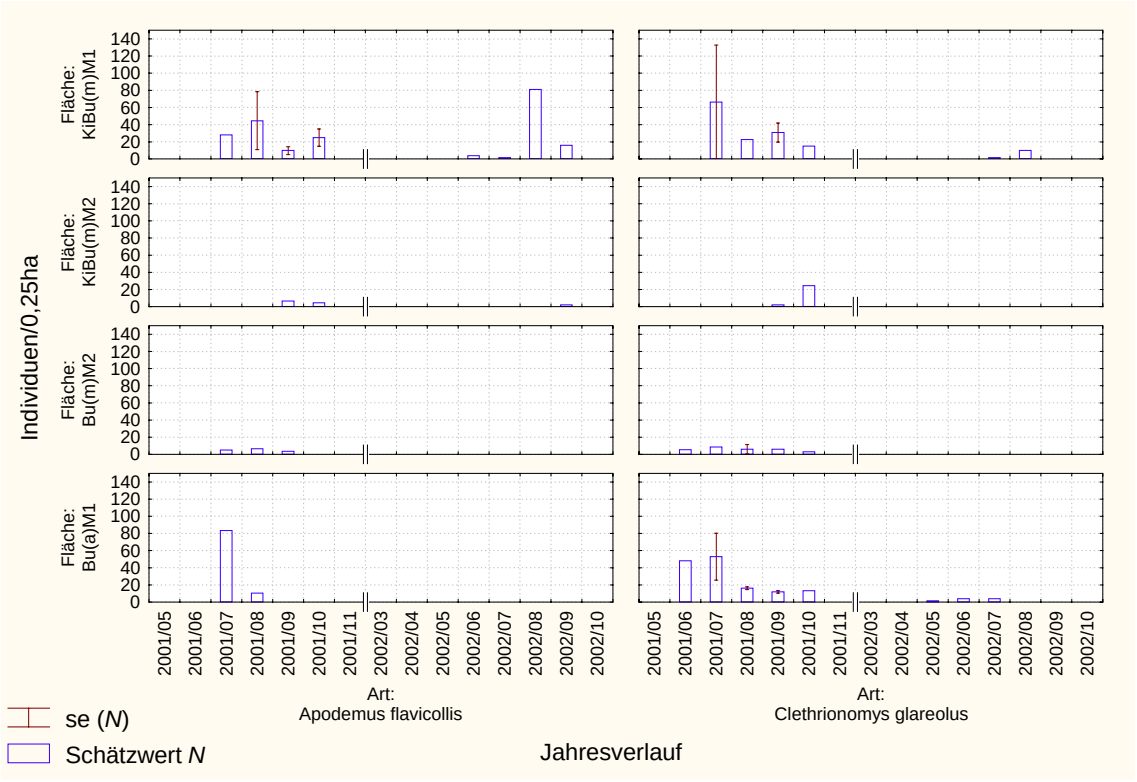


Abbildung 97: Individuenzahlen auf den Untersuchungsflächen. Schätzung nach dem JOLLY-SEBER *full (birth & death) model* (Überlebensrate *S* konstant).

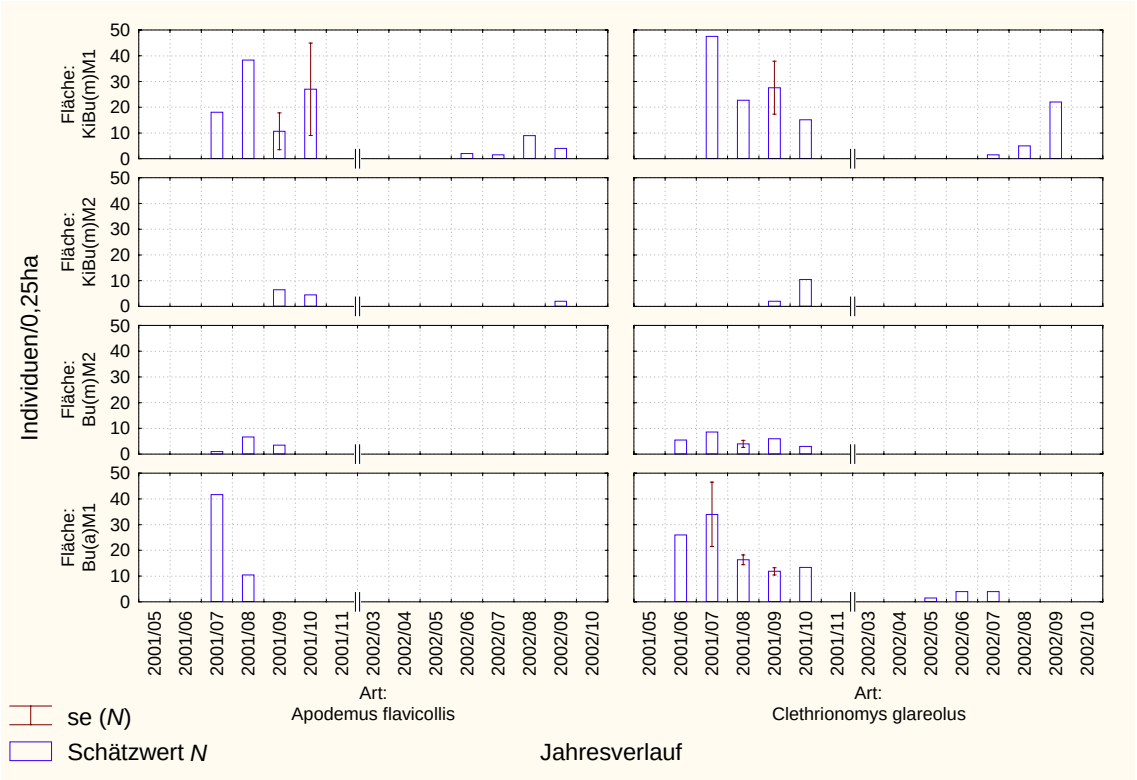
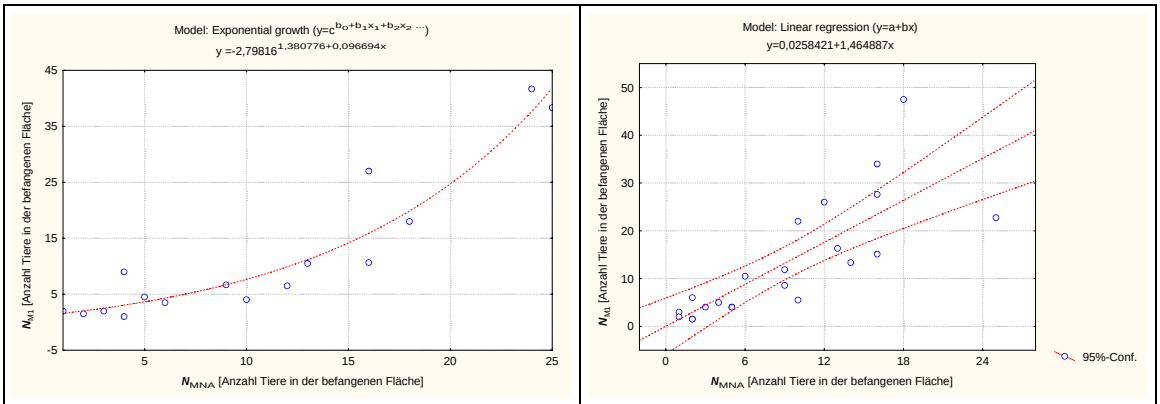


Abbildung 98: Individuenzahlen auf den Untersuchungsflächen. Schätzung nach dem modifizierten JOLLY-SEBER *full model with heterogeneous survival* (Überlebensraten in den Perioden zwischen Fangaktionen dürfen differieren).



Apodemus flavicollis	*Clethrionomys glareolus*

Abbildung 99: Zusammenhänge zwischen der nach der MNA-Methode und dem Jolly-Seber-Modell geschätzten Individuenzahlen bei Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) und Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*), über alle Flächen berechnet.

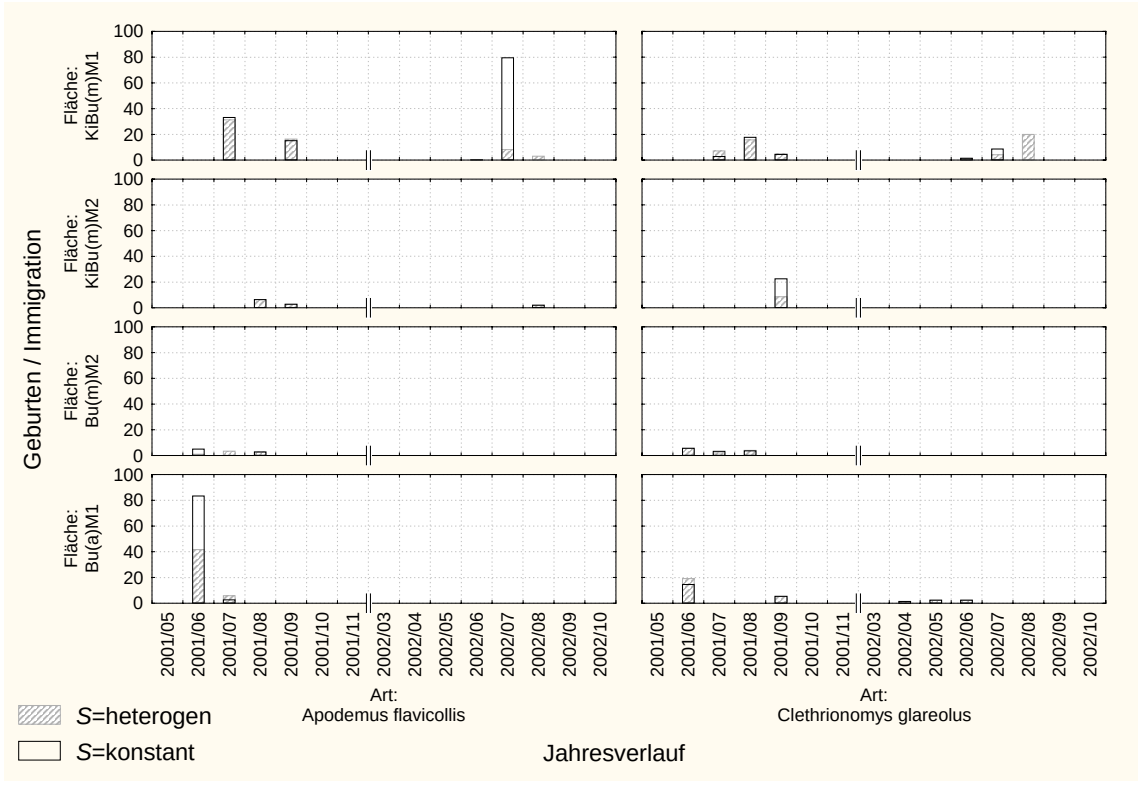


Abbildung 100: Differenz der geschätzten Populationsgröße *N* zwischen den beiden Modellen von JOLLY (1965): *full* (Überlebensrate *S* muss konstant sein) und *modified* (Überlebensrate *S* darf Heterogenität zeigen).

Bei den vorliegenden Zahlen liegt für die Gelbhalsmaus ein nahezu exponentieller Zusammenhang zwischen den Werten der MNA-Methode und den Schätzungen des JOLLY-SEBER-Modells M1 vor. Die exponentielle Wachstumsfunktion $y = -2{,}79816^{\,1{,}380777+0{,}096694x}$ liefert mit einem Bestimmtheitsmaß $R = 0{,}94946$ die beste Anpassung und erklärt 90,147 % der Varianz (Standardfehler $se(c) = 4{,}93931$ mit $p = 0{,}58070$; $se(b_0) = 0{,}795496$ mit $p(b_0) = 0{,}106234$ und $se(b_1) = 0{,}028897$ mit $p(b_1) = 0{,}005260$). Bei der Rötelmaus liefert hingegen die lineare Funktion y = 0,025842+1,464888x die beste Anpassung ($R = 0{,}79126$), erklärt aber dennoch nur

62,609 % der Varianz (Standardfehler $se(a) = 2{,}811238$ mit $p = 0{,}992757$; $se(b) = 0{,}253148$ mit $p(b_0) = 0{,}000012$). Zwischen den beiden Arten muss es also deutliche Unterschiede im Populationsgeschehen geben. Für die Rötelmaus ist auf Grund der großen Streuung evtl. auch eine Differenz zwischen den Flächen anzunehmen.

Die Differenzen zwischen den Ergebnissen der beiden JOLLY-SEBER-Modelle (siehe Abbildung 100) können Aufschluss über wesentliche Einflüsse auf das Populationsgeschehen geben. In den betreffenden Monaten muss es Ereignisse gegeben haben, die sich deutlich auf das Verhältnis markierter Tiere zu den unmarkierten Tieren ausgewirkten (letztere müssen stark überwogen haben). Mögliche Ursachen sind Immigration bzw. Geburt. Insbesondere bei der Gelbhalsmaus sind Ein- und Durchwanderungen auf Grund ihrer deutlich höheren Mobilität sehr wahrscheinlich. Im Frühjahr dürften es dagegen eher reproduktionsbedingte Wachstumsschübe gewesen sein.

Mittlere Biomasseentwicklung im Jahresverlauf

Auf Basis der berechneten MNA-Werte wurde unter Zugrundelegung der mittleren Körpermasse der gefangenen Kleinsäuger (arithmetisches Mittel, für jeden Monat separat berechnet) die Biomasseproduktion jeder Fläche im Jahresverlauf berechnet (s. Abbildung 101 und Tabellen im Anhang). Sie folgt in der Dynamik zwangsweise den Kleinsäugerdichten. Die Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz ist demnach am produktivsten, dicht gefolgt von der Fläche Bu(a)M1 - Serrahn. In Wokuhl (KiBu(m)M2 findet sich in beiden Jahren nur eine sehr geringe Produktivität, während auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof im Jahr 2001 eine etwas höhere Produktivität als in Wokuhl zu beobachten war. Im darauffolgenden Jahr dagegen können die Mäuse auf dieser Fläche kaum noch Fuß fassen. Die Massenentwicklung der Spitzmäuse bleibt auch in diesem Jahr auf Grund der geringen Körpergröße der Arten dieser Gruppe ohne großen Einfluss.

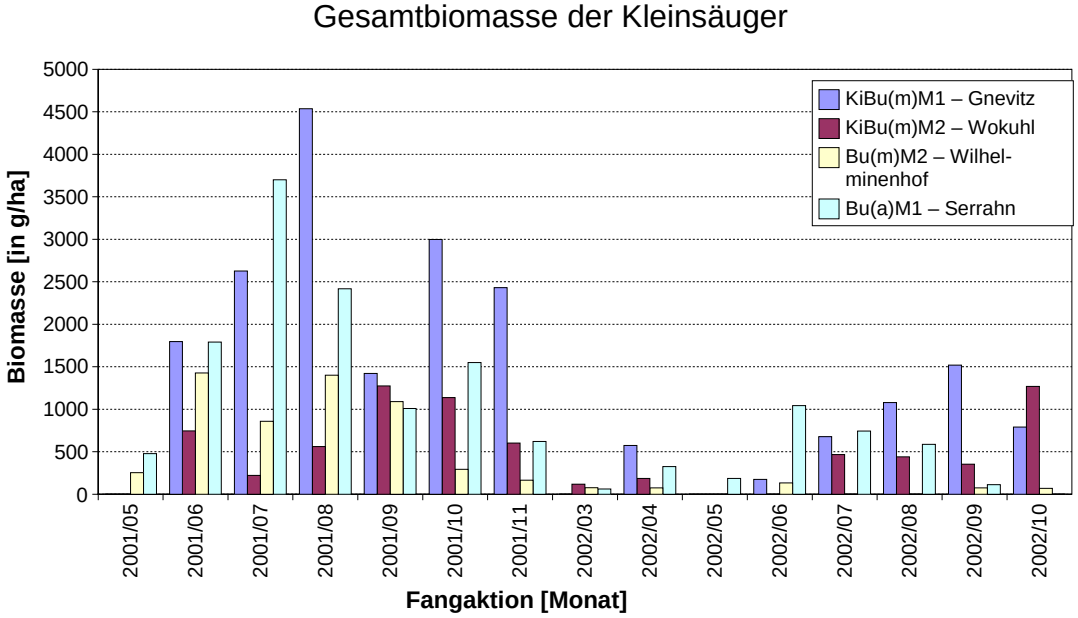


Abbildung 101: Mittlere monatliche Gesamtbiomasse der Kleinsäuger im Jahresverlauf

Für den auf allen vier Untersuchungsflächen zu beobachtenden Zusammenbruch der Mäusepopulationen scheinen hauptsächlich zwei Ursachen in Frage zu kommen. Zum einen liegen insbesondere auf den älteren Buchenflächen Fruktifikationsereignisse

(Buchenmast) schon längere Zeit zurück. Samen spielen vor allem für die Gelbhalsmaus eine große Rolle in der Nahrung. Die Kapazität der Flächen hat also sukzessive abgenommen.

Zum zweiten unterscheidet sich der Witterungsverlauf deutlich zwischen den beiden Untersuchungsjahren (siehe Abbildung 102). Das Jahr 2002 war zwar im ersten Drittel eindeutig wärmer als das Jahr 2001, es war im selben Zeitraum aber zugleich auch deutlich feuchter. In der zweiten Jahreshälfte kehrte sich der Trend dagegen um. Es wurde viel trockener und bereits im September gab es erhebliche Kälteeinbrüche. Diese Kombination dürfte im Winter und Frühjahr zu stark erhöhter Mortalität der überwinternden Alttiere geführt haben. Danach dürfte die Mortalität der ohnehin schon in geringer absoluter Zahl geborenen Jungtiere im Jahr 2002 gegenüber 2001 deutlich erhöht gewesen sein. Bis zum Herbst konnten sich die Populationen zwar ein wenig erholen (mit Ausnahme von Bu(a)M1 – Serrahn liegen die Maxima 2002 auf allen Flächen im Herbst). Im Gegensatz dazu haben die Insektivoren von dieser Klimaentwicklung offensichtlich profitiert.

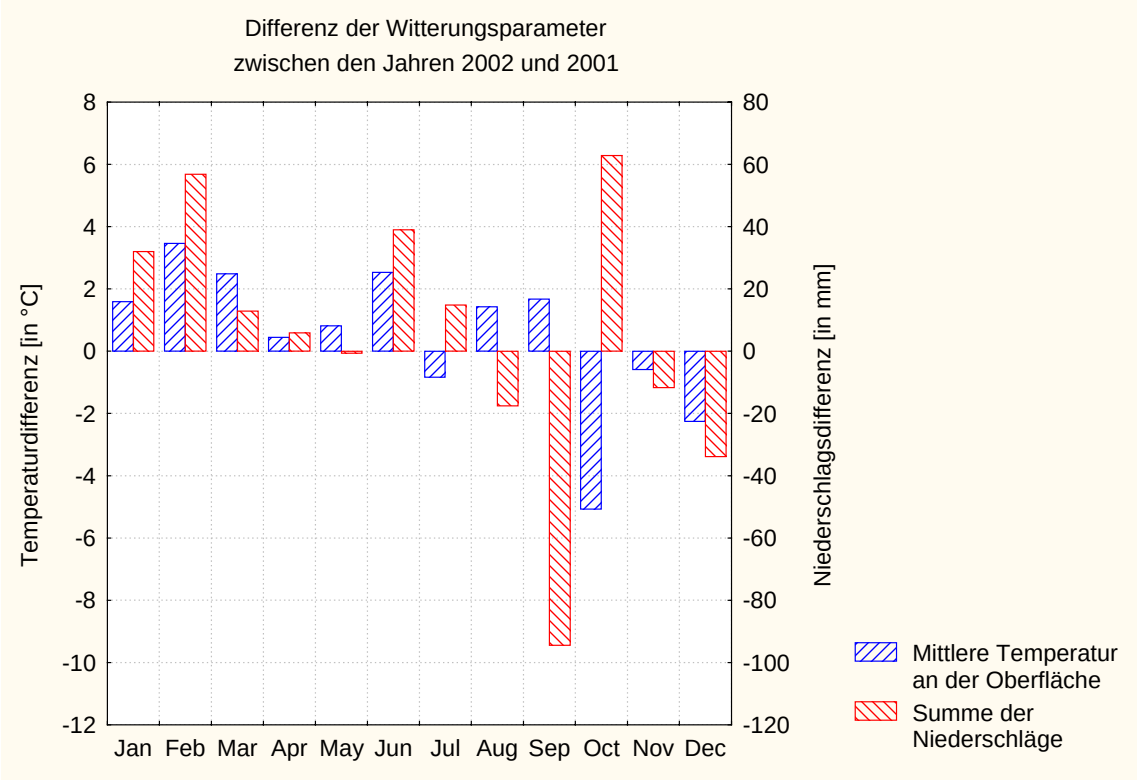


Abbildung 102: Differenz der Wetterdaten zwischen 2002 und 2001 dargestellt für das Monatsmittel der Temperatur an der Bodenoberfläche und die monatliche Gesamtmenge der Niederschläge. Bei positiven Zahlen war der entsprechende Messwert im Jahr 2002 größer als im gleichen Monat des Vorjahres und umgekehrt.

3.3.2.3.5 Wechselbeziehungen Kleinsäuger – Habitat und mögliche Schadwirkungen

Die Vegetation der Untersuchungsflächen und die Raum- sowie Habitatnutzung der Kleinsäuger ist im Vorangegangenen dargelegt und ausführlich diskutiert worden. Art, Zusammensetzung und Ausstattung eines Biotops bestimmen die Eignung als Lebensraum für Tiere. Arten jedoch verändern ihr Habitat mehr oder weniger stark, teilweise zu ihrem eigenen Nutzen wie der Biber (ANONYMUS 1999), teilweise aber auch zu ihrem Schaden. So kommt es bei Kleinsäugern oftmals nach schnellen Populationsanstiegen zu existenzbedrohenden Nahrungsknappheiten (vgl. STEIN 1956).

Über die Auswirkungen der in dieser Arbeit untersuchten Kleinsäugergesellschaften auf ihr Habitat kann bedingt durch den Untersuchungsansatz und den gesetzten Zeitrahmen wenig gesagt werden. Die in der Literatur häufig angeführten Schäden an jüngeren Bäumen und Sträuchern gerade bei hohen Populationsdichten der Rötelmaus können zweifellos nicht nur das Wegbrechen der Lebensgrundlage für diese Art und andere Artengruppen bedeuten, sondern auch große volkswirtschaftliche Schäden verursachen (vgl. TURČEK 1967 und WENK 2001).

Bei den Vegetationsstrukturkartierungen im Jahr 2002 und einer Kontrollbegehung 2003 (beide durch den Verfasser) wurden keine Schäden an Buchenjungwuchs und Naturverjüngung festgestellt. Auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz kam es zu einigen Ausfällen der Ebereschen, was aber auf Fegeschäden des Rehwildes zurückgeführt wurde.

Auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn wurden einige abgestorbene Exemplare der Rotbuche in der Naturverjüngung gefunden, die sich aber alle in Bereichen mit hohem Dichtstand befanden und ihr Ausfall daher durch intraspezifische Konkurrenz erklärbar ist.

Deutlichere Auswirkungen auf die Vegetation hatte auf dieser Fläche der hohe Wildbestand, da eine große Zahl der Naturverjüngung stark verbissen war.

Das offensichtliche Ausbleiben von Schädigungen der Jungbuchen auf den beiden genannten Untersuchungsflächen, auch bei hohen Populationsdichten im Jahr 2001, heißt jedoch nicht, dass es nicht in den kommenden Jahren zu starken Populationsanstiegen und daraus resultierenden Schäden kommen kann. Nach den eigenen Untersuchungsergebnissen und denen anderer Autoren ist davon auszugehen, dass davon am ehesten die Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz, möglicherweise auch die Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn betroffen sein können. Die Lebensbedingungen für *Apodemus flavicollis* und *Clethrionomys glareolus* scheinen auf der Fläche KiBu(m)M1 - Gnewitz gleichmäßig gut zu sein, so dass bei Übervermehrung oder Nahrungsmangel durch die relativ schnelle Habitatveränderung (Rückgang der Krautschicht durch Jungwuchs) hier besonders ein Ausweichen von *Clethrionomys glareolus* auf den Jungwuchs als Nahrung anzunehmen ist.

In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass gegenüber der Rötelmaus, die Erdmaus durch ihr bevorzugtes Nahrungsspektrum aber eine erheblich größere Gefahr für den Jungwuchs darstellt. Dies dürfte besonders in lichtreichen vergrasten Kiefernbeständen mittleren Alters der Fall sein. Sie kann hier auf Grund des in der Vegetationsperiode guten Nahrungsangebotes höhere Dichten erreichen und entweder durch alternative Wahl von Wurzeln der Naturverjüngung, oder später im Jahr, durch nahezu vollständiges Ausweichen auf diese Nahrung, bei noch hohen Bestandesdichten zu erheblichen Schäden führen.

Die Häufigkeit von *Clethrionomys glareolus* auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn ist dagegen zum einen wesentlich geringer als auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz, zum anderen ist die Art auch offensichtlich stärker an die Nutzung des Totholzes gebunden, so dass ein starker Populationsanstieg hier weniger zu erwarten ist.

Eine hier nicht zu beantwortende Frage ist die der Auswirkung von Kleinsäugern auf die Fähigkeit zur Naturverjüngung in den Flächen Bu(m)M2 - Wilhelminenhof und Bu(a)M1 - Serrahn durch den Fraß von Bucheckern und Buchenkeimlingen. Wie o.g. kommt dafür *Clethrionomys glareolus*, besonders aber *Apodemus flavicollis* in Frage. Die von SAYER (1989) genannten Funde von Vorratsnestern zeigen, dass sich Kleinsäuger gerade bei höheren Abundanzen negativ auf die Verjüngung auswirken

können. Er errechnete, dass schon Bestände von 10-20 Tieren pro ha die Reproduktion der Buche stark einschränken können.

Allerdings kann auch davon ausgegangen werden, dass eine Reihe von Nestern nicht wieder gefunden werden und so, ähnlich dem Eichelhäher, sich die Kleinsäuger auch als Vermehrer des Buchenjungwuchses betätigen können. Gleiches trifft für Eichenbestände zu (TURČEK 1967).

Das gilt besonders beim Vorhandensein einer dichten Streuschicht, die das Erreichen des Mineralbodens für die Samen erschwert (vgl. ELLENBERG 1996).

Als ein weiteres Beispiel positiver Wirkung von Kleinsäugern auf Waldbestände sei noch die Untersuchung von KULICKE (1963) erwähnt. Er untersuchte die Auswirkung von Kleinsäugerbeständen auf Schadinsekten, u.a. durch Auslage von Kiefern-buschhornblattwespenkokons in Versuchsparzellen und durch Auszählen leerer Hüllen vor Kleinsäugerbauen und stellte eine enorm hohe Vertilgungsrate (2351 von 2500 Individuen innerhalb zweier Tage) durch *Apodemus flavicollis* wie *Clethrionomys glareolus* fest! Er ermittelte durchschnittlich 44 Individuen pro Tier innerhalb dieser Zeit.

Kleinsäugergesellschaften üben außerdem eine wichtige Rolle in der Nahrungskette aus. Für eine ganze Reihe von Arten wie Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Mauswiesel (*Mustela nivalis*) und Waldkauz (*Strix aluco*) können sie den Hauptbestandteil der Nahrung bilden (REISE 1972 und GÖRNER & HACKETHAL 1987).

3.3.3 Siebenschläfer

Trotz positiver Vorinformationen, großen Zeitaufwandes und dem Eindruck von der Fläche nach günstigen Bestandsstrukturen konnten auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn keine Siebenschläfer in Fallen gefangen werden (Tabelle 39). Als Ursache werden mikroklimatische Besonderheiten der Serrahner Berge vermutet.

Tabelle 39: Aktionen zum Lebendfang von Siebenschläfern auf Untersuchungsfläche Bu(a)M1 – Serrahn

Untersuchungsfläche Bu(a)M1 – Serrahn	Anzahl Fangnächte	Anzahl gestellter Fallen	Σ Fallennächte
19.6.2001 – 23.6.2001	5	100	500
26.6.2001 – 30.6.2001	5	100	500
10.7.2001 – 13.7.2001	4	100	400
17.7.2001 – 20.7.2001	4	50	200
Summe	18		1600

Als Beifänge konnten in den Fallen Gelbhalsmaus, Waldmaus, Rötelmaus, Erdmaus und Kleiber nachgewiesen werden. In Tabelle 40 sind die Fangdaten für die einzelnen Fangperioden aufgelistet.

Tabelle 40: Beifänge der Untersuchungen am Siebenschläfer auf Untersuchungsfläche Bu(a)M1 – Serrahn

Fangperiode/Art	Gelbhalsmaus	Waldmaus	Rötelmaus	Erdmaus	Kleiber	Summe
Fangperiode 1	68	6	2	0	0	76
Fangperiode 2	70	5	0	1	0	76
Fangperiode 3	80	0	1	0	2	83
Fangperiode 4	42	0	0	0	2	44
Summe	260	11	3	1	4	279

Der Fangerfolg wird für die gesamte Fangzeit im Serrahner Untersuchungsgebiet berechnet. Bei insgesamt 279 gefangenen Tieren in 1600 Fallennächten (*Fallenanzahl x Fangnächte*) ergibt sich ein Fangerfolg von 17,43 pro 100 Fallennächte. Der Fangerfolg für Gelbhalsmäuse lag bei einem Wert von 16,25 in 100 Fallennächten. Gelbhalsmäuse waren in Fallen bis zu einer Höhe von 4,0 m anzutreffen.

Die drei gefangenen Rötelmäuse, von denen zwei Tiere in der Falle verendeten, gingen in Fallen, die in Höhen von 0,6 m, 1,5 m und 2,3 m angebracht waren. Zwei Fallen (1,5 m und 2,3 m) standen auf toten Hochstümpfen (gute Kletterbedingungen auch für diese Art); eine Falle war im Geäst einer Jungbuche angebracht.

Auf der Untersuchungsfläche ZB – Zippelow wurde - nach den erfolglosen Aktionen im Untersuchungsgebiet Serrahn - wie in Tabelle 41 dargestellt, gefangen.

Tabelle 41: Aktionen zum Lebendfang von Siebenschläfern auf Untersuchungsfläche ZB – Zippelow

Fangperiode Untersuchungsfläche ZB	Anzahl Fangnächte	Anzahl gestellter Fallen	Σ Fallennächte
24.7.2001 - 3.8.2001	10	100	1000
17.8.2001 – 21.8.2001	5	100	500
5.9.2001 – 9.9.2001	5	100	500
Summe	20		2000

In insgesamt 2000 Fallennächten (*Fallenanzahl x Fangnächte)* konnten 112 Tiere gefangen werden. Die Fänge verteilten sich auf die einzelnen Fangperioden wie in Tabelle 42 dargestellt.

Tabelle 42: Ergebnisse der Lebendfänge von Siebenschläfern auf Untersuchungsfläche ZB – Zippelow

Fangperiode	gefangene Siebenschläfer	Fangerfolg pro 100 Fallennächte
Fangperiode 1	38	3,8
Fangperiode 2	42	8,4
Fangperiode 3	32	6,4

Im Durchschnitt lag der Fangerfolg für die gesamte Fangzeit bei 5,6 Tieren pro Fangnacht (bei 100 Fallen). Die Anzahl markierter Individuen betrug 34 Tiere. Eine Übersicht zu Alter und Geschlecht der gefangenen Tiere in den einzelnen Fangperioden finden sich in Tabelle 43.

Tabelle 43: Übersicht über Alter und Geschlecht der gefangenen Siebenschläfer auf Untersuchungsfläche ZB – Zippelow

Geschlechterverhältnis	männlich 16	weiblich 15	unbestimmt: 3	Σ 34
älter als ein Jahr: 18	vorjährig: 14	Jungtier: 1	unbestimmt: 1	Σ 34

Einzelne Individuen wurden bis zu neunmal, im Durchschnitt jedes Individuum 2,2 mal wiedergefangen. Die Turnover-Rate beträgt zwischen Fangperiode 1 und 2 einen Individuenaustausch von 0,5 und zwischen Fangperiode 2 und 3 von 0,4 (50 % bzw. 40 %).

Eine Schätzung der Populationsdichte wurde mit der MNA-Methode (*minimum number of animals known to be alive*) und der Methode nach JOLLY (1965) für offene

Populationen vorgenommen. Bei der MNA-Methode bleibt eine Dunkelziffer nicht gefangener Tiere unberücksichtigt (s.a. Kap. 3.3.2.3.4). Dies führt zu Werten, die meist kleiner sind als Bestandsschätzungen aus anderen Berechnungsmethoden (z.B. nach JOLLY 1965). Die Dichteschätzungen, berechnet für jeden Fangtag, ergaben Werte zwischen 0 und 18 Individuen (MNA-Methode) bzw. zwischen 0 und 48 Individuen (Berechnung nach JOLLY) bezogen auf die gesamte befangene Fläche. Die detaillierten Werte für jeden Fangtag sind aus Abbildung 103 und Abbildung 104 ersichtlich.

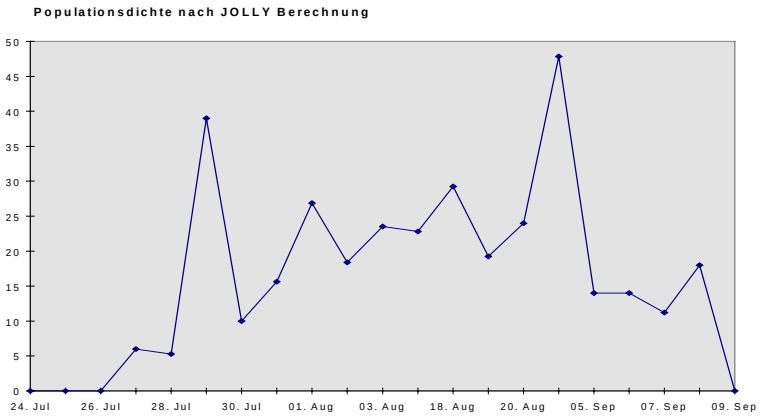


Abbildung 103: Abschätzung der Populationsgröße auf der Untersuchungsfläche ZB - Zippelow nach JOLLY (1965) für offene Populationen

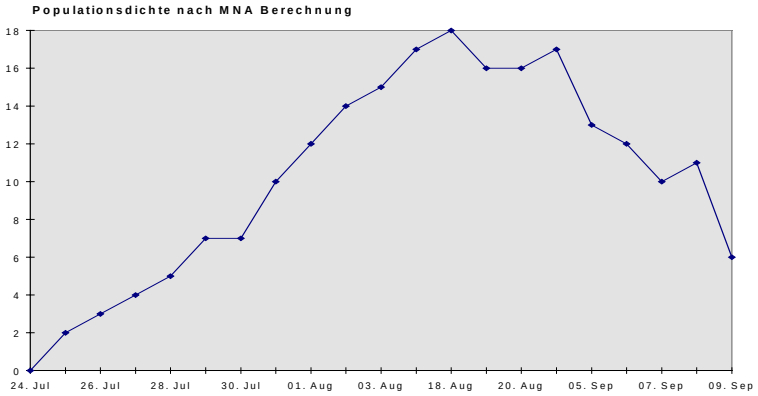


Abbildung 104: Berechnung der Populationsgröße auf der Untersuchungsfläche ZB – Zippelow nach der MNA-Methode

Die Ergebnisse belegen, dass der Versuchsansatz bei ausreichenden Individuendichten des Siebenschläfers zu guten Resultaten führen kann. Im Gegensatz zu den häufig für derartige Untersuchungen am Siebenschläfer extra auf Flächen ausgebrachten Nistkästen beeinflussen die Fallen das Requisitenangebot nicht. Eine Auswertung der Daten unter dem Gesichtspunkt der Strukturnutzung ist - unabhängig vom Rahmen des hier behandelten Projektes - vorgesehen, die Ergebnisse von Untersuchungsfläche ZB – Zippelow werden sich aber durch den anderen Charakter der Untersuchungsflächen des Projektes (vgl. Kap. 2.4) nur bedingt vergleichen lassen.

4 Zusammenfassung und mögliche Aussagen im Hinblick auf die Überführung von Ergebnissen in die forstliche Praxis

Generell ist der Waldumbau von Kiefer in Buche für alle in diesem Berichtsteil behandelten Artengruppen von positiven Effekten begleitet. Sowohl bei den

telemetrischen Untersuchungen der Spechte als auch bei den Untersuchungen der Fledermausfauna hat sich deutlich gezeigt, dass im Resultat des Waldumbaus sehr wertvolle Strukturen entstehen können.

4.1 Vögel

4.1.1 Strukturkartierung

Die großflächigen Strukturkartierungen auf zwei Untersuchungsflächen (Bu(m)M2, Bu(a)M3) sowie die detaillierten Vegetations- und Strukturaufnahmen auf vier Untersuchungsflächen (KiBu(m)M1, KiBu(m)M2, Bu(m)M2, Bu(m)M1) konnten die wesentlichsten Unterschiede der Bestandsformen sowohl in verschiedenen räumlichen Skalen als auch der vertikalen Schichtung aufzeigen. Dadurch konnte eine gute Grundlage für die Analysen zwischen Vegetation, Strukturangebot und deren Nutzung durch Vögel, Fledermäuse und Kleinsäuger geschaffen werden.

Die flächige Strukturkartierung hat große Unterschiede in der Anordnung und Dichte von Tothölzern und Habitatstrukturen ergeben, die in dieser Form mit Stichprobenerhebungen nicht zu erlangen gewesen wären. Zwar lassen sich mit Stichproben durchschnittliche Werte ermitteln, nicht jedoch räumliche Bezüge zu zoologischen Daten setzen.

Von dem spärlichen Totholz, das auf der bewirtschafteten Fläche in Bu(m)M2 - Wilhelminenhof steht, wird nur ein knapp ein Viertel zur Anlage von Höhlen genutzt. Statt dessen werden Höhlen sehr oft an lebenden Bäumen angelegt. Ein deutlicher Hinweis auf Mangel an derartigen Requisiten im Wirtschaftswald. Im genutzten Buchenwald werden Höhlen sehr oft in oder in der Nähe von Sonderstrukturen an lebenden Bäumen angelegt Die Vielfalt der genutzten Strukturen ist insgesamt größer als im unbewirtschafteten Buchenwald. Oft liefern nutzungsbedingte Schäden den Ansatz zum Höhlenbau. In Serrahn (Bu(a)M1) fanden sich die Höhlen an Sonderstrukturen bevorzugt in Eichen, in Wilhelminenhof (Bu(m)M2) ausschließlich in Buchen.

Der Mangel an Ausweichmöglichkeiten und die mit der Bewirtschaftung verbundenen Schäden am Vorratsholz führen dazu, dass Spechte Höhlen im (noch) gesunden Nutzholz anlegen, die in der Folge zu einer weitergehenden Qualitätsminderung führen können. Umgekehrt sichert ein hoher Anteil an entsprechend geeigneten Requisiten, dass gesunde Bäume verschont bleiben und Schadinsekten durch die in hoher Dichte vorkommenden carnivoren Vögel auf geringem Niveau gehalten werden können.

4.1.2 Brutvögel

Artenabundanz und Individuendichte der Brutvögel zeigen für die alten, strukturierten Buchenbestände im Nationalpark erwartungsgemäß die höchsten Werte. Generell weisen die jüngeren Flächen im Vergleich zu älteren Beständen geringere Artenzahlen auf.

Im Versuchsflächenset der Waldumbaustadien vollziehen sich im Bestandsentwicklungsstadium Kiefern-Rotbuchen-Mischbestand (Baumalter 80j./40j.), die einschneidendsten Veränderungen in der Vogelbesiedlung.

Im Versuchsflächenset der Waldumbaustadien ist die Artenvielfalt in den alten Rotbuchenstadien am höchsten. Die Häufigkeitsunterschiede bei den gefundenen Arten sind in den verschiedenen Untersuchungsflächen mit unbewirtschafteten naturnahen Buchenbeständen im NLP am geringsten im Vergleich zu den bewirtschafteten Flächen, was in quantitativer und qualitativer Hinsicht für eine bessere Nischenausstattung der unbewirtschafteten Flächen spricht.

4.1.3 Verhaltensbeobachtungen

In Buchenhallenbeständen wie z.B. Bu(m)M2 – Wilhelminenhof ist nur der Kronenraum für Vögel nutzbar, die Nahrung und/oder Deckung suchen. Andere Schichten des Bestandes und der Vegetation sind nicht vorhanden bzw. werden genutzt. Strukturreiche und gut geschichtete Baumbestände wie die Naturwaldzelle in Serrahn (Bu(a)M1) bieten dagegen ein größeres Spektrum an nutzbaren Strukturen. Besonders von Kleinvögeln werden Bereiche mit Jungwuchs intensiv zur Nahrungssuche genutzt, weil sie hinreichend Deckung bieten.

Deutliche Unterschiede gibt es in der Intensität der Nutzung der Bestände. Intensive Beobachtungen an jeweils 25 Tagen und auf jeweils gleich großen Flächen haben hier große Unterschiede zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten Buchenbeständen ergeben. In Serrahn (Bu(a)M1)konnten insgesamt 196 Individuen von 16 Arten beobachtet werden, teilweise auch über einen längeren Zeitraum und an unterschiedlichen Aufenthaltsorten. In Wilhelminenhof (Bu(m)M2) konnten dagegen nur insgesamt 78 Individuen von 13 Arten beobachtet werden.

Ein deutlicher Unterschied liegt in der Größe der Kerngebiete in den Beobachtungssektoren, die von den Vögeln intensiver genutzt werden. Sie nehmen auf dem Beobachtungssektor in Serrahn weniger als 10% der Gesamtfläche ein. Die hier vorhandenen Strukturen sind meist auch genutzt worden. Somit war anzunehmen, dass die Wahl dieser Flächenbereiche strukturabhängig ist. In Wilhelminenhof machen die Kernareale deutlich mehr als 10% der Gesamtfläche aus. Für viele der hier vorhandenen Vegetationsstrukturen konnte allerdings keine Nutzung bestätigt werden. Aufgrund der homogenen Strukturierung scheint die Verteilung der Beobachtungen daher eher unabhängig von einzelnen Strukturelementen zu sein.

Im Bestand sollte ein möglichst hoher Prozentsatz an stehenden und liegendem Totholz erhalten bleiben. Im Mittel sollte eine Dichte von ca. 10 bis 20 Bäumen pro ha angestrebt werden. Damit das liegende Totholz es effektiv genutzt werden kann muß ein gewisses Maß an Deckung durch die Strauchschicht gegeben sein. Reine Buchen-Hallenbestände können diese Funktion nicht erfüllen.

Neben dem Belassen des abgestorbenen Holzes im Bestand ist die inselartige Ausweisung von Kleinflächen, die ganz aus der Nutzung genommen werden und sich so mittel- und längerfristig zu Flächen mit höheren Totholzkonzentration entwickeln können, für alle hier behandelten Arten eine sinnvolle Maßnahme. In Frage kommen insbesondere Flächen auf Grenzertragsstandorten bzw. auf relief- oder staunässebedingt schwer zu bewirtschaftenden Arealen. Hier wäre der Nutzungsausfall auch nicht sehr groß. In landeseigenen Wäldern Mecklenburg-Vorpommerns sollen derartige Flächen, nach Abwägung mit Belangen der Arbeits- und Verkehrssicherheit, in jedem Forstrevier eingerichtet werden.

4.1.4 Spechttelemetrie

Im Jahresverlauf ist eine starke Änderung der Aktionsraumgröße bei beiden telemetrisch untersuchten Spechtarten festzustellen. Die Reviergrenzen benachbarter Individuen überschneiden sich sowohl beim Schwarz- als auch beim Mittelspecht. Kerngebiete der Reviere in zwei aufeinanderfolgenden Jahren können starke Überlappungen zeigen. Zwischen Größe und Nutzungsintensität der *home ranges* von Schwarz- und Mittelspecht bestehen erwartungsgemäß deutliche skalenmäßige Unterschiede. Für beide Arten sind sind Sonderstrukturen in der HBA wichtig. Für den Schwarzspecht ist es vor allem das Totholz in fortgeschrittenem Zersetzungsstadium. Während das stehende Totholz im Buchenbestand für den Mittelspecht die entscheidende Rolle spielt, sowohl zur Anlage von Höhlen als auch für die

Nahrungssuche. Eingestreute rauhborkige Baumarten (z.B. Eiche) sind erwartungsgemäß eine wichtige Ressource. Förderlich scheinen für diese Art auch ein aufgerissenes Kronendach bzw. kleinere Bestandslücken zu sein, wie sie regelmäßig durch umgestürzte Bäume entstehen. Die sonnigen Bestandsränder werden besonders gern zur Nahrungssuche aufgesucht.

Für die Spechte ist daher die räumliche Anordnung der Bestände von Nadel- und Laubhölzern sowie deren innere Struktur relevant. Für die Spechte, insbesondere aber den Schwarzspecht, ist es wichtig, dass auch in großflächigen Buchenbeständen kleinere Nadelholzbestände eingestreut werden.

4.2 Säugetiere

4.2.1 Fledermausfauna und Jagdgesellschaften

Die faunistischen Untersuchungen der Fledermausjagdgesellschaften haben die Nachweise der seltenen, waldgebundenen Arten bestätigt, die hohe Ansprüche an die Waldstruktur stellen. Mit dem mehrfachen Nachweis der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) und ihrer Reproduktion konnte eine seit mehr als dreißig Jahren als verschollen geltende Art für das Gebiet wiedergefunden werden. Eine Winterbeobachtung (Februar 2002) fliegender Fledermäuse an einen Quartierbaum im ungenutzten Buchenaltbestand im NLP Müritz, Teil Serrahn erhärtet die Vermutung, dass auch geeignete Bäume als Winterquartier genutzt werden.

Die methodischen Fortschritte, z.B. durch den Fang mit speziellen Netzkonstruktionen im Bereich der Baumkronenbasis, haben bestätigt, dass die bisherigen Methoden zur bioakustischen Erfassung oder zum strukturgebundenen Netzfang von Fledermäusen wesentliche Bereiche aussparen. Insbesondere setzen Reichweite der Bat-Detektoren und die Netzhöhe dem Erkenntnisgewinn enge Grenzen. Automatische Registriereinheiten im Kronenbereich können hier in gewissem Maß Abhilfe schaffen.

4.2.2 Fledermaustelemetrie

Die bisherigen Ergebnisse aus der Telemetrie einzelner Mopsfledermäuse deuten darauf hin, dass diese Art spezifische Ansprüche an ihr Habitat stellt, die in Bereichen, in denen ältere Laubholz- und Laubmischwälder vorherrschen, besonders gut abgedeckt werden. Es scheint, dass dem Umbauaspekt besondere Bedeutung zukommt, weil sowohl Männchen als auch Jungtier aufziehende Weibchen offensichtlich temporäre Rindenstrukturen von abgestorbenen Nadel- und Laubbäumen als Tagesquartier bevorzugen, ihre Nahrung aber hauptsächlich in naturnah strukturierten Laubholzbeständen oder Feldgehölzen suchen.

Die strukturreichen und naturnahen Buchenaltbestände spielen vermutlich besonders bei ungünstigen Witterungssituationen eine große Rolle als Nahrungshabitat, da in diesen auch dann noch eine ausreichende Menge an Kleinschmetterlingen fliegt.

Bestandsgrenzen kommt nachgewiesenermaßen eine besondere Bedeutung für die Orientierung der Tiere im Raum zu. Aus verschiedenen Gründen scheint eine enge Konnektivität von Gehölzstrukturen für waldgebundene Arten wichtig zu sein. Vermutlich liegen die Gründe in der geringeren Reichweite höherfrequenter Rufe, die von waldgebundenen Arten zur Ortung ihrer Nahrung im Kronendach ausgesendet werden.

Sichtbeobachtungen und Verortungen der telemetrierten Tiere sowie Sicht- und bioakustische Beobachtungen von Fledermäusen der Gattung *Pipistrellus* lassen den Schluss zu, dass die Nahrungsverfügbarkeit zeitlich und räumlich großen Schwankungen unterworfen ist. Hier ergeben sich wichtige Anknüpfungspunkte zu den möglichen Ergebnissen der entomologischen Teilprojekte.

Die Habitatqualität der Mopsfledermaus wird im Sommerhalbjahr durch Quartierangebot, Nahrungsverfügbarkeit und räumliche Anordnung relevanter Biotopstrukturen beeinflusst.

Die Mopsfledermaus kann als typische waldbewohnende Fledermausart bezeichnet werden, die insbesondere im Sommerhalbjahr überwiegend großflächige Waldgebiete bewohnt und bejagt (MESCHEDE & HELLER 2000).

Der Quartiertyp „Spalte hinter ablösender Borke“ sowie der Typ „Spalte an Buchenzwiesel“ hat für die Mopsfledermäuse im Serrahner Wald eine zentrale Bedeutung. Neben der „klassischen Spechthöhle“ sollten diese Quartiertypen künftig stärker in das Bewusstsein bei Naturschützern und Forstleuten rücken und erhalten werden.

Die geringe Flächengröße der ermittelten Quartiergebiete lässt auf ein hohes Angebot an nutzbaren Quartierstrukturen im Gebiet des Müritz-Nationalparkes schließen (Fläche Bu(a)M1-M4) hohe Dichte potentieller Quartierbäume). Dieses muss für den dauerhaften Erhalt von Mopsfledermauspopulationen langfristig zur Verfügung stehen. Da besonders die Spaltenquartiere einer hohen Dynamik (Kurzlebigkeit) unterliegen ist gerade in bewirtschafteten Wäldern auf ein ständiges „Nachwachsen“ solcher Quartierstrukturen zu achten.

Für die auf Klein- bzw. Nachschmetterlinge spezialisierte Fledermausart muss im Jahresgang ein hohes und gleichmäßig verteiltes Nahrungsangebot als eine Grundvoraussetzung vorhanden sein. Offensichtlich bietet der Serrahner Wald, der über Jahrzehnte aus der Nutzung genommen wurde, eine „sichere Kernzelle“ für Mopsfledermäuse, zumindest im Sommerhalbjahr, da hier eine Mindestzahl von nutzbaren Quartierbäumen vorhanden ist. Zudem bietet der strukturreiche Wald auch bei nasskaltem Wetter für Mopsfledermäuse immer noch ausreichend Nahrung unter dem Kronendach der Buchen. Dennoch fliegen die Tiere bei trocken-warmer Witterung in die Umgebung des Serrahner Waldes, um dort im Offenland Laubgehölze zur Nahrungssuche zu nutzen.

Während für Spechte die räumliche Anordnung von Baumbeständen bedeutsam scheint sind es für die Fledermäuse spezifische Strukturbildungen.

Insbesondere die im überwachsenden Buchenbestand stehend belassenen und sukzessive absterbenden, vereinzelten Kiefern können bei genügender Anzahl für die seltene Mopsfledermaus über einen längeren Zeitraum wertvolle und scheinbar auch essentielle Quartierstrukturen liefern, die dann in nächster Nähe zu potentiellen Nahrungsflächen liegen. Gleichzeitig liefern sie für die untersuchten Spechtarten Nahrungsvalenzen.

Im Hinblick auf den Umbauaspekt muß betont werden, dass gerade die Kiefern im Oberstand, die durch den langsam nachwachsenden Unterstand aus Buche absterben, Strukturen - und damit verbunden sowohl Deckung als auch Nahrung - liefern, die gleichermaßen bedeutsam für Vögel und Fledermäuse sind. In der Regel tragen diese Strukturen temporären Charakter und sind an bestimmte Zerfallsstadien gebunden. Diese Bäume sind also nur für einen Zeitraum von wenigen Jahren attraktiv. Aus diesem Grund sollten sie in möglichst hoher Zahl im Bestand verbleiben, um

a) einen Wechsel zu ermöglichen und

b) um die Zeit zu überbrücken, bis die Buchen in ein Alter gekommen sind, in dem sie ähnliche Funktionen übernehmen können, weil sich die Rindenstruktur ändert und Absterbeerscheinungen zunehmen.

In den reinen Buchenbeständen sollten vor allem Bäume mit Sonderwuchsformen und Bruchschäden sowie eingestreute Eichen stehen bleiben, um die eben genannte Funktion übernehmen zu können.

4.2.3 Kleinsäugerzönosen

Die bisherigen Ergebnisse der Kleinsäugeruntersuchungen deuten darauf hin, dass die Bestandsstrukturen sowohl die Produktivität als auch die räumliche Verteilung einzelner Arten beeinflussen. Während sich die Schichtung und Lichtdurchlässigkeit des Bestandes vermutlich über die Ausprägung der Krautschicht auf die Biomasseproduktion auswirken, scheint das Angebot an Totholz die räumliche Verteilung zu beeinflussen. Möglicherweise setzt auch das Bestandsklima wichtige Impulse für die Populationsentwicklung der Kleinsäuger. Nach den geringen Fangergebnissen 2002 muss aber auch der Witterung und dem Nahrungsangebot durch Fruktifikation größere Bedeutung beigemessen werden.

Die höchsten Abundanzen wies die Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz auf. Sie hat, bedingt durch den niedrigsten Kronenschlussgrad im Vergleich aller Kern-Untersuchungsflächen, die mit Abstand am stärksten ausgebildete Krautschicht. Es sollte daher angestrebt werden, gerade bei Verjüngungsmaßnahmen den Kronenschlussgrad des Oberstandes so hoch wie möglich zu halten, um vor allem die Populationsentwicklung der Offenland liebenden Arten (wie z.B. der Erdmaus) nicht zu fördern und Schäden am Jungwuchs zu riskieren. Die Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz wies auch die gleichmäßigste Verteilung der einzelnen Arten auf. Diese offensichtlich flächendeckend gute Habitateignung kann auf Grund seiner Homogenität für den gesamten Bestand angenommen werden. Damit ist die Gefahr von Massenvermehrungen auf solchen Flächen am höchsten.

Untersuchungen zur Nahrungsbiologie von *Clethrionomys glareolus* und *Apodemus flavicollis* (KULICKE 1963, WICHMANN 1954) belegen einen Nutzeffekt der Arten für Waldbestände. Die bedeutende Reduzierung der Bestände der von AMANN (1990) als besonders schädlich eingestuften Kiefernbuschhornblattwespe (*Diprion pini*) und der Verzehr des Buchdruckers (*Ips typographus*) zeigen, dass *Apodemus flavicollis* und *Clethrionomys glareolus* unter Umständen auch als nicht unerhebliche Schädlingsbekämpfer auftreten können.

Als eine wichtige, aus dieser Arbeit abzuleitende Maßnahme ist die Erhöhung des Totholzanteils im Wald zu nennen. Seine Bedeutung für Kleinsäuger ist hier deutlich dargestellt worden. Die Spitzmausarten zeigten eine auffällige Häufung an Totholzansammlungen, so dass stellenweise von einer Bindung an diese ausgegangen werden kann. Das Totholz kommt im Wald natürlicherweise vor und entsteht, wie gezeigt, auch in Wirtschaftswäldern immer wieder neu.

Es sollte möglichst frühzeitig mit dem Unterbau von Buche in der Kiefer begonnen werden, um z.B. das großflächige Vergrasen von Beständen mit entsprechenden Schadwirkungen z.B. durch die Erdmaus zu vermeiden. Kleine Lichtungen sollten jedoch bleiben, um auch bodenbrütenden Vögeln, wie z.B. dem Zilpzalp (*Phylloscopus collybita*) sowie dem Rotkehlchen (*Erithacus rubecula*) und dem Zaunkönig, Gelegenheit zum Brüten zu geben. Die beiden letztgenannten Arten nutzen gerade in den Umbaubeständen den Boden als Brutplatz, zählen aber sonst nicht zu den typischen Bodenbrütern.

Um der Vergrasung entgegenzuwirken, wären kleinere Bestände bzw. solche mit unterschiedlichen Habitateignungen (was natürlich auch andere Artenspektren zur Folge hätte) günstig. Daraus kann der Vorschlag abgeleitet werden, Verjüngungen eher kleinflächig bis inselartig durchzuführen bzw. zu fördern. Das gilt für Pflanzungen

ebenso wie für Naturverjüngungen. Durch den begrenzten Aktionsraum der Kleinsäuger wird der Austausch zwischen unterschiedlichen Populationen erschwert und würde auch dadurch hohen Populationsdichten vorbeugen. Als Beispiel für eine inselartige Verjüngung kann die Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn gelten, die trotz des hohen Anteils an offensichtlich kleinsäugerförderndem Totholz nicht die Populationsdichten der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz erreichte. Der dadurch geförderte Strukturreichtum wirkt sich nicht nur positiv auf die Artendiversität und Stabilität des Waldes aus, sondern unterstützt ihn auch in seiner Naturerlebnis- und Erholungsfunktion. Es ist natürlich im Einzelfall abzuwägen, ob der erhöhte Aufwand, der i.d.R. mit kleinflächigeren Verjüngungsmaßnahmen verbunden ist, den zu erwartenden Nutzen rechtfertigt.

Neben waldbaulichen Maßnahmen seien hier außerdem die Pflege vergraster Bestände durch mehrfache Mahd (Kleinsäuger sind so einfacher für Prädatoren zu erreichen), und den Einbau von Sauklappen[9] in Umzäunungen sowie die ständige Überwachung (Kontrollfänge) latent gefährdeter Bestände als prophylaktische Maßnahmen zur Vermeidung von Kleinsäugerschäden genannt.

Die Mahd stellt allerdings einen erheblichen Zielkonflikt im Hinblick auf den Schutz der Vogelwelt dar, da sie Bodenbrüter massiv beeinflussen kann. Gleichzeitig wird die Naturverjüngung beeinträchtigt. Es ist also prinzipiell sinnvoller, den Bestand von vornherein so zu strukturieren, dass diesen Grad der Vergrasung gar nicht erst erreicht.

5 Vernetzung mit anderen Teilprojekten

In den Zwischenberichten wurde bereits bemerkt, dass die „umfassende Auswertung der bisher gewonnenen Daten... ...eine noch engere Zusammenarbeit mit den Kooperationspartnern“ [erfordert]. Deshalb wurden bestehende Kontakte vor dem Hintergrund der mittlerweile vorhandenen Daten aufgefrischt und in eine produktive Diskussion gelenkt. Es wurde ein Arbeitstreffen mit Vertretern der Arbeitsgruppe von Prof. Härdtle (Lüneburg) in Kratzeburg durchgeführt. Allerdings nicht wie vorgesehen im März 2002, sondern erst im Dezember. Dabei standen Fragen der Methodendiskussion, des Datenaustauschs und der gemeinsamen Auswertung im Vordergrund. In die Auswertungen sind bisher vor allem Geodaten aus dem Projekt von Prof. W. Härdtle an der Universität Lüneburg eingeflossen. Aus zeitlichen und personellen Gründen bisher nicht gelungen ist ein Vergleich der Ergebnisse aus flächendeckenden Kartierung von Strukturdaten mit den Stichproben der Universität Lüneburg.

Die Aktualisierung der vorhandenen Daten aus dem Datenspeicher Wald inklusive der digitalen Kartengrundlagen konnte erst zum Projektende vorgenommen werden, da Nachlieferungen durch das LFuG notwendig wurden und der gesamte GIS-Datenbestand aktualisiert werden mußte. Dafür konnte der Datenbestand auch auf die an die Untersuchungsflächen angrenzenden Bereiche erweitert werden. Die entsprechende Unterstützung seitens der zuständigen Behörden wurde unkompliziert gewährt. Wir bedanken uns dafür ausdrücklich beim Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete, Ref. Forstl. Informationssysteme und Kartographie. Durch das Nationalparkamt Müritz wurden Informationen über bereits vorhandene zoologische Daten aus anderen Projekten und Wetterdaten zugearbeitet.

Nachteilig für die interdisziplinäre Zusammenarbeit und Integration der Ergebnisse hat sich die zeitliche Abfolge der Projekte ausgewirkt. Durch den zeitgleichen Beginn der

[9] Sauklappen ermöglichen dem Schwarzwild das Passieren von Forstzäunen, um in den gezäunten Flächen u.a. nach Kleinsäugern und deren Nestern zu suchen. Auf Grund der Konstruktion gelingt dies anderen Wildarten nicht.

Untersuchungen der Universität Lüneburg und der Universität Greifswald und durch zusätzliche Wünsche der Landeskoordination in Bezug auf das Flächendesign fehlte der Vorlauf von ca. einem Jahr für die endgültige Abklärung der Untersuchungsflächen durch die Universität Lüneburg. Am Ende wiederum fehlten aus dem selben Grund Daten und Ergebnisse der Universität Lüneburg zum Vergleich mit den Resultaten aus den zoologischen Teilprojekten.

6 Laufende und abgeschlossene Qualifizierungsarbeiten, Veröffentlichungen

Im Rahmen des Projektes wurde bisher zwei Diplomarbeiten abgeschlossen:

TSCHIERSCHKE, A. (2002): Vergleich der Verteilungen von zoologisch relevanten Strukturmerkmalen zwischen einem naturnahen und einem bewirtschafteten Buchenwald in der Strelitzer Kleinseenlandschaft. – Dipl.-Arbeit am Fachbereich Agrarwirtschaft u. Landschaftsarchitektur/Umweltplanung, FH Neubrandenburg. (unveröffentlicht).

und

KELLER, M. (2003): Untersuchungen von Waldstrukturen im Hinblick auf deren Habitatnutzung durch Kleinsäuger. –Diplomarbeit am Institut für Landschafts- und Umweltplanung, Studiengang Landschaftsplanung. Technische Universität Berlin.

Erste Ergebnisse wurden veröffentlicht:

TSCHIERSCHKE, A. & KLENKE, R. (2002): Verteilung zoologisch relevanter Strukturen in Buchenwäldern unterschiedlicher Umbaustufe und Bewirtschaftung. - In: PESCHEL, T., MRZLJAK, J. & WIEGLEB, G. [Hrsg.]: Landschaft im Wandel – Ökologie im Wandel. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. 32: S. 216.

Eine weitere Diplomandin (ZILLMANN, F., HU Berlin) steht kurz vor dem Abschluss ihrer Arbeiten zum Thema „Untersuchung von Waldstrukturen im Hinblick auf die Nutzung durch nahrungssuchende Vögel“ (Arbeitstitel).

7 Probleme

Im Verlauf des Projektes haben sich drei Problemfelder herauskristallisiert, die schon in den vergangenen Zwischenbericht benannt wurden. Zusätzlich trat im Jahr 2002 ein gravierendes Problem auf, weil der Projektleiter für ca. neun Monate durch Krankheit fast vollständig ausfiel. Die Koordination der Arbeiten der mammalogischen Projektgruppe wurde nach entsprechender Instruktion vom Geschäftsführer der Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie übernommen. Für die Feldarbeiten hatten wir einen hinreichend qualifizierten Ersatz. Probleme sind durch den Ausfall vor allem

- bei der Datenerhebung der Kleinsäuger eingetreten, die durch die wissenschaftlichen Hilfskräfte nicht in der gewünschten Qualität durchgeführt wurde,
- bei den Untersuchungen zur Fledermausfauna, insbesondere den semiquantitativen Erfassungen, die nicht im gewünschten Umfang absolviert wurden,
- bei den Auswertungen der vorhandenen GIS-Daten und Daten aus dem Datenspeicher Wald in Beziehung zur Verteilung von Greifvogelhorsten, und
- bei der Modellierung von Entwicklungszenarien.

Die beiden letztgenannten Aufgabe konnte im Berichtszeitraum nicht wie vorgesehen abgeschlossen werden, da diese Arbeiten nur durch den Projektleiter vorgenommen werden konnten, der erst seit Anfang des Jahres 2003 wieder voll arbeitsfähig war. Dieser Zeitverlust konnte nicht mehr aufgeholt werden. Außerdem mussten die Attributdaten und Geometrien zur Waldstruktur aus dem Datenspeicher Wald zu Beginn des Jahres 2003 komplett ausgetauscht wurden, um den Datenbestand zu aktualisieren. Die Aufarbeitung dieser Daten im Komplex mit Landschaftsstrukturanalysen musste dann zugunsten der vordringlichen Aufarbeitung von Fangdaten der Kleinsäuger warten.

8 Literatur

ABBO - Arbeitsgemeinschaft Berlin-Brandenburgischer Ornithologe (2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Verlag Natur und Text, Rangsdorf, 2001. 684 Seiten

ABT, K.F. & BOCK, W.F. (1998): Seasonal variations of diet composition in farmland field mice *Apodemus* spp. and bank voles *Clethrionomys glareolus*. – Acta Theriologica 43 (4): 379-389.

AEBISCHER, N.J., ROBERTSON, P.A. & KENWARD, R.E. (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. - Ecology 74(5): 1313-325.

ÅHLEN, I. (1990a): European bat sounds - 29 species flying in natural habitats. Swedish Society for Conservation of Nature & The Swedish Youth Association for environmental studies and conservation. - Tonbandkassette.

ÅHLEN, I. (1990b): Identification of Bats in Flight. Swedish Society for Conservation of Nature & The Swedish Youth Association for environmental studies and conservation.

ALBRECHT, L (1990): Grundlagen, Ziele und Methodik der waldökologischen Forschung in Naturwaldreservaten. – Eching: IHW-Verl. (Naturwaldreservate in Bayern, Band 1), 221 S.

ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. In: Forstw. Centralblatt. 110 (1991). Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin. S.103-113

AMANN, G. (1990): Kerfe des Waldes. – Natur Verlag. Augsburg.

ANDRZEJEWSKI, R. & OLSZEWSKI, J. (1963): Social behavior and interspecific relations in *Apodemus flavicollis* (MELCHIOR, 1834) and *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER, 1780). – Acta Theriologica 7: 155-168.

ANGERMANN, R. (1987): Säugetiere (außer Fledermäuse). – STRESEMANN, E. (Hrsg.): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 3. Wirbeltiere. 9. Auflage. Volk und Wissen Volkseigener Verlag. Berlin.

ANONYMUS (2000): „Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald“. Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, Heft G1

ANONYMUS (1996): Müritz-Nationalpark. Nationalparkplan (Entwurf): Leitbild und Ziele. – Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete und Nationalparkamt Müritz (Hrsg.) Malchin etc.

ANONYMUS (1999): Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter. – MIN. F. UMWELT, NATURSCHUTZ U. RAUMORDNUNG D. LANDES BRANDENBURG (MUNR) (Hrsg.). Potsdam.

ANSORGE, H. (1983): Zur Wertung der Quadratmethode beim Kleinsäugerfang. – Säugetierkd. Inf. 2. Heft 7: 13-18.

ARBEITSGRUPPE ZUM SCHUTZ DER HUFEISENNASEN GRAUBÜNDENS (1994): Jagdhabitatwahl und nächtliche Aufenthaltsgebiete der Grossen Hufeisennase (*Rhinolophus ferrumequinum*) im Raum Castrisch/GR - Grundlagen zum Schutz der letzten größeren

Wochenstubenkolonie dieser Art in der Schweiz - Endbericht der ASGH, Encarden 51, 7152 Sagogn/Schweiz. - unveröff.

ARNASON, A. N., SCHWARZ, C. J. & BOYER, G. (1998): Popan-5. A data maintenance and analysis system for mark-recapture data. - Scientific Report, Department of Computer Science, University of Manitoba, Winnipeg. viii+318 p.

BANACH, A. (1987): Small rodent communities in a complex of forest biotopes. – Acta Theriologica 32 (14): 229-244.

BARATRAUD, M. (2000): Fledermäuse –27 europäische Arten. Doppel CD. Edition Ampel.

BAUER, H.-G., & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. – AULA Verlag. Wiesbaden.

BÄUMLER, W. (1973): Über einen Zusammenbruch der Gelbhalsmauspopulation im Nationalpark Bayrischer Wald. – Anz. f. Schädlingskunde Pflanzen-Umweltschutz 46: 161-168.

BECK, A. (1995): Fecal analysis of European bat species. – Myotis 32-33: 109-117.

BEKOFF M. 1981. Vole population cycles: kin-selection or familiarity. Oecologia (Berlin) 48:131.

BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer Verlag, Stuttgart 1982, 350 Seiten

BEZZEL, E. (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Passeres Singvögel. Wiesbaden: Aula-Verlag, 766 S.

BIBBY, C.J., BURGESS, N.D. & HILL, D.A. (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. - Neumann. Radebeul, 270 S.

BINNER, U. (1995): Bemerkungen zu Problemen bei der Telemetrie von Fledermäusen im Raum Schwerin. - In: STUBBE, M., STUBBE, A. & HEIDECKE, D. (Hrsg.): Methoden feldökologischer Säugetierforschung 1:397-405.

BLUME, D. (1981): Schwarzspecht, Grünspecht, Grauspecht. Lutherstadt Wittenberg, Ziemsen.

BLUME, D. (1991): Die Bedeutung des Alt- und Totholzes für heimische Spechte – Folgerungen für die Forstwirtschaft. In: Naturschutzzentrum NRW Seminarberichte Heft 10 „Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald- und Feldflur“. Recklinghausen 1991

BLUME, D. (1993): Die Bedeutung von Alt- und Totholz für unsere Spechte. – in: LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTENBERG (HRSG.) (1993): Artenschutzsymposium Spechte der AG Vogelschutzwarte der FH Nürtingen. - Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad.-Württ. B.67, Karlsruhe, S. 157-163

BOCK ,W. & SALSKI, A. (1998): A fuzzy knowledge-based model of population dynamics of the Yellow-necked mouse (*Apodemus flavicollis*). Ecological modelling 108:155-161.

BOYE, P.; MEINING, H. (1996): Flächenbezogene Erfassung von Mäusen und Spitzmäusen. - Schr.-R. f. Landschaftspflege u. Natursch. 46: 45-54

BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. (1992): Data based selection of an appropriate biological model: the key to modern data analysis. In: MCCULLOUGH, D. R. & BARRETT, R.H. [eds.]: Wildlife 2001: Populations. London, New York: Elsvier Applied Science. p 16-30.

BURNHAM, K. P. (1988): A unified theory for release - resampling studies of animal populations. - Department of Statistics, North Carolina State University: Institute of Statistics Technical Report Series. 1-61 p.

CAMPBELL, N.A. (1996): Biologie. Hrsg: Markl, J. – Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Berlin, Oxford, Heidelberg, 1997, 1440 S.

CHĘTNICKI, W. & MAZURKIEWICZ, M. (1994): Dispersion of the bank vole in fine- and coarse-grained mosaics of deciduous and mixed coniferous forests. – Acta Theriologica 39 (2): 127-142.

DE JONG, J. (1994): Habitat use, home-range and activityaktivity pattern of the northern bat, *Eptesicus nilssoni*, in a hemiboreal coniferous forest. - In: DE JONG, J: Distribution patterns and habitat use by bats in relation to landscape heterogeinity, and consequences for conservation. - Dissertation an der Sveriges Lantbruksuniversität Uppsala, Instituionen för Vielteologi 26: 40-56.

DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. – Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart.

DÖHLE, H.-J. et al. (1991): Variabilität der Wurfgröße bei der Rötelmaus *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER, 1780). – STUBBE, M., HEIDECKE, D. & STUBBE, A. (Hrsg.). Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Wissenschaftliche Beiträge. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1990/34 (P 42). Halle (Saale): 109-121.

DOLCH, D. (1991): Dynamik der Kleinsäugerfauna im NSG „Kunsterspring“, Bezirk Potsdam. – STUBBE, M., HEIDECKE, D. & STUBBE, A. (Hrsg.). Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Wissenschaftliche Beiträge. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1990/34 (P 42). Halle (Saale): 349-364.

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 5. Auflage. Ulmer Verlag Stuttgart.

EICHSTÄDT, H.; BASSUS, W. (1995): Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*). – Nyctalus 5 (6): 561-584.

ERBECK, R., HASEDER, E. & STINGLWAGNER, G. (1998): Das große Kosmos Wald und Forstlexikon. Kosmos-Verlag, Stuttgart 1998. 880 Seiten

FUHRMANN, M. (1991): Untersuchungen zur Biologie des Braunen Langohrs (*Plecotus auritus* L., 1758) im Lennebergwald bei Mainz. - Diplomarbeit, Johann-Gutenberg-Univ. Mainz.

GAHSCHE, J. & BENS, P. (2002): ArcView Kochbuch. Praktische GIS-Anleitungen für Ökologie, Naturschutz und Landschaftsplanung. – Lutra Verlags- und Vertriebsgesellschaft. Tauer.

GÖRNER, M. & HACKETHAL, H. (1987): Säugetiere Europas. – Neumann Verlag. Leipzig, Radebeul.

HAFERKORN, J. et al. (1991): Sukzession der Kleinsäugergesellschaft in einem Auwaldbiotop. – STUBBE, M., HEIDECKE, D. & STUBBE, A. (Hrsg.). Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Wissenschaftliche Beiträge. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1990/34 (P 42). Halle (Saale): 267-281.

HANSSON, L. (1984): Composition of cyclic and non-cyclic vole populations: On the causes of variation in individual quality among *Clethrionomys glareolus* in Sweden. – Oecologia (Berlin) 63: 199-206.

HÄRDTLE, W. et al. (2001): Sukzessionsforschung und Ableitung waldbaulich nutzbarer Informationen in naturnahen Buchenwäldern mit langjährig ungestörter Walddynamik im Nordostdeutschen Tiefland. – Zwischenbericht der Universität Lüneburg, Institut für Ökologie und Umweltchemie an das Bundesamt für Bildung und Forschung. (unveröffentlicht).

HÄUSSLER, U.; NAGEL, A.; HERZIG, G.; BRAUN, M. (1999): Pipistrellus „pygmaeus/mediterraneus“ in SW-Deutschland: ein fast perfekter Doppelgänger der Zwergfledermaus *Pipistrellus pipistrellus*. – Der Flattermann 21: 13-19.

HECKER, U. (1995): Bäume und Sträucher. BLV Bestimmungsbuch. – BLV Verlagsgesellschaft mbh. München etc. 480 S.

HEISE, G. & PRILL, H. (1977): Fledermausschutz und Fledermausforschung im Bezirk Neubrandenburg. –Rat des Bezirkes Neubrandenburg (Hrsg.).

HETZEL, G. & REIF, A. (1996): Die Vegetation der Kahlflächen im Wald und ihre Beziehungen zu Standort, vorangegangener Nutzung und Wildverbiss, mit besonderer Berücksichtigung der Bannwaldgebiete bei Langenau, Bebenhausen und Bad Waldsee. Veröff. PaÖ (Projekt für angewandte Ökologie) 16: 289-305.

HEYDEMANN, B. (1960): Zur Ökologie von *Sorex araneus* L. und *Sorex minutus* L. – Z. f. Säugetierkunde. Bd. 25: 24-29.

HOLHLFELDT, F. (1997): Vergleichende ornithologische Untersuchungen in je sechs Bann- und Wirtschaftswäldern im Hinblick auf die Bedeutung des Totholzes für Vögel. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg **13**(1): 1-127.

HOOGE, P. N. & EICHENLAUB, B. (2000): Animal movement extension to arcview. ver. 2. Alaska Science Center - Biological Science Office, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA.

IFFERT, D.; TRESS, J. & TRESS, CH. (1989): Kastenbesatz durch Fledermäuse in Abhängigkeit zur Waldstruktur im Forstrevier Hahnenhorst (Bezirk Schwerin). – In: HEIDECKE, D. & STUBBE, M. (Hrsg.): Populationsökologie von Fledermausarten. – Wissenschaftliche Beiträge Martin-Luther-Universität 1989/20 (P36): 277-290.

IVLEV, V. S. (1961): Experimental Ecology of the Feeding of Fishes, Yale Univ. Press, New Haven, CT.

JEDICKE, E. (1994): Ornithologische Punktaufnahmen und Erfassung der Habitatstruktur im Wald – Untersuchung von Habitatbeziehung und Planungsanwendung. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 26 (2), S. 53-59

JESCHKE, L. (1997): „60 Jahre Naturschutzgebiet Heilige Hallen“. In: Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern. 40. Jg., Heft 2/1997, Seite 31-40

JOLLY, G.M. (1965): Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. - Biometrika 52 (1/2): 225-247.

JONES, C.; MCSHEA, W. J.; CONROY, M. J.; KUNZ, T. H. (1996): Capturing Mammals. (Chapter 8). - In: WILSON, D. E.; COLE, F. R.; NICHOLS, J. D.; RUDRAN, R. FOSTER , M. S. (eds.): Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Mammals. - Smithsonian Institution Press. – Washington, London.

KELLER, M. (2003): Untersuchungen von Waldstrukturen im Hinblick auf deren Habitatnutzung durch Kleinsäuger. – Diplomarbeit am Institut für Landschafts- und Umweltplanung, Studiengang Landschaftsplanung. Technische Universität Berlin. 90S.

KENWARD, R.E. (1987): Wildlife radio tagging, equipment, field techniques, and data analysis. - Academic press, London.

KLENKE R. (1992): Zur Sterblichkeit bei Vögeln, Möglichkeiten und Grenzen einer Auswertung von Ringwiederfunden am Beispiel von Weißstorch (*Ciconia ciconia* L., 1758) und Mäusebussard (*Buteo buteo* L., 1758). Greifswald: Dissertation (unveröffentlicht) Ernst-Moritz-Arndt-Universität. 99 S.

KLENKE, R. (1985): Ökologische Untersuchungen zur Besiedlung der Stadt Leipzig mit Kleinnagern. Dipl.-Arbeit an der Sektion Biowissenschaften. Karl-Marx-Universität Leipzig. (unveröffentlicht).

KLENKE, R. (1991): Ein Blick in die Zukunft: Mark-Recapture-Experimente zur Schätzung der Abundanz und Überlebensraten in Kleinsäugerpopulationen. – STUBBE, M., HEIDECKE, D. & STUBBE, A. (Hrsg.). Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Wissenschaftliche Beiträge. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1990/34 (P 42). Halle (Saale): 9-14.

KLENKE, R. (2002): Auswirkungen von Landschaftszerschneidungen auf die Brutvogelfauna Mecklenburg-Vorpommerns. - In: PESCHEL, T.; MRZLJAK, J. & WIEGLEB, G. [Hrsg.]: Landschaft im Wandel – Ökologie im Wandel. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 32: S. 49.

KLENKE, R. et al. (2001): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Buchenwäldern. – Zwischenbericht an das Bundesamt für Bildung und Forschung 2001. (unveröff.).

KLENKE, R. et al. (2002): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Buchenwäldern. – Zwischenbericht an das Bundesamt für Bildung und Forschung 2002. (unveröff.).

KNAPP, H.D., JESCHKE, L. (1991): Naturwaldreservate und Naturwaldforschung in den ostdeutschen Bundesländern. In: Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 21 „Naturwaldreservate“, Hrsg. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie. Bonn – Bad Godesberg, 1991. Seiten 21-51

KÖHLER, F. (1991): „Anmerkungen zur ökologischen Bedeutung des Alt- und Totholzes in Naturwaldzellen – Erste Ergebnisse der faunistischen Bestandserhebung zur Käferfauna an Totholz in nordrhein-westfälischen Naturwaldzellen. In: Naturschutzzentrum NRW. Seminarberichte Heft 10. Recklinghausen, 1991. S. 14

KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.& VOLESKE, P. (1984): Biostatistik – Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. 2. Auflage, Springer Verlag Berlin Heidelberg 1996, 285 S.

KREBS, C. J. (1966): Demographic changes in fluctuating populations of *Microtus californicus*. - Ecological Monographs 36: 239-273

KREBS, C. J. (1989): Ecological methodology. Harper Collins Publishers New York.

KULICKE, H. (1960): Wintervermehrung von Rötelmaus (*Clethrionomys glareolus*), Erdmaus (*Microtus agrestis*) und Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*). – Z. f. Säugetierkunde. 25: 89-91.

KULICKE, H. (1963): Kleinsäuger als Vertilger forstschädlicher Insekten. – Z. f. Säugetierkunde 28. H. 3: 175-183.

KUNZ, T. H. & KURTA, A. (1988): Capture methods and holding devices. – In: KUNZ, T. H. (ed.): Ecological and Behavioral methods for the Study of Bats. - Smithsonian Institution Press. – Washington D.C.

KÜSTER, H. (1998): Geschichte des Waldes. Von der Urzeit bis zur Gegenwart. – C. H. Beck Verlag. München.

LAUFENS, G. (1973): Beiträge zur Biologie der *Fransenfledermäuse (Myotis nattereri*).- Z. Säugetierkunde 38: 1-14.

LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder – Wegweiser zur naturnahen Waldwirtschaft. Verlag Paul Haupt Bern und Stuttgart, 1993, 260 Seiten

LIEDTKE, H. & MARCINEK, J. (Hrsg.) (1995): Physische Geographie Deutschlands. – Justus Perthes Verlag. Gotha.

LIMPENS, H.J.G.A. & ROSCHEN, A. (1995): Bestimmung der mitteleuropäischen Fledermausarten anhand ihrer Rufe. BAG Fledermausschutz im Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU), NABU-Umweltpyramide Bremervörde – Tonbandkassette mit Begleitheft.

LIMPENS, H.J.G.A. (1993): Fledermäuse in der Landschaft- Eine systematische Erfassungsmethode mit Hilfe von Fledermausdetektoren.- Nyctalus (N.F.) 4: 561-575.

LOBECK, K. & MEINKE, I. (1966): Wald, Hecke Strand: Ein feldbiologisches Arbeitsbuch. – Volk und Wissen Volkseigener Verlag. Berlin.

LUDER, R. (1981): Qualitative und quantitative Untersuchung der Avifauna als Grundlage für die ökologische Landschaftsplanung im Berggebiet – Methodik und Anwendung am Beispiel der Gemeinde Lenk (Berner Oberland). In: Der ornithologische Beobachter 78 (3), 1981, S. 137-192

MATTHÄUS, G. (1991):Vögel – Hinweise zur Erfassung und Bewertung im Rahmen landschaftsökologischer Planung. In: Arten und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. BVDL-Tagung Bad urzach, 1991 / Trautner, J. (Hrsg.), Verlag Josef Margraf, Weikersheim, 1992, S. 27-38

MAZURKIEWICZ, M. (1994): Factors influencing the distribution of the bank vole in forest habitats. – Acta Theriologica 39 (2): 113-126.

MCGARIGAL K., MARKS, B.J. (1994). Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. Corvallis, OR 97331: Forest Science Department, Oregon State University.

MECH, L.D. & BARBER, S.M. (2002): A critique of Wildlife Radio Tracking and its use in National Parks – a report to the U.S. National Park Service.

MESCHEDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): BfN/Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten. -Schrftr. f. Landschaftspfl. und Naturschutz 66.

MÖLLER, G. (1994): Alt- und Totholzlebensräume: Ökologie, Gefährdungssituation, Schutzmaßnahmen. – Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol. 28 (1): 412-437.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - UTB, Heidelberg, Wiesbaden.

MÜLLER, J.P. (1972): Die Verteilung der Kleinsäuger auf die Lebensräume an einem Nordhang im Churer Rheintal. Z. f. Säugetierkunde 37: 257-285.

MUSLOW, R. (1977): Zur Struktur einiger Vogelgemeinschaften im norddeutschen Raum – Auswertungen von Siedlungsdichteergebnissen unter synökologischem Aspekt. In: Vogelwelt 98, Seiten 105-113

NEUBERT, F. (2002): Artenmonitoring Kleinsäuger: Der Siebenschläfer (*Glis glis* L.). – Unveröffentlichter Bericht zur Zuwendung des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. Kratzeburg. 16 S.

NITSCHE, L. (1990): Vegetation und Vogelbestände am Dörnberg. In: Vogel und Umwelt 6 (1-2), S. 102-128

NOEKE, G. (1991): Abhängigkeit der Dichte natürlicher Baumhöhlen von Bestandesalter und Totholzangebot. In: Naturschutzzentrum Nordrhein-Westphalen, Seminarberichte Heft 10, Recklinghausen, 1991

OBRTEL, R. & HOLIŠOVA, V. (1982): Winter and spring diets of three coexisting Apodemus spp. – Folia Zoologica 32 (4): 291-302.

PASINELLI, G. (1999): Relations between habitat structure, space use and breeding success of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius.* - [Dissertation]. Zürich: Universität Zürich. 93 S. p.

PECHACEK, P. (1999): Einsatz der Radio-Telemetrie in der Spechtforschung – ein methodischer Leitfaden. – in: Tichodroma Supplementum 1, Journal of Ornithology Proceeding of the international woodpecker symposium Zvolen, Slovakia. 192-205

PECHACHEK, P. (1995): Spechte (*Picidae*) im Nationalpark Berchtesgaden - Habitatwahl, Nahrungsökologie, Populationsdichte. Berchtesgaden, Nationalparkverwaltung Berchtesgaden**:** 182.

PENCZ, H. (1999): Waldentwicklungsplanung 2000 bis 2009 im Landeswald Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag im Rahmen der Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung, Arbeitskreis Zustandserfassung

PFEIFFER, H. & NIETHAMMER, J. (1972): Versuche zur Nahrungswahl von Wald- und Gelbhalsmaus (*Apodemus sylvaticus* und *A. flavicollis*). – Z. f. Säugetierkunde 37: 57-65.

PLUMMER, M.V. (2003): Mike Plummers Herbsite. Ecology Laboratory. Movement Lab. http://www.harding.edu/USER/plummer/www/movementlab.htm

POLLOCK, K. H., NICHOLS, J. D., BROWNIE, C. & HINES, J. E. (1990): Statistical inference for capture-recapture experiments. - Wildlife Monographs No. 107, 97 p.

POLLOCK, K.H. et al. (1982): A capture-recapture design robust to unequal probability of capture. -Journal of Wildlife Management 46: 757-760

PRIEDE, I.G. & SWIFT, S.M. (1992): Wildlife telemetry. remote monitoring and tracking of animals. - Ellis Horwood. New York, London, Toronto, Sydney, Tokyo, Singapore.

PRILL, H. (1969): Vorkommen einiger Kleinsäuger. - In: Das Naturschutzgebiet Serrahn. -Natur Naturschutz Meckl., Sonderheft, 94-96.

PRILL, H. (1972): Bemerkenswerte Funde von Fledermäusen im Naturschutzgebiet Serrahn. – Naturschutzarb. Meckl. 15: 65-66.

PRILL, H. (1975): Populationsentwicklung einiger Kleinsäuger. – RAT DES BEZIRKES NEUBRANDENBURG (Hrsg.). Das Naturschutzgebiet Serrahn: 102-114.

RAUH, J. (1993): Fledermäuse. – In: Faunistisch ökologische Bewertung von Naturwaldreservaten anhand repräsentativer Tiergruppen. – Naturwaldreservate in Bayern, Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2: 117-122.

REICHHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. Anz. orn. Ges. Bayern **19**(1): 13-26.

REISE, D. (1972): Untersuchungen zur Populationsdynamik einiger Kleinsäuger unter besonderer Berücksichtigung der Feldmaus, *Microtus arvalis* (PALLAS, 1779). – Z. f. Säugetierkunde 37: 65-97.

REMMERT, H. (1992): Ökologie. – 5. Auflage. Springer Verlag. Berlin etc.

REUTER, B.(1975): Die Reliefanalyse als Beitrag zu Erfassung der Naturausstattung. – RAT DES BEZIRKES NEUBRANDENBURG (Hrsg.). Das Naturschutzgebiet Serrahn: 21-27.

ROLSTAD, J. & ROLSTAD, E. (1995): A note on the use of backpack radio-tags on medium-sized woodpeckers. - Ornis Fennica 72:177-179.

RUBACH, H. (2002): GIS- und GPS-gestützte Strukturuntersuchungen in Buchennaturwäldern des Müritz-Nationalparks. Diplomarbeit im Studiengang Umweltwissenschaften der Universität Lüneburg im Bereich Umweltinformatik. 80S.

RYDELL, J. & BOGDANOWICZ (1997): *Barbastella barbastellus*. Mammalian Species No. 557. American Society of Mammalogists.

RYDELL, J.; NATUSCHKE, G.; THEILER, A. & ZINGG, P. E. (1996): Food habits of the barbastelle bat *Barbastella barbastellus*. – Ecography 19: 62-66.

SACHS, L. (1997): Angewandte Statistik. - Springer. Berlin, Heidelberg, New York.

SAYER, M. (1989): Zur Nahrungsbiologie der Kleinsäuger im Kalkbuchenwald. – Poster zu Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie Göttingen 1987. Bd. XVII: 307-313.

SCHAEFER, M. & TISCHLER, W. (1983): Ökologie. – VEB Gustav Fischer Verlag. Jena.

SCHERNER, E.R. (1985): The applicability of Shannon´s formula to the analysis of breeding bird diversity. - Orn Mitt. 37:346-351.

SCHERZINGER, W. (1985): Die Vogelwelt der Urwaldgebiete im Inneren Bayrischen Wald“, Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1985), Heft 12

SCHERZINGER, W. (1996): „Naturschutz im Wald – Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung“. Hrsg. Jedicke, E. – Eugen Ulmer Co. Verlag, 1996, 447 S.

SCHMITT, M. (1989): Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer: Untersuchungen im Naturwaldreservat „Waldhaus“ und zwei Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (Forstamt Ebrach, Steigerwald). Dipl.-Arbeit am Lehrstuhl für Landschaftstechnik. Universität München. (unveröffentlicht), 193 S.

SCHOBER, W. & GRIMMBERGER, E. (1998): Die Fledermäuse Europas. Kennen - Bestimmen - Schützen. Kosmos-Franckh.

SCHULZ, W. (1996): Die geologische Situation im Müritz-Nationalpark. – in: Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 39.Jg., Heft 2, 32-38

SCHWARZENBERGER, T. & KLINGEL, H. (1995): Telemetrische Untersuchungen zur Raumnutzung und Aktivitätsrhythmik freilebender Gelbhalsmäuse. – Zeitschrift für Säugetierkunde 60: 20-32.

SIERRO, A. & ARLETAZZ, R. (1997): Barbastelle bat (*Barbastella spp*.), spezialize in the predation of moths: implications for foraing tactics and conservation. – Acta Oecologica 18: 91-106.

SIERRO, A. (1999): Habiat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). – J. Zool. Lond. 248 (5): 429-432.

SIERRO, A. (2003): Habitat use, diet and food availability in a population of *Barbastella barbastellus* in a Swiss alpine valley. – Nyctalus (N.F.) 8 (6): 670-673.

SPIESS, H.-J. (1991): NSG „Serrahn“ – Teil des Nationalparks „Müritz“. – in: Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 34. Jg., Heft 1/1991, S. 31

SPIESS, H.-J. (1992): Untersuchungen im Buchenwaldtotalreservat des Naturschutzgebietes Serrahn (Mecklenburg-Vorpommern).- in: NZ NRW-Seminarberichte, Heft 12 „ Buchenwaldökosysteme – Naturerbe Mitteleuropas“. Naturschutzzentrum NRW – Recklinghausen 1992

STEFFENS, R., SAEMANN, D., GRÖßLER, K. (Hrsg.) (1998): Die Vogelwelt Sachsens. Gustav Fischer Verlag, 530 S.

STEIN, G.H.W. (1956): Natürliche Auslese bei der Rötelmaus. – Z. f. Säugetierkunde. Bd. 21: 84-100.

STEIN, G.H.W. (1961): Beziehungen zwischen Bestandsdichte und Vermehrung bei der Waldspitzmaus, *Sorex araneus*, und weiteren Rotzahnspitzmäusen. – Z. f. Säugetierkunde. Bd. 26: 13-27.

STEINHAUSER, D. (2002): Untersuchungen zur Ökologie der Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus*, (Schreber, 1774) und der Bechsteinfledermaus, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817). Im Süden des Landes Brandenburgs. In: MESCHEDE, A., HELLER, K.-G. & BOYE, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. – Schriftenr. für Landschaftspfl. und Naturschutz 71: 81-98.

STRESEMANN, E. (1995): Exkursionsfauna für Deutschland. Bd. 3, Wirbeltiere. 12. Aufl.

STUBBE, A. & STUBBE, M. (1991): Langzeitdynamik der Kleinsäugergesellschaften des Hakelwaldes. – STUBBE, M., HEIDECKE, D. & STUBBE, A. (Hrsg.): Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Wissenschaftliche Beiträge. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg 1990/34 (P 42). Halle (Saale): 231-265.

STUBBE, C. (1989): Rehwild *Capreolus capreolus* (L.). – STUBBE, H. Buch der Hege. Bd. 1. Haarwild. VEB Landwirtschaftsverlag. Berlin: 140-169.

STUBBE, M. (1982): Dynamik der Kleinnagergesellschaft (Rodentia: Arvicolidae, Muridae) im Hakel. – Hercynia N.F. Leipzig 19 (1): 110-120.

SYKORA, W. (1978): Methodische Hinweise zur Kleinsäugerforschung. – Abh. Ber. Naturkd. Mus. „Mauritianum“ Altenburg 10: 1-33.

TEMPEL, H. (2003): Die Waldentwicklung in den Serrahner Bergen bis zur Einrichtung des Wildparks Serrahn 1849. In: Natur und Naturschutz in Mecklenburg Vorpommern. Jahrestag der Gründung der biologischen Station Serrahn. Heft 5/2003

TEMPEL, H. (2003): Die Waldentwicklung in den Serrahner Bergen bis zur Einrichtung des Wildparks Serrahn 1849. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern. H. 50. (in Vorbereitung).

TSCHIERSCHKE, A. (2002): Vergleich der Verteilungen von zoologisch relevanten Strukturmerkmalen zwischen einem naturnahen und einem bewirtschafteten Buchenwald in der Strelitzer Kleinseenlandschaft. – Dipl.-Arbeit am Fachbereich Agrarwirtschaft u. Landschaftsarchitektur/Umweltplanung, FH Neubrandenburg. (unveröffentlicht).

TSCHIERSCHKE, A. & KLENKE, R. (2002): Verteilung zoologisch relevanter Strukturen in Buchenwäldern unterschiedlicher Umbaustufe und Bewirtschaftung. - In: PESCHEL, T., MRZLJAK, J. & WIEGLEB, G. [Hrsg.]: Landschaft im Wandel – Ökologie im Wandel. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie. 32: S. 216.

TURČEK, F.J. (1967): Ökologische Beziehungen der Säugetiere und Gehölze. – Vydavatel’stvo Slovenskej akademie vied. Bratislava (Verlag der Slowakischen Akademie der Wissenschaften).

UTSCHICK, H. (1991): Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. Forstwiss. Centralbl. 110, 135-148.

VIRO, P. & NIETHAMMER, J. (1982): *Clethrionomys glareolus* (SCHREBER, 1780) – Rötelmaus. – NIETHAMMER, J. & KRAPP, F. (Hrsg.) Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 2/1. Nagetiere II. Akademische Verlagsgesellschaft. Wiesbaden: 109-146.

VON BLOTZHEIM, G. BAUER, K.M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Band 9, Columbiformes – Piciformes. Aula-Verlag Wiesbaden.

WEBER, H. (1969): Brut- und Gastvögel. In: Das Naturschutzgebiet Serrahn – Sonderheft der Schriftenreihe Natur- und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern /1969. Hrsg. Rat des Bezirks Neubrandenburg, Bezirksnaturschutzverwaltung, Institut für Landesforschung und Naturschutz Halle/S., S.79-93

WEISS, J. (1991): Schwarzspechthöhlen als Indikator für Altholz-Bewertung und –Erhaltung? In: Naturschutzzentrum NRW Seminarberichte Heft 10 „Ökologische Bedeutung von Alt- und Totholz in Wald- und Feldflur“. Recklinghausen 1991

WENDLAND, V. (1975): Dreijähriger Rhythmus im Bestandswechsel der Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis* Melchior). – Oecologia (Berlin) 20: 301-310.

WENK, M. (2001): Waldschutz: Forstlich relevante Mäusearten. – FH Eberswalde (Hrsg.). Eberswalde.

WERNICKE, P. (2002): Anforderungen an den Naturschutz im Wald. In: Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern. 45 (1), 1-8

WHITE, G. C. & GARROTT, R. A. (1990): Analysis of wildlife radio-tracking data. - Academic press. San Diego.

WICHMANN, H. (1954): Kleinsäuger als Feinde des Buchdruckers (*Ips typographus* [Linné 1758] Coleoptera). – Säugetierkundl. Mitt. 2: 60-66.

WILKINSON, G. S. & BRADBURY, W. J. (1988): Radiotelemetry: techniques and analysis. - In: Kunz, T. (ed.): Ecological and behavioral methods for the study of bats. - Washington.

WORTON, B.J. (1989): Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. – Ecology 70 (1): 164-168.

WRAY, S., CRESSWELL, W.J., WHITE, P.C.L. & HARRIS, S. (1992): „What, if anything is a core area? – An analysis of the problems of describing internal range configurations". In: PRIEDE, I.G. & SWIFT, S. (1992): „Wildlife Telemetrie – remote monitoring and tracking of animals". Ellis Horwood Limited, 1992. S. 257-271

ZAHN, A.; KRÜGER-BARVELS, K. (1996): Wälder als Jagdhabitate von Fledermäusen. – Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 77-84.

ZENKER, W. (1982): Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Struktur der Kulturlandschaft. - Beiträge zur Avifauna des Rheinlandes 15:1-250.

Tabelle 1: Egebnisse der Berechnung nach der *minimum number of animals known to be alive* **(**MNA)-Methode auf den vier Untersuchungsflächen

	JahrMonat																							
Art	**2001-01**	**2001-02**	**2001-03**	**2001-04**	**2001-05**	**2001-06**	**2001-07**	**2001-08**	**2001-09**	**2001-10**	**2001-11**	**2001-12**	**2002-01**	**2002-02**	**2002-03**	**2002-04**	**2002-05**	**2002-06**	**2002-07**	**2002-08**	**2002-09**	**2002-10**	**2002-11**	**2002-12**	**Gesamt-Ergebnis**
Gnewitz																								
Apodemus flavicollis						6	11	22	3	14	15					2		1	2	8	3	3			**102**
Clethrionomys glareolus						10	18	25	16	16	8					1		1	2	4	10	6			**138**
Sorex araneus							2									7			6	2	2	2			**21**
Sorex minutus																						1			**1**
Sorex spec.																					9				**9**
Sorex spec.							2									7			6	2	11	3			**31**
Gesamt-Ergebnis						**16**	**34**	**49**	**27**	**33**	**25**				**2**	**12**	**3**	**5**	**12**	**18**	**27**	**12**			**302**
Wokuhl																								
Apodemus flavicollis						7	2	4	12	5	4				1				4	4	3	11			**57**
Clethrionomys glareolus								1	1	6	1					1					1	4			**15**
Sorex araneus								1								3			1	1					**6**
Gesamt-Ergebnis						**7**	**2**	**6**	**13**	**11**	**5**				**1**	**4**			**5**	**5**	**4**	**15**			**78**
Wilhelminenhof																								
Apodemus flavicollis					1	7	4	9	6	2								1							**32**
Clethrionomys glareolus					2	10	9	3	2	1	3				1							1			**36**
Sorex araneus									1							2					2				**5**
Gesamt-Ergebnis					**3**	**17**	**13**	**12**	**9**	**3**	**3**				**1**	**2**		**1**			**2**	**1**			**73**
Serrahn																								
Apodemus flavicollis					1	16	24	13	2	4								6	4						**70**
Clethrionomys glareolus					4	12	16	13	9	14	10				1	4	2	5	5	7					**102**
Sorex araneus									2	1						1					3				**7**
Gesamt-Ergebnis					**5**	**28**	**40**	**26**	**13**	**19**	**10**				**1**	**5**	**2**	**11**	**9**	**7**	**3**				**179**

Tabelle 2: Schätzwerte der Individuenzahlen von *Apodemus flavicollis* auf den vier Untersuchungsflächen im Vergleich

Art	Fläche	Jahr	N_{MNA}	N_{M0}	se (N_{M0})	N_{M0}-se(N_{M0})	N_{M0}+se(N_{M0})	N_{M1}	se (N_{M1})	N_{M1}-se(N_{M1})	N_{M1}+se(N_{M1})
Apodemus flavicollis	KiBu(m)M1 - Gnewitz	2001/05									
		2001/06	10								
		2001/07	18	28,000	30,891	-2,891	58,891	18,000			
		2001/08	25	44,722	33,724	10,998	78,446	38,333			
		2001/09	16	9,778	4,565	5,213	14,342	10,667	7,149	3,518	17,816
		2001/10	16	24,857	10,085	14,772	34,942	27,000	17,937	9,063	44,937
		2001/11	8								
		2002/03									
		2002/04	1								
		2002/05									
		2002/06	1	4,000				2,000			
		2002/07	2	1,500				1,500			
		2002/08	4	81,000				9,000			
		2002/09	10	16,000				4,000			
		2002/10	6								
	KiBu(m)M2 - Wokuhl	2001/05									
		2001/06	7								
		2001/07	2								
		2001/08	4								
		2001/09	12	6,500				6,500			
		2001/10	5	4,500				4,500			
		2001/11	4								
		2002/03	1								
		2002/04									
		2002/05									
		2002/06									
		2002/07	4								
		2002/08	4								
		2002/09	3	2,000				2,000			
		2002/10	11								
	Bu(m)M2 - Wilhelmiinenhof	2001/05	1								
		2001/06	7								
		2001/07	4	5,000				1,000			
		2001/08	9	6,667				6,667			
		2001/09	6	3,500				3,500			
		2001/10	2								
		2001/11									
		2002/03									
		2002/04									
		2002/05									
		2002/06	1								
		2002/07									
		2002/08									
		2002/09									
		2002/10									
	Bu(a)M1 – Serrahn	2001/05	1								
		2001/06	16								
		2001/07	24	83,333	95,776	-12,443	179,109	41,667			
		2001/08	13	10,500				10,500			
		2001/09	2								
		2001/10	4								
		2001/11									
		2002/03									
		2002/04									
		2002/05									
		2002/06	6								
		2002/07	4								
		2002/08									
		2002/09									
		2002/10									

Tabelle 3: Schätzwerte der Individuenzahlen von *Clethrionomys glareolus* auf den vier Untersuchungsflächen im Vergleich

Art	Fläche	Jahr	$N_{(MNA)}$	N_{M0}	se (N_{M0})	N_{M0}-se(N_{M0})	N_{M0}+se(N_{M0})	N_{M1}	se (N_{M1})	N_{M1}-se(N_{M1})	N_{M1}+se(N_{M1})
Clethrionomys glareolus	*KiBu(m)M1 - Gnewitz*	2001/05									
		2001/06	10								
		2001/07	18	66,500	66,195	0,305	132,695	47,500			
		2001/08	25	22,750				22,750			
		2001/09	16	30,813	11,024	19,789	41,837	27,625	10,286	17,339	37,911
		2001/10	16	15,111				15,111			
		2001/11	8								
		2002/03									
		2002/04	1								
		2002/05									
		2002/06	1								
		2002/07	2	1,500				1,500			
		2002/08	4	10,000				5,000			
		2002/09	10	242,000				22,000			
		2002/10	6								
	KiBu(m)M2 - Wokuhl	2001/05									
		2001/06									
		2001/07									
		2001/08	1								
		2001/09	1	2,000				2,000			
		2001/10	6	24,500				10,500			
		2001/11	1								
		2002/03									
		2002/04	1								
		2002/05									
		2002/06									
		2002/07									
		2002/08									
		2002/09	1								
		2002/10	4								
	Bu(m)M2 - Wilhelmiinenhof	2001/05	2								
		2001/06	10	5,500				5,500			
		2001/07	9	8,571				8,571			
		2001/08	3	6,000	5,385	,615	11,385	4,000	1,414	2,586	5,414
		2001/09	2	6,000				6,000			
		2001/10	1	3,000				3,000			
		2001/11	3								
		2002/03	1								
		2002/04									
		2002/05									
		2002/06									
		2002/07									
		2002/08									
		2002/09									
		2002/10	1								
	Bu(a)M1 – Serrahn	2001/05	4								
		2001/06	12	48,286				26,000			
		2001/07	16	52,889	27,325	25,564	80,214	34,000	12,490	21,510	46,490
		2001/08	13	16,100	1,613	14,487	17,713	16,333	1,880	14,453	18,214
		2001/09	9	11,857	1,372	10,485	13,229	11,857	1,372	10,485	13,229
		2001/10	14	13,333				13,333			
		2001/11	10								
		2002/03	1								
		2002/04	4								
		2002/05	2	1,500				1,500			
		2002/06	5	4,000				4,000			
		2002/07	5	4,000				4,000			
		2002/08	7								
		2002/09									
		2002/10									

Tabelle 4: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz

Fangaktion	*Apodemus agrarius*	*Apodemus flavicollis*	*Apodemus sylvaticus*	*Clethrionomys glareolus*	*Microtus agrestis*	*Sorex araneus*	**Summe**
2001/05							**0,00**
2001/06		783,66		1013,35			**1797,01**
2001/07		1116,39		1484,81		25,60	**2626,80**
2001/08		2559,92		1977,19			**4537,11**
2001/09		231,60		1116,76	73,60		**1421,96**
2001/10		1688,64		1310,09			**2998,73**
2001/11	62,40	1809,60		558,32			**2430,32**
2002/03							**0,00**
2002/04		200,80		70,00		303,63	**574,43**
2002/05							**0,00**
2002/06		97,20		76,80			**174,00**
2002/07		282,53		165,20		229,20	**676,93**
2002/08		646,93	69,20	304,23		58,00	**1078,36**
2002/09		336,48		792,57		390,40	**1519,45**
2002/10		219,00		458,74		112,00	**789,74**
Gesamt-Ergebnis	**62,40**	**9972,75**	**69,20**	**9328,06**	**73,60**	**1118,82**	**20624,84**

Tabelle 5: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl

Fangaktion	*Apodemus agrarius*	*Apodemus flavicollis*	*Apodemus sylvaticus*	*Clethrionomys glareolus*	*Microtus agrestis*	*Sorex araneus*	**Summe**
2001/05							**0,00**
2001/06		744,61					**744,61**
2001/07		222,40					**222,40**
2001/08		430,08		102,00		29,20	**561,28**
2001/09		1209,07		66,00			**1275,07**
2001/10		610,73		525,60			**1136,33**
2001/11		536,00		66,20			**602,20**
2002/03		118,80					**118,80**
2002/04				85,60		99,60	**185,20**
2002/05							**0,00**
2002/06							**0,00**
2002/07		436,40				29,60	**466,00**
2002/08		410,00				31,20	**441,20**
2002/09		287,52		66,80			**354,32**
2002/10		978,17		290,49			**1268,66**
Gesamt-Ergebnis	**0,00**	**5983,78**	**0,00**	**1202,69**	**0,00**	**189,60**	**7376,07**

Tabelle 6: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

Fangaktion	*Apodemus agrarius*	*Apodemus flavicollis*	*Apodemus sylvaticus*	*Clethrionomys glareolus*	*Microtus agrestis*	*Sorex araneus*	**Summe**
2001/05		84,80		168,80			**253,60**
2001/06		675,85		750,67			**1426,52**
2001/07		336,00		522,51			**858,51**
2001/08		1219,85		181,50			**1401,35**
2001/09	122,40	792,40		146,00		28,80	**1089,60**
2001/10		232,00		62,00			**294,00**
2001/11				165,30			**165,30**
2002/03				75,60			**75,60**
2002/04						74,66	**74,66**
2002/05							**0,00**
2002/06		133,60					**133,60**
2002/07							**0,00**
2002/08							**0,00**
2002/09						74,66	**74,66**
2002/10				69,60			**69,60**
Gesamt-Ergebnis	**122,40**	**3474,50**	**0,00**	**2141,97**	**0,00**	**178,13**	**5917,01**

Tabelle 7: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

Fangaktion	*Apodemus agrarius*	*Apodemus flavicollis*	*Apodemus sylvaticus*	*Clethrionomys glareolus*	*Microtus agrestis*	*Sorex araneus*	**Summe**
2001/05		107,20		370,40			**477,60**
2001/06		1102,15		687,92			**1790,07**
2001/07		2634,79		1065,74			**3700,53**
2001/08		1522,32		895,16			**2417,48**
2001/09		276,00		615,26		117,60	**1008,86**
2001/10		523,20		977,51		48,00	**1548,71**
2001/11				620,80			**620,80**
2002/03				62,40			**62,40**
2002/04				288,37		37,33	**325,70**
2002/05				185,10			**185,10**
2002/06		606,80		435,90			**1042,70**
2002/07		374,40		370,00			**744,40**
2002/08				587,16			**587,16**
2002/09						112,00	**112,00**
2002/10							**0,00**
Gesamt-Ergebnis	**0,00**	**7146,86**	**0,00**	**7161,73**	**0,00**	**314,93**	**14623,51**

Tabelle 8: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
2001						
5	4	0	0	4	2	0
6	12	0	0	12	6	2
7	16	3	0	16	8	5
8	13	11	0	13	9	2
9	9	9	0	9	6	2
10	14	8	0	14	4	0
11	10	4	2	8	0	0
2002						
3	1	0	0	1	0	0
4	4	0	0	4	1	0
5	2	1	0	2	2	0
6	5	2	0	5	2	0
7	5	2	0	5	3	0
8	7	3	0	7	0	0
9	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.9286	0.5662	0.0000 U	0.0000 U
6	0.0769	3.7143	48.2857	0.0000 Z	0.7919	0.2892	14.6505	0.0000 L
7	0.2353	12.4444	52.8889	27.3247	0.5424	0.1375	0.0000 L	13.1741
8	0.8571	13.8000	16.1000	1.6130	0.7505	0.1510	0.0000 L	0.6812
9	1.0000 R	11.8571	11.8571 R	1.3719 R	0.6747	0.1569	5.3333 R	0.0000 L
10	0.6000	8.0000	13.3333	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.4545	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
4	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2500	0.2165	1.5000	0.0000 L
5	0.6667	1.0000	1.5000	0.0000 L	1.0000	0.0000 L	2.5000	0.0000 L
6	0.5000	2.0000	4.0000	0.0000 L	0.4000	0.2191	2.4000	0.0000 L
7	0.5000	2.0000	4.0000	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
8	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
9								
10								

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 9: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)IN) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
6	0.0769	2.0000	26.0000	0.0000 Z	0.5714	0.0000 Z	19.1429	0.0000 L
7	0.2353	8.0000	34.0000	12.4900	0.6667	0.1246	0.0000 L	8.5796
8	0.8571	14.0000	16.3333	1.8803	0.7411	0.1571	0.0000 L	0.7105
9	1.0000 R	11.8571	11.8571 R	1.3719 R	0.6747	0.1569	5.3333 R	0.0000 L
10	0.6000	8.0000	13.3333	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.4545	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
4	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2500	0.0000 Z	1.5000	0.0000 L
5	0.6667	1.0000	1.5000	0.0000 L	1.0000	0.0000 L	2.5000	0.0000 L
6	0.5000	2.0000	4.0000	0.0000 L	0.4000	0.2191	2.4000	0.0000 L
7	0.5000	2.0000	4.0000	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
8	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
9								
10								

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 10: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
2001						
5	2	0	0	2	1	0
6	10	1	1	9	6	0
7	9	6	1	8	2	0
8	3	1	0	3	1	1
9	2	0	2	0	0	2
10	1	1	0	1	0	1
11	3	1	0	3	0	0
2002						
3	1	0	0	1	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0
10	1	0	0	1	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.5000	0.3536	0.0000 U	0.0000 U
6	0.1818	1.0000	5.5000	0.0000 L	0.6667	0.1571	5.5714	0.0000 L
7	0.7000	6.0000	8.5714	0.0000 L	0.3750	0.3653	3.1607	4.0430
8	0.5000	3.0000	6.0000	5.3852	0.4000	0.0000 Z	3.6000	0.0000 L
9	0.3333	2.0000	6.0000	0.0000 Z	1.0000 G	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
10	1.0000 R	3.0000	3.0000 R	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 11: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	2	0	0	0	0	0	2
6	10	1	1	1	1	0	9
7	9	6	1	5	2	0	8
8	3	1	0	1	1	1	3
9	2	0	2	0	0	2	0
10	1	1	0	1	0	1	1
11	3	1	0	1	0	0	3
2002							
3	1	0	0	0	0	0	1
4	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0
10	1	0	0	0	0	0	1

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
6	0.1818	1.0000	5.5000	0.0000 L	0.6667	0.1571	5.5714	0.0000 L
7	0.7000	6.0000	8.5714	0.0000 L	0.2500	0.1531	2.1071	1.4020
8	0.5000	2.0000	4.0000	1.4142	0.5000	0.0000 Z	4.0000	0.0000 L
9	0.3333	2.0000	6.0000	0.0000 Z	1.0000 G	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
10	1.0000 R	3.0000	3.0000 R	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 12: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl

Session (l), (Month)	N(l) sample size at time i, excluding injected animals seen at (l) and not injected at (l)	M(l) size of marked subset of N(l) seen at (l) and seen before (l)	L(l) losses on capture lost at (l)	S(l) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (l) and not lost at (l)	R(l) number of recaptures out of S(l) seen at (l) and seen after (l)	Z(l) number seen before l, after l, and not at l , seen before (l) and seen after (l) and not seen at (l)
2001						
5	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	1	0	0	1	1	0
9	1	0	0	1	1	1
10	6	1	1	5	0	1
11	1	1	0	1	0	0
2002						
3	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	1	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0
9	1	0	0	1	0	0
10	4	0	0	4	0	0

Session (l), (Month)	AH(l) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(l) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(l) estimated population size at time i	S(NH(l)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(l) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(l)) standard error of estimate of survival rate	BH(l) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(l)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6								
7								
8	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	1.0000	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U
9	0.5000	1.0000	2.0000	0.0000 Z	1.0000 G	0.0000 Z	22.5000	0.0000 L
10	0.2857	7.0000	24.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	1.0000 R	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3								
4	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
5								
6								
7								
8								
9	0.5000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.2000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 13: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	1	0	0	0	0	0	1
9	1	0	0	0	0	1	1
10	6	1	1	1	0	1	5
11	1	1	0	1	0	0	1
2002							
3	0	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0
9	1	0	0	0	0	0	1
10	4	0	0	0	0	0	4

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6								
7								
8	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	1.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
9	0.5000	1.0000	2.0000	0.0000 Z	1.0000 G	0.0000 Z	8.5000	0.0000 L
10	0.2857	3.0000	10.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	1.0000 R	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3								
4	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
5								
6								
7								
8								
9	0.5000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.2000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 14: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
2001						
5	0	0	0	0	0	0
6	10	0	0	10	3	0
7	18	1	1	17	5	2
8	25	7	1	24	10	0
9	16	7	2	14	5	3
10	16	8	0	16	3	0
11	8	3	2	6	0	0
2002						
3	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	1	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	1	0	0	1	1	0
7	2	1	0	2	1	0
8	4	0	1	3	1	1
9	10	0	0	10	0	2
10	6	2	0	6	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.7000	0.4646	0.0000 U	0.0000 U
7	0.1053	7.0000	66.5000	66.1954	0.3043	0.1123	2.8152	18.9640
8	0.3077	7.0000	22.7500	0.0000 L	0.6042	0.2144	17.6719	7.9453
9	0.4706	14.5000	30.8125	11.0240	0.3721	0.1307	4.3902	2.8257
10	0.5294	8.0000	15.1111	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.4444	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3								
4	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
5								
6	0.5000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	1.0000	0.0000 L	1.5000	0.0000 L
7	0.6667	1.0000	1.5000	0.0000 L	1.0000	1.2910	8.5000	0.0000 L
8	0.2000	2.0000	10.0000	0.0000 Z	1.0000 G	0.0000 Z	233.0000	0.0000 L
9	0.0909	22.0000	242.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.4286	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 15: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	0	0	0	0	0	0	0
6	10	0	0	0	0	0	10
7	18	1	1	1	0	2	17
8	25	7	1	7	3	0	24
9	16	7	2	5	2	3	14
10	16	8	0	8	3	0	16
11	8	3	2	2	0	0	6
2002							
3	0	0	0	0	0	0	0
4	1	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0
6	1	0	0	0	0	0	1
7	2	1	0	1	1	0	2
8	4	0	1	0	0	1	3
9	10	0	0	0	0	2	10
10	6	2	0	2	0	0	6

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
7	0.1053	5.0000	47.5000	0.0000 Z	0.3333	0.0000 Z	7.2500	0.0000 L
8	0.3077	7.0000	22.7500	0.0000 L	0.5417	0.2115	15.8438	7.2015
9	0.4706	13.0000	27.6250	10.2863	0.4000	0.1625	4.8611	2.9258
10	0.5294	8.0000	15.1111	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.4444	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3								
4	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
5								
6	0.5000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	1.0000	0.0000 Z	1.5000	0.0000 L
7	0.6667	1.0000	1.5000	0.0000 L	0.5000	0.0000 Z	4.2500	0.0000 L
8	0.2000	1.0000	5.0000	0.0000 Z	0.5000	0.0000 Z	20.0000	0.0000 L
9	0.0909	2.0000	22.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.4286	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 16: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
2001						
5	1	0	0	1	0	0
6	16	0	0	16	3	0
7	24	2	1	23	2	1
8	13	3	0	13	0	0
9	2	0	0	2	2	0
10	4	2	0	4	0	0
11	0	0	0	0	0	0
2002						
3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	6	0	0	6	0	0
7	4	0	0	4	0	0
8	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
6	0.0588	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.6250	0.6759	83.3333	0.0000 L
7	0.1200	10.0000	83.3333	95.7759	0.0968	0.0000 Z	2.5323	0.0000 L
8	0.2857	3.0000	10.5000	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
9	0.3333	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.6000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11								
2002								
3								
4								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
7	0.2000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
8								
9								
10								

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 17: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	1	0	0	0	0	0	1
6	16	0	0	0	0	0	16
7	24	2	1	2	0	1	23
8	13	3	0	3	0	0	13
9	2	0	0	0	0	0	2
10	4	2	0	2	0	0	4
11	0	0	0	0	0	0	0
2002							
3	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
6	6	0	0	0	0	0	6
7	4	0	0	0	0	0	4
8	0	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
6	0.0588	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.3125	0.0000 Z	41.6667	0.0000 L
7	0.1200	5.0000	41.6667	0.0000 Z	0.1154	0.0000 Z	5.8077	0.0000 L
8	0.2857	3.0000	10.5000	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
9	0.3333	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.6000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11								
2002								
3								
4								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
7	0.2000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
8								
9								
10								

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 18: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death)* – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
2001						
5	1	0	1	0	0	0
6	7	0	0	7	2	0
7	4	0	0	4	0	2
8	9	2	1	8	1	0
9	6	1	0	6	0	0
10	2	0	0	2	0	0
11	0	0	0	0	0	0
2002						
3	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	1	0	0	1	0	0
7	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 Z	0.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
6	0.1250	0.0000	0.0000	0.0000 Z	1.0000 G	0.0000 Z	50.0000	0.0000 L
7	0.2000	10.0000	50.0000	0.0000 Z	0.1429	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
8	0.3000	2.0000	6.6667	0.0000 L	0.1250	0.0000 Z	2.7917	0.0000 L
9	0.2857	1.0000	3.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.3333	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11								
2002								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 19: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	1	0	1	0	0	0	0
6	7	0	0	0	0	0	7
7	4	0	0	0	0	2	4
8	9	2	1	2	1	0	8
9	6	1	0	1	0	0	6
10	2	0	0	0	0	0	2
11	0	0	0	0	0	0	0
2002							
3							
4							
5							
6							
7							
8							
9							
10							

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 Z	0.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
6	0.1250	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2857	0.0000 Z	10.0000	0.0000 L
7	0.2000	2.0000	10.0000	0.0000 Z	0.3333	0.0000 Z	3.3333	0.0000 L
8	0.3000	2.0000	6.6667	0.0000 L	0.1250	0.0000 Z	2.7917	0.0000 L
9	0.2857	1.0000	3.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.3333	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11								
2002								
3								
4								
5								
6								
7								
8								
9								
10								

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 20: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
2001						
5	0	0	0	0	0	0
6	7	0	0	7	0	0
7	2	0	0	2	0	0
8	4	0	0	4	1	0
9	12	1	0	12	3	0
10	5	3	0	5	3	0
11	4	3	0	4	0	0
2002						
3	1	0	0	1	0	0
4	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0
7	4	0	0	4	0	0
8	4	0	0	4	1	0
9	3	1	0	3	0	0
10	11	0	0	11	0	0

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
7	0.3333	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
8	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2500	0.2165	6.5000	0.0000 L
9	0.1538	1.0000	6.5000	0.0000 L	0.2500	0.1250	2.8750	0.0000 L
10	0.6667	3.0000	4.5000	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.8000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
4								
5								
6								
7	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
8	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2500	0.0000 Z	2.0000	0.0000 L
9	0.5000	1.0000	2.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.0833	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 21: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	0	0	0	0	0	0	0
6	7	0	0	0	0	0	7
7	2	0	0	0	0	0	2
8	4	0	0	0	0	0	4
9	12	1	0	1	1	0	12
10	5	3	0	3	2	0	5
11	4	3	0	3	0	0	4
2002							
3	1	0	0	0	0	0	1
4	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0
7	4	0	0	0	0	0	4
8	4	0	0	0	0	0	4
9	3	1	0	1	0	0	3
10	11	0	0	0	0	0	11

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
7	0.3333	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
8	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2500	0.0000 Z	6.5000	0.0000 L
9	0.1538	1.0000	6.5000	0.0000 L	0.2500	0.1250	2.8750	0.0000 L
10	0.6667	3.0000	4.5000	0.0000 L	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.8000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
4								
5								
6								
7	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
8	0.2000	0.0000	0.0000	0.0000 Z	0.2500	0.0000 Z	2.0000	0.0000 L
9	0.5000	1.0000	2.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.0833	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 22: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz

Session (l), (Month)	N(l) sample size at time i, excluding injected animals seen at (l) and not injected at (l)	M(l) size of marked subset of N(l) seen at (l) and seen before (l)	L(l) losses on capture lost at (l)	S(l) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (l) and not lost at (l)	R(l) number of recaptures out of S(l) seen at (l) and seen after (l)	Z(l) number seen before l, after l, and not at l , seen before (l) and seen after (l) and not seen at (l)
2001						
5	0	0	0	0	0	0
6	6	0	0	6	2	0
7	11	1	1	10	2	1
8	22	2	0	22	5	1
9	3	2	0	3	2	4
10	14	4	0	14	6	2
11	15	8	0	15	0	0
2002						
3	0	0	0	0	0	0
4	2	0	0	2	1	0
5	0	0	0	0	0	1
6	1	0	0	1	0	1
7	2	1	0	2	1	0
8	8	0	0	8	0	1
9	3	0	0	3	0	1
10	3	1	0	3	0	0

Session (l), (Month)	AH(l) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(l) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(l) estimated population size at time i	S(NH(l)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(l) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(l)) standard error of estimate of survival rate	BH(l) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(l)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.7778	0.7652	0.0000 U	0.0000 U
7	0.1667	4.6667	28.0000	30.8912	0.4268	0.3455	33.1978	32.6418
8	0.1304	5.8333	44.7222	33.7241	0.2839	0.1443	0.0000 L	9.4337
9	0.7500	7.3333	9.7778	4.5646	0.9943	0.4622	15.1352	8.8425
10	0.3333	8.2857	24.8571	10.0848	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.5625	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3								
4	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	1.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
5								
6	0.5000	2.0000	4.0000	0.0000 Z	0.3333	0.0000 Z	0.1667	0.0000 L
7	0.6667	1.0000	1.5000	0.0000 L	1.0000 G	0.0000 Z	79.5000	0.0000 L
8	0.1111	9.0000	81.0000	0.0000 Z	0.2353	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
9	0.2500	4.0000	16.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23 am Ende des Anhanges

Tabelle 23: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz

Session (I), (Month)	N(I) sample size at time i, excluding injected animals seen at (I) and not injected at (I)	M(I) size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)	L(I) losses on capture lost at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)	R(I) number of recaptures out of S(I) seen at (I) and seen after (I)	Z(I) number seen before I, after I, and not at I , seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)	S(I) number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
2001							
5	0	0	0	0	0	0	0
6	6	0	0	0	0	0	6
7	11	1	1	1	0	1	10
8	22	2	0	2	0	1	22
9	3	2	0	2	1	4	3
10	14	4	0	4	1	2	14
11	15	8	0	8	0	0	15
2002							
3	0	0	0	0	0	0	0
4	2	0	0	0	0	0	2
5	0	0	0	0	0	1	0
6	1	0	0	0	0	1	1
7	2	1	0	1	1	0	2
8	8	0	0	0	0	1	8
9	3	0	0	0	0	1	3
10	3	1	0	1	0	0	3

Session (I), (Month)	AH(I) proportion of marks in the population (bias corrected)	MH(I) estimated number of marks in population (bias corrected)	NH(I) estimated population size at time i	S(NH(I)!N) conditional standard error of estimate of population size	PHI(I) estimate of survival rate between i,i+1	S(PHI(I)) standard error of estimate of survival rate	BH(I) estimate of births entering between i and i+1	S(BH(I)) standard error of the estimate of births
2001								
5								
6	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
7	0.1667	3.0000	18.0000	0.0000 Z	0.4167	0.0000 Z	31.2500	0.0000 L
8	0.1304	5.0000	38.3333	0.0000 Z	0.3200	0.0000 Z	0.0000 L	0.0000 L
9	0.7500	8.0000	10.6667	7.1492	1.0000	0.8660	16.3333	13.4243
10	0.3333	9.0000	27.0000	17.9374	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
11	0.5625	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
2002								
3								
4	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.5000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U
5								
6	0.5000	1.0000	2.0000	0.0000 Z	0.5000	0.0000 Z	0.5000	0.0000 L
7	0.6667	1.0000	1.5000	0.0000 L	0.5000	0.0000 Z	8.2500	0.0000 L
8	0.1111	1.0000	9.0000	0.0000 Z	0.1111	0.0000 Z	3.0000	0.0000 L
9	0.2500	1.0000	4.0000	0.0000 Z	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U
10	0.5000	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U	0.0000 U

Legende für Tabellen 8 bis 23

N(I) - sample size at time (I); excluding injected animals; seen at (I) and not injected at (I)
M(I) - size of marked subset of N(I) seen at (I) and seen before (I)
L(I) - losses on capture lost at (I)
S(I) - number returned to population (excluding losses, including injections) seen at (I) and not lost at (I)
R(I) - number of recaptures out of S(I); seen at (I) and seen after (I)
Z(I) - number seen before (I), after (I), and not at (I), seen before (I) and seen after (I) and not seen at (I)
AH(I) - proportion of marks in the population (bias corrected)
MH(I) - estimated number of marks in population (bias corrected)
NH(I) - estimated population size at time (I)
S(NH(I)!N) - conditional standard error of estimate of population size
PHI(I) - estimate of survival rate between I,I+1
S(PHI(I)) - standard error of estimate of survival rate
BH(I) - estimate of births entering between I and I+1
S(BH(I)) - standard error of the estimate of births

validity flags (located to the immediate right of any estimate)
' ' = estimate as calculated is valid
'G' = estimate of a proportion is > 1 -- estimate was reset to 1
'L' = estimate of a positive qty< 0 -- estimate was reset to 0
'Z' = estimate not formed due to 0 in denominator
'U' = estimate unavailable for estimates near beginning/end of sample chain
'R' = no unmarked animals -- estimate may be invalid if sample is 'recaptures only'
'N' = sample size = 0 -- estimate set to 0 -- others in this row may be invalid
'I' = invalid due to 0 sample size at next sample time
'F' = general failure -- e.g. convergence failure or matrix inversion error

Tabelle 1: Egebnisse der Berechnung nach der *minimum number of animals known to be alive* (MNA)-Methode auf den vier Untersuchungsflächen....164
Tabelle 2: Schätzwerte der Individuenzahlen von *Apodemus flavicollis* auf den vier Untersuchungsflächen im Vergleich....165
Tabelle 3: Schätzwerte der Individuenzahlen von *Clethrionomys glareolus* auf den vier Untersuchungsflächen im Vergleich....166
Tabelle 4: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz....167
Tabelle 5: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl....167
Tabelle 6: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof....168
Tabelle 7: Mittlere monatliche Biomasse der Kleinsäuger [in g/ha] pro Monat – Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn....168
Tabelle 8: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn....169
Tabelle 9: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn 170
Tabelle 10: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof....171
Tabelle 11: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof....172
Tabelle 12: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl....173
Tabelle 13: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl....174
Tabelle 14: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz....175
Tabelle 15: Schätzung der Populationsgrößen von *Clethrionomys glareolus* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz....176
Tabelle 16: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn....177
Tabelle 17: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(a)M1 - Serrahn 178
Tabelle 18: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death)* – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof....179
Tabelle 19: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche Bu(m)M2 - Wilhelminenhof....180
Tabelle 20: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl....181
Tabelle 21: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M2 - Wokuhl....182
Tabelle 22: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full (birth&death*) – Modell M0) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz....183
Tabelle 23: Schätzung der Populationsgrößen von *Apodemus flavicollis* nach der JOLLY-SEBER-Methode (*full* – Modell with heterogeneous survival – M1) auf der Untersuchungsfläche KiBu(m)M1 - Gnewitz....184