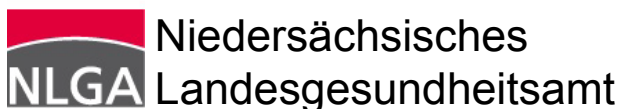


KLIWAS Schriftenreihe KLIWAS-38/2014

Schlussbericht
KLIWAS-Projekt 3.04

Klimabedingte Änderungen der
Gewässerhygiene und Auswirkungen
auf das Baggergutmanagement
in den Küstengewässern

Koblenz, im Dezember 2014





KLIWAS Schriftenreihe

KLIWAS-38/2014

Schlussbericht
KLIWAS-Projekt 3.04

Klimabedingte Änderungen der
Gewässerhygiene und Auswirkungen
auf das Baggergutmanagement
in den Küstengewässern

Autoren:

Nicole Brennholt¹, Simone Böer¹,
Ernst-August Heinemeyer²,
Katrin Luden², Gerhard Hauk³,
Oliver Duty³,
Anna-Lena Baumgarten¹,
Robert Potau Núñez¹,
Tanja Rösch¹,
Achim Wehrmann⁴,
Alexandra Markert⁴,
Frank Janssen⁵,
Bianca Schippmann⁶,
Georg Reifferscheid¹

¹ Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat G3, Koblenz

² Niedersächsisches Landesgesundheitsamt Aurich

³ Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern, Rostock

⁴ Senckenberg am Meer Wilhelmshaven

⁵ Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg

⁶ Institut für Ostseeforschung Warnemünde

Zitiervorschlag:

BRENNHOLT, N., BÖER, S.I., HEINEMEYER, E.-A., LUDEN, K., HAUKE, G., DUTY, O., BAUMGARTEN, A.-L., POTAU NÚÑEZ, R., RÖSCH, T., WEHRMANN, A., MARKERT, A., JANSSEN, F., SCHIPPMMANN, B., REIFFERSCHIED, G. (2014): Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement in den Küstengewässern. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 3.04. KLIWAS-38/2014. BfG, Koblenz. DOI: 10.5675/Kliwas_38/2014_3.04
URL: http://doi.bafg.de/KLIWAS/2014/Kliwas_38_2014_3.04.pdf

Inhaltsverzeichnis

05		TABELLENVERZEICHNIS
05		ABBILDUNGSVERZEICHNIS
09	1	KURZFASSUNG
13	2	ZIELE
14	3	STAND DER FORSCHUNG
18	4	METHODISCHES VORGEHEN UND DURCHGEFÜHRTE ARBEITEN
19	4.1	BESTANDSAUFNAHME DER GEGENWÄRTIGEN RÄUMLICHEN UND SAISONALEN VERBREITUNG POTENTIELL HUMANPATHOGENER VIBRIONEN IN DEN DEUTSCHEN KÜSTENGEWÄSSERN
22	4.2	UNTERSUCHUNGEN ZUR PATHOGENITÄT ISOLierter VIBRIO-STÄMME
23	4.3	UNTERSUCHUNGEN ZU FUNKTIONALEN ZUSAMMENHÄNGEN ZWISCHEN DEM AUFTRETEN VON POTENTIELL HUMANPATHOGENER VIBRIONEN UND ABIOTISCHEN, KLIMARELEVANTEN UMWELTFAKTOREN
24	4.4	MODELLIERUNG DER VERBREITUNG VON POTENTIELL HUMANPATHOGENER VIBRIONEN IM GREIFSWALDER BODDEN
27	4.5	MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES VORKOMMENS POTENTIELL HUMANPATHOGENER VIBRIONEN UNTER KLIMATISCH GEÄNDERTEN RANDBEDINGUNGEN
28	5	VERNETZUNG DES PROJEKTES, KOOPERATIONSPARTNER
31	6	ERGEBNISSE
31	6.1	BESTANDSAUFNAHME DER GEGENWÄRTIGEN RÄUMLICHEN UND SAISONALEN VERBREITUNG POTENTIELL HUMANPATHOGENER VIBRIONEN IN DEN DEUTSCHEN KÜSTENGEWÄSSERN
31	6.1.1	RÄUMLICHE VERBREITUNG VON VIBRIO SPP.
38	6.1.2	SAISONALE VERBREITUNG VON VIBRIO SPP.
42	6.1.3	PATHOGENES POTENTIAL VON VIBRIO SPP.
47	6.2	FUNKTIONALE ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN DEM AUFTRETEN VON POTENTIELL HUMANPATHOGENER VIBRIONEN UND ABIOTISCHEN, KLIMARELEVANTEN UMWELTFAKTOREN
47	6.2.1	EINFLUSS DER WASSERTEMPERATUR AUF ABUNDANZ UND RÄUMLICHE VERBREITUNG VON VIBRIO SPP.

Seite	Kapitel	
52	6.2.2	EINFLUSS DER SALINITÄT AUF ABUNDANZ UND RÄUMLICHE VERBREITUNG VON VIBRIO SPP.
54	6.2.3	EINFLUSS WEITERER ABIOTISCHER UMWELTPARAMETER AUF ABUNDANZ UND RÄUMLICHE VERBREITUNG VON VIBRIO SPP.
55	6.2.4	ZUSAMMENHANG ZWISCHEN ABUNDANZ UND RÄUMLICHER VERBREITUNG VON VIBRIO SPP. UND FÄKALINDIKATORBAKTERIEN
56	6.3	MODELLIERUNG DER VERBREITUNG VON POTENTIELL HUMAN-PATHOGENEN VIBRIONEN IM GREIFSWALDER BODDEN
60	6.4	MÖGLICHE ENTWICKLUNG DES VORKOMMENS POTENTIELL HUMAN-PATHOGENER VIBRIONEN UNTER KLIMATISCH GEÄNDERTEN RANDBEDINGUNGEN
60	6.4.1	EINFLUSS KLIMABEDINGTER TEMPERATURÄNDERUNGEN
63	6.4.2	EINFLUSS KLIMABEDINGT VERÄNDERTER SALINITÄTEN
66	7	KERNAUSSAGEN
66	7.1	ERREICHTER METHODISCH-WISSENSCHAFTLICHER FORTSCHRITT
66	7.2	KERNAUSSAGEN ZU DEN ERGEBNISSEN
67	7.3	NAHE UND FERNE ZUKUNFT
69	7.4	EINSCHÄTZUNG ZUM GRAD DER BETROFFENHEIT DES SYSTEMS WASSERSTRAßE UND DES OPERATIVEN GESCHÄFTS DER WSV IM GESCHÄFTSBEREICH DES BMVI
70	7.5	KERNAUSSAGEN ÜBER MÖGLICHE ANPASSUNGSOPTIONEN UND HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN
72	8	DISKUSSION UND AUSBLICK
77	9	DANKSAGUNG
78	10	LITERATUR
86	11	ABKÜRZUNGEN

Seite

Tabelle

Tabellenverzeichnis

29	1	PROJEKT 3.04 - KOOPERATIONEN UND AUFTRÄGE
54	2	MULTIPLES LINEARES REGRESSIONSMODELL ZUR VORHERSAGE VON VIBRIO SPP. ABUNDANZEN [LOG-TRANSFORMIERT] IN WASSER- UND SEDIMENTPROBEN DER NORDSEE
56	3	SPEARMAN-RANK-KORRELATIONEN ZWISCHEN DEN FÄKALINDIKATOR-BAKTERIEN (GRAU UNTERLEGT) UND VIBRIO SPP. (NICHT UNTERLEGT) DES OSTSEEMONITORINGS
62	4	PROZENTUALE ÄNDERUNG DER VIBRIO SPP. ABUNDANZEN IN DER NAHEN UND FERNEN ZUKUNFT BEI DEN PROJIZIERTEN ZUNAHMEN DER MITTLEREN JÄHRLICHEN WASSERTEMPERATUR AUS DEN KLIWAS-PJ 2.01 UND 3.08. ZUR BERECHNUNG DER ABUNDANZEN WURDE DAS MULTIPLE LINEARE REGRESSIONSMODELL (S. KAP. 6.2.3) HERANGEZOGEN

Seite

Abbildung

Abbildungsverzeichnis

19	1	LAGE DER VIBRIO-UNTERSUCHUNGSGEBIETE IN DEN DEUTSCHEN KÜSTENGEWÄSSERN VON NORD- UND OSTSEE
20	2	LAGE DER IM RAHMEN DES NORDSEEKÜSTENMONITORINGS BEPROBTEN STATIONEN ENTLANG DER NIEDERSÄCHSISCHEN KÜSTE UND IN DEN ÄSTUAREN VON WESER UND EMS
21	3	LAGE DER 12 IM RAHMEN DES OSTSEEKÜSTENMONITORINGS BEPROBTEN STATIONEN ENTLANG DER MECKLENBURG-VORPOMMERSCHEN KÜSTE UND DEN BODDENGEWÄSSERN
22	4	SCHEMATISCHE DARSTELLUNG DER VERSCHIEDENEN KULTIVIERUNGSANSÄTZE ZUR IDENTIFIZIERUNG UND QUANTIFIZIERUNG DER VIBRIONEN
32	5	RÄUMLICHE VERBREITUNG DER VIBRIO SPP.. LOG-TRANSFORMIERTE ABUNDANZEN [KBE/100 ML BZW. 100 G] IN WASSER- (LINKS) UND SEDIMENTPROBEN (RECHTS) DER NORDSEEKÜSTE
33	6	STATIONEN MIT V. VULNIFICUS-POSITIVEN BEFUNDEN (ROTE PUNKTE) WÄHREND DES NORDSEEMONITORINGS

Seite	Abbildung	
34	7	UNTERSUCHUNGEN ZUR SCHWEBSTOFFASSOZIIERTEN VERDRIFTUNG VON HYGIENISCH RELEVANTEN V. VULNIFICUS-BAKTERIEN AUS DEM EMS-ÄSTUAR IN DIE KÜSTENGEBIETE MITTELS EINES PARTIKELTRANSPORTMODELLS
35	8	RELATIVE ANZAHL [%] POSITIVER VIBRIO SPP.-PROBEN DER SONDER-UNTERSUCHUNG BEI NEßMERSIEL/NORDSEE. N = ANZAHL DER GESAMTPROBEN PRO KOMPARTIMENT (WASSER: PRIEL; SEDIMENT: SANDWATT, AUSTERNRIFF; MUSCHELPROBEN: AUSTER CRASSOSTREA GIGAS, MIESMUSCHEL MYTILUS EDULIS) ANGEFÜHRT
36	9	RÄUMLICHE VERBREITUNG DER V. PARAHAEMOLYTICUS (A) UND V. ALGINOLYTICUS (B) ABUNDANZEN [LOG(X+1) KBE/100 ML BZW. G] IN DEN WASSER- (PRIEL), SEDIMENT- (AUSTERNRIFF, SANDWATT) UND MUSCHELPROBEN (C. GIGAS, M. EDULIS) DER STATION BEI NEßMERSIEL/ NORDSEE
37	10	RÄUMLICHE VERBREITUNG DER VIBRIO SPP.. LOG-TRANSFORMIERTEN ABUNDANZEN [KBE/100 ML BZW. 100 G] IN WASSER- (LINKS) UND SEDIMENTPROBEN (RECHTS) DER OSTSEEKÜSTE
38	11	STATIONEN MIT V. VULNIFICUS- (ROTE PUNKTE) UND V. CHOLERAЕ-POSITIVEN BEFUNDEN (GRÜNE PUNKTE) WÄHREND DES OSTSEEKÜSTENMONITORINGS
39	12	SAISONALE VERBREITUNG DER VIBRIO SPP. ABUNDANZEN [LOG(X+1) KBE/100 ML BZW. 100 G] IN DEN WASSER- (LINKS) UND SEDIMENTPROBEN (RECHTS) DER NORDSEEKÜSTE
40	13	SAISONALE VERBREITUNG DER VIBRIO SPP. ABUNDANZEN [LOG(X+1) KBE/100 ML BZW. 100 G] IN DEN WASSER- (LINKS) UND SEDIMENTPROBEN (RECHTS) DER OSTSEEKÜSTE
41	14	SAISONALE VERBREITUNG DER V. PARAHAEMOLYTICUS (LINKS) UND V. ALGINOLYTICUS (RECHTS) ABUNDANZEN [LOG(X+1) KBE BZW. MPN/100 ML BZW. 100 G] IN DEN WASSER- (PRIEL), SEDIMENT- (AUSTERNRIFF, SANDWATT) UND MUSCHELPROBEN (C. GIGAS, M. EDULIS) DER STATION BEI NEßMERSIEL/NORDSEE. DIE MUSCHEL-PROBEN WURDEN NICHT AUF V. ALGINOLYTICUS HIN UNTERSUCHT
44	15	PATHOGENES POTENTIAL VON VIBRIO VULNIFICUS-ISOLATEN DER NORD- (ORANGE) UND OSTSEEKÜSTE (BLAU). DARGESTELLT IST DIE RELATIVE ANZAHL POSITIVER ISOLATE [%] AUS DEN WASSER- UND SEDIMENTPROBEN
46	16	RÄUMLICHER VERGLEICH DES PATHOGENEN POTENTIALS VON VIBRIO VULNIFICUS-ISOLATEN DER OSTSEEKÜSTE (WASSER- UND SEDIMENTPROBEN KOMBINIERT). DARGESTELLT IST DIE RELATIVE ANZAHL POSITIVER ISOLATE [%] AUS DER DARß-ZINGSTER-BODDENKETTE (TÜRKIS) UND AUS DEM GREIFSWALDER BODDEN (GELB)
49	17	AUFTRETENSWAHRSCHEINLICHKEIT VON V. VULNIFICUS UND V. CHOLERAЕ IN WASSER- UND SEDIMENTPROBEN DER NORD- (A) UND OSTSEEKÜSTE (B UND C) IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERTEMPERATUR

Seite	Abbildung	
50	18	SAISONALES AUFTRETEN VON VIBRIO VULNIFICUS-POSITIVER NORDSEE-KÜSTENPROBEN [N] PRO MONAT IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSER-TEMPERATUR [°C]
51	19	SAISONALES AUFTRETEN VON VIBRIO SPP.-POSITIVER OSTSEEKÜSTENPROBEN [N] PRO MONAT IN ABHÄNGIGKEIT VON DER WASSERTEMPERATUR [°C]
52	20	WACHSTUMS- (A) UND TEILUNGSRATEN (B) DES V. VULNIFICUS-STAMMS V1007-0343 AUS DEM NORDSEEKÜSTENMONITORING (QUELLE: BACHELORARBEIT ROBERT POTAU NÚÑEZ 2011)
53	21	LABOREXPERIMENTE ZUR SALINITÄTSTOLERANZ VON VIBRIO VULNIFICUS (QUELLE: BACHELORARBEIT ROBERT POTAU NÚÑEZ 2011). A) WACHSTUMSKURVEN [LEBENDKEIMZAHL/ML] UND B) TEILUNGSRATEN [TEILUNGEN/STUNDE] DES V. VULNIFICUS-STAMMS V1007-0343 AUS DEM NORDSEEMONITORING
57	22	VIBRIO SPP. POSITIVE WASSERPROBEN IN KARLSHAGEN (USEDOM/ POMMERSCHE BUCHT) UND LUBMIN (GREIFSWALDER BODDEN) SOWIE GEMESSENE WASSERTEMPERATUREN [°C] WÄHREND DER BADESAISON 2010 UND 2011 (QUELLE: SCHIPPMANN ET AL. (SUB.))
58	23	MODELLGEBIET UND BATHYMETRIE DES GREIFSWALDER BODDEN MODELLSYSTEM SET-UPS. DIE ROTEN LINIEN ENTSPRECHEN DEN DREI OFFENEN MODELLRÄNDERN (QUELLE: SCHIPPMANN ET AL. (SUB.), VERÄNDERT)
61	24	PROJEKTIONEN DER ANZAHL DER MONATE PRO JAHR MIT EINER MEERESOBERFLÄCHENWASSERTEMPERATUR >17 °C
64	25	SENSITIVITÄTSSTUDIE ZU SALZGEHALTSÄNDERUNGEN IN DEN ÄSTUAREN VON EMS (LINKS) UND JADE/WESER (RECHTS) DURCHGEFÜHRT VON FRED HESSER (BAW)
70	26	WSV-RELEVANTE TÄTIGKEITEN MIT MÖGLICHEM KONTAKT ZU POTENTIELL MIT VIBRIONEN BELASTETEM MATERIAL SOWIE DERZEITIGE ARBEITSSCHUTZ-MAßNAHMEN

Anhang

ANHANG I:	PRODUKT- / PUBLIKATIONSLISTE
ANHANG II:	ARBEITSANWEISUNGEN, SKRIPTEN DATENANWEISUNGEN
ANHANG III:	SONSTIGE ERGEBNISSE/ERKENNTNISSE
ANHANG IV:	ÜBERSICHTSTABELLEN MIT DATEN / MESSERGEBNISSEN ODER LINKS DORTHIN
ANHANG V:	ENTWÜRFE, EINGEREICHTE SKRIPTEN FÜR PUBLIKATIONEN
ANHANG VI:	ZIELERREICHUNG

1 Kurzfassung

Ziel des Projektes 3.04 war es, die Auswirkungen des Klimawandels auf die hygienisch-mikrobiologische Gewässergüte der deutschen Küstengewässer abzuschätzen und im Hinblick auf damit verbundene gegenwärtige und zukünftig zu erwartende gesundheitliche Risiken für die Mitarbeiter der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes oder andere Nutzer der Bundeswasserstrassen zu bewerten. Dazu war es unerlässlich eine Bestandsaufnahme der gegenwärtigen mikrobiologisch-hygienischen Situation in den deutschen Küstengewässern durchzuführen und ein besseres Systemverständnis für die ökologischen Zusammenhänge zwischen Umweltfaktoren und hygienisch relevanten Mikroorganismen zu erlangen.

Modellorganismen für diese Untersuchungen waren Bakterien der Gattung *Vibrio*, Verursacher von Wund- und Lebensmittelinfektionen, die natürlicherweise in unseren Küstengewässern vorkommen. Innerhalb des Projektes wurde die räumliche und saisonale Verbreitung dieser Krankheitserreger in den Küstengewässern von Nord- und Ostsee in Form von zwei Monitoringstudien analysiert. Neben den Freilandarbeiten wurden auch Laborexperimente zu funktionalen Zusammenhängen zwischen dem Auftreten von potentiell humanpathogenen Vibrionen und biotischen (z.B. Fäkalindikatorbakterien) sowie abiotischen (z.B. Temperatur, Salinität) Umweltfaktoren durchgeführt. Basierend auf dem Status Quo wurde abgeschätzt, inwiefern mögliche Folgen des Klimawandels, wie beispielsweise eine Zunahme durchschnittlicher Wassertemperaturen, eine Verschiebung der Brackwasserzonen oder eine Häufung von Hitzeperioden, das Auftreten und die Verbreitung dieser Krankheitserreger in den Küstengewässern begünstigen können. Weiterhin wurde untersucht, welche Rolle Sedimente als Reservoir für diese Krankheitserreger spielen und ob Schwebstoffe als Vektor für mikrobielle Verunreinigungen dienen. Auf Basis der Ergebnisse wurde die Betroffenheit der WSV und weiterer Nutzer der Wasserstraßen bzw. Küstengewässer ermittelt sowie Handlungsempfehlungen für eine gesundheitlich unbedenkliche Nutzung der durch den Klimawandel beeinflussten deutschen Küstengewässer erarbeitet.

Potentiell humanpathogene *Vibrio* spp. sind in deutschen Küstengewässern weit verbreitet. Innerhalb des Nordseeküstenmonitorings wurde *V. alginolyticus* als dominante Spezies detektiert, gefolgt von *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139. An der Ostseeküste war *V. cholerae* non-O1/ non-O139 vor *V. vulnificus* die dominante Spezies. *V. parahaemolyticus* und *V. alginolyticus* konnten nur vereinzelt nachgewiesen werden. Die *Vibrio*-Populationen unterscheiden sich an Nord- und Ostseeküste somit deutlich, obwohl sie bezüglich der untersuchten Umweltfaktoren ein ähnliches Verhalten zeigen.

Es konnte sowohl in Korrelationsanalysen als auch mit Hilfe von Regressionsmodellen gezeigt werden, dass die Wassertemperatur der entscheidende Umweltparameter für das Auftreten und die Abundanz von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* ist. Ihre Auftretenswahrscheinlichkeit steigt dabei mit zunehmender Wassertemperatur, wobei Spezies-spezifische Ausprägungen deutlich werden. Vor allem bei *V. vulnificus* hat sich gezeigt, dass diese Spezies sowohl in den Wasser- als auch in den Sedimentproben erst ab einer Wassertemperatur von etwa 20 °C nachweisbar ist, danach aber noch mehrere Monate auch bei geringeren Temperaturen isoliert werden kann.

Eine Zunahme der Meeresoberflächenwassertemperatur als Folge des Klimawandels und damit einhergehend die Zunahme von Tagen mit Temperaturen > 20 °C ist an der Nordsee vor allem in den Ästuaren besonders ausgeprägt, wo *V. vulnificus* bevorzugt anzutreffen ist. An der Ostseeküste sind die zukünftig projizierten Veränderungen besonders im Greifswalder Bodden ausgeprägt, wo bereits im Referenzzeitraum 2010/2011 etwa 50 % der untersuchten Proben (Wasser und Sediment) positiv auf *V. vulnificus* getestet wurden. Insgesamt wird sowohl an der Nord- als auch an der Ostseeküste als Folge des Klimawandels die Anzahl der Monate pro Jahr zunehmen, in denen vor allem *V. vulnificus* gute Wachstumsbedingungen vorfindet.

Sedimente stellen insgesamt ein bislang wenig beachtetes Reservoir für potentiell humanpathogene Vibrionen dar. Dort sind die Konzentrationen ein- bis dreimal so hoch wie im Wasser. Eine Schwebstoff-assoziierte Verdriftung potentiell humanpathogener Vibrionen, auch in bislang als untypisch erachtete Habitats, kann nicht ausgeschlossen werden.

Die an der Nord- und Ostsee durchgeführten Untersuchungen zeigten insgesamt die komplexen Interaktionen zwischen Vibrionen und biotischen wie abiotischen Umweltfaktoren auf. Insgesamt bestehen aber weiterhin Wissenslücken im Bereich Interaktion, Prädation und Ressourcen, um die Ökologie von *Vibrio* spp. in gemäßigten Küstengewässern vollständig zu verstehen.

Zur besseren Einschätzung des realen Gesundheitsrisikos, welches von der Präsenz potentiell humanpathogener *Vibrio* spp. in den untersuchten Wasser- und Sedimentproben ausgeht, wurden die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 isolierten Stämme auf Spezies-spezifische Pathogenitätsfaktoren analysiert. Es hat sich gezeigt, dass sowohl an der Nordsee als auch an der Ostsee pathogene Stämme vertreten sind und demzufolge eine Infektionsgefahr besteht. Große Wissenslücken bestehen jedoch immer noch hinsichtlich der erforderlichen Infektionsdosis für z.B. Wundinfektionen beim Kontakt mit belasteten Wässern und Sedimenten.

Die Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV), vor allem in den Außenbezirken, die für die Aufrechterhaltung der Schifffahrt und den ordnungsgemäßen Zustand der Wasserstraßen und der Anlagen sorgen, sind bei ihren vielschichtigen Tätigkeitsfeldern dem Kontakt mit Wasser,

Sedimenten, Biofilmen und Aerosolen ausgesetzt. Somit ergibt sich eine Vielzahl von potentiellen Infektionsquellen. Das Gesundheitsrisiko für Mitarbeiter/-innen der WSV durch eine Infektion wird trotz der Vielzahl von potentiellen Infektionsquellen bei konsequenter Anwendung arbeitsschutzrechtlicher Bestimmungen, wie z.B. das Tragen der persönlichen Schutzausrüstung, als relativ gering angesehen. Das Bewusstsein der Mitarbeiter/-innen beim Umgang mit Wasser, Sedimenten, Aerosolen und Biofilmen für die mögliche Kontamination durch potentiell humanpathogene Mikroorganismen sollte dennoch verstärkt werden. In naher und vor allem ferner Zukunft ist mit einer potentiellen Zunahme des Risikos vor allem von Wundinfektionen durch *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139 (aber auch Ohren- und Augeninfektionen durch *V. alginolyticus*) bei Arbeiten am Gewässer mit direktem Kontakt zu Wasser, Sedimenten und Biofilmen insbesondere an der Ostsee (*V. cholerae* nonO1/nonO139 und *V. vulnificus* dominant; für *V. vulnificus* pathogene Stämme nachgewiesen) aber auch im Bereich der Nordseeästuare (bevorzugtes Habitat von *V. vulnificus*) zu rechnen.

Die Betroffenheit weiterer Nutzer der Bundeswasserstraßen im Küstenbereich z.B. in den Bereichen Tourismus und Gesundheitswesen (Rehakliniken, Kurhotels, etc.) könnte in der nahen und fernen Zukunft eine größere Rolle spielen als im Referenzzeitraum 2010/2011, da mit einer potentiellen Zunahme des Risikos von Wundinfektionen durch *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139 bei Badegewässerkontakt zu rechnen ist.

Für die deutschen Küstengewässer kann keine abschließende Aussage getroffen werden, ob in einzelnen Regionen ein Monitoring der klassischen Fäkalindikatoren Auskunft über die Belastung mit potentiell humanpathogenen Bakterien der Gattung *Vibrio* geben könnte. Korrelationsanalysen der Nordseemonitoringdaten zeigten keine qualitativen und quantitativen Zusammenhänge zwischen den Fäkalindikatorbakterien (*E. coli*, intestinale Enterokokken) und *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* und *V. cholerae*. Bei den Ostseemonitoringdaten hingegen fanden sich schwache bis moderate signifikante Korrelationen zwischen den Fäkalindikatoren und den Vibrionen. Weitergehende Untersuchungen sind nötig.

Die Ergebnisse des KLIWAS-Projektes 3.04 haben dazu beigetragen, das Verständnis über die Ökologie potentiell humanpathogener Vibrionen in der marinen Umwelt (speziell in deutschen Küstengewässern) zu verbessern. Insgesamt hat sich gezeigt, dass ein kontinuierliches, großräumiges, systematisches Monitoring der deutschen Küstengewässer unerlässlich ist, um die unterschiedlichen Gegebenheiten mit ihren jeweiligen Gefährdungen in den verschiedenen Küstengewässertypen Deutschlands zu erfassen und Veränderungen zeitnah zu registrieren. Dies ist unerlässlich, um eine ausreichende Datengrundlage zu schaffen, um eine Risikoanalyse für deutsche und angrenzende europäische Küstengewässer durchzuführen und darauf aufbauend mögliche weitere Verpflichtungen, wie z.B. eine Einführung von Grenzwerten für Badegewässer oder im Rahmen der Baggergutbewertung, abzuleiten. Auch für eine

weitergehende Betrachtung, ob hinsichtlich des projizierten Klimawandels mit einem zunehmenden Infektionsdruck durch potentiell humanpathogene *Vibrio* spp. zu rechnen ist und wie sich dieser manifestieren wird, sind Daten aus Langzeitmonitoringprogrammen wünschenswert bis unerlässlich.

2 Ziele

Ziel des Projektes 3.04 ist es, potentielle klimabedingte Veränderungen der mikrobiologisch-hygienischen Situation in den bundesdeutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee aufzuzeigen und im Hinblick auf damit verbundene gegenwärtige und zukünftig zu erwartende gesundheitliche Risiken für die Mitarbeiter der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes oder andere Nutzer der Bundeswasserstrassen zu bewerten. Die im Projekt gewonnenen Erkenntnisse dienen als Grundlage, um Handlungsempfehlungen für den hygienisch sicheren Umgang mit Wasser, Sedimenten und Baggergut im Rahmen von notwendigen Ausbau- und Unterhaltungsarbeiten der Wasserstrassen zu erarbeiten. Erste Anpassungsvorschläge für eine gesundheitlich unbedenkliche Nutzung der Küstengewässer als Transportweg sowie als Fischerei- und Naherholungsgebiete werden vor dem Hintergrund der zu erwartenden Klimaveränderungen formuliert.

Modellorganismus für die zu untersuchenden Fragestellungen sind Bakterien der Gattung *Vibrio*. Verschiedene Vertreter dieser Bakteriengattung kommen natürlich (autochthon) in Küstengewässern vor und können Wund- und Lebensmittelinfektionen verursachen. Häufungen solcher Infektionen werden mit Warmwetterperioden in Verbindung gebracht.

Innerhalb des Projektes 3.04 wird das Auftreten und die räumliche Verbreitung potentiell humanpathogener Vibrionen in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee untersucht, wobei sowohl „frei schwimmende“ (pelagische) Bakterien erfasst werden, als auch solche, die an Schwebstoffe oder Sedimente (benthische Bakterien) gebunden auftreten. Die Erfassung des „Ist-Zustands“ dient der Identifizierung möglicher Risikogebiete. Im Vordergrund der Untersuchungen steht dabei auch die Frage, inwiefern mögliche Folgen des Klimawandels, wie beispielsweise eine Zunahme durchschnittlicher Wassertemperaturen oder eine Verschiebung der Brackwasserzonen, das Auftreten und die Verbreitung dieser Krankheitserreger in den Küstengewässern begünstigen können. Neben der Untersuchung des Einflusses klimasensitiver Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Salzgehalt) auf das Vorkommen von Vibrionen werden weitere Umweltparameter und mögliche Einflussfaktoren beleuchtet, um insgesamt ein besseres Systemverständnis zu erlangen. Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen liegt auf der Rolle der Sedimente als Reservoir für hygienisch relevante und pathogene Mikroorganismen und der Rolle von Schwebstoffen als Vektor für mikrobielle Verunreinigungen. Zur besseren Einschätzung des von hygienisch relevanten und potentiell humanpathogenen Mikroorganismen ausgehenden möglichen Risikos werden erste Untersuchungen zum Infektionspotential von *Vibrio* spp. in den deutschen Küstengewässern durchgeführt (Pathogene vs. „Umweltbakterien“).

3 Stand der Forschung

In allen marinen Lebensräumen finden sich Mikroorganismen in hoher Zellzahl und Biomasse. Die zahlreichste Gruppe stellen die Bakterien dar, deren durchschnittliche Anzahl im Seewasser bei etwa 10^9 L^{-1} und im Sediment bei etwa 10^9 g^{-1} (Trockengewicht) liegt (zum Vergleich: auf der Erde leben ca. 6×10^9 Menschen). Marine Bakterien zeichnen sich vor allem durch eine hohe taxonomische und physiologische Diversität aus (Meyer-Reil et al. 2005). Von den in der marinen Umwelt anzutreffenden Bakteriengattungen finden sich alleine 32 Gattungen, in denen humanpathogene Spezies vertreten sind. Davon kommen 23 Gattungen autochthon (indigen) im Gewässer vor und können sich dort vermehren (z.B. *Vibrio*, *Aeromonas*, *Shewanella*, *Legionella*, *Streptococcus*, *Clostridium*, *Pseudomonas*). Marine Kontaminanten 9 weiterer Bakteriengattungen können aus anthropogenen oder natürlichen Quellen auf unterschiedlichen Wegen in das Gewässer eingetragen werden (Punktquellen oder diffuse Quellen) und je nach Nahrungsangebot dort kurze oder längere Zeit überleben, sich aber nur in seltenen Fällen vermehren (z.B. *Escherichia*, *Salmonella*, *Campylobacter*, *Staphylococcus*) (Belkin & Colwell 2006).

Die mikrobiologisch-hygienische Gewässerqualität wird, vor allem in den touristisch stark frequentierten Gebieten der deutschen Küstengewässer, im Zuge der Badegewässerüberwachung gemäß EU-Richtlinie 2006/7/EG („Badegewässerrichtlinie“) überwacht. Hierbei werden sogenannte Fäkalindikatoren, die darmbürtigen Bakterien *Escherichia coli* (zeigen eine relativ frische Verunreinigung mit Warmblüterfäkalien an) und intestinale Enterokokken (zumeist ein Indiz für eine länger zurückliegende Kontamination), in der Badesaison (in der Regel von Mai bis September) monatlich an offiziell ausgewiesenen Badestellen untersucht. Sie stehen stellvertretend für die Vielzahl unterschiedlichster Krankheitserreger wie Viren, Bakterien, Einzeller und Würmer, die entweder direkt mit menschlichen oder tierischen Fäkalien oder indirekt über Abwässer oder Abschwemmungen in die Badegewässer gelangen. Insgesamt weist die Mehrheit der überwachten Küstenbadestellen hinsichtlich der Fäkalindikatoren eine „gute“ bis „ausgezeichnete“ Wasserqualität auf. Diese in das Gewässer eingetragenen, überwachten Mikroorganismen sagen im Regelfall jedoch nichts über das Vorkommen autochthoner, hygienisch-relevanter Mikroorganismen aus. Eine Vielzahl von Untersuchungen (z.B. Schets et al. 2011, Koh et al. 1994) zeigte, dass in das Gewässer eingetragene Fäkalindikatorbakterien nicht mit den autochthonen Mikroorganismen korrelieren und somit keinerlei Rückschlüsse über eine komplexe mikrobiologisch-hygienische Gewässerqualität zulassen.

Zudem führten die im Zuge der Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie erfolgten Anfangsbewertungen über den Zustand der deutschen Nord- und Ostsee im

Jahre 2012 zu dem Ergebnis, dass Erkenntnisse zu mikrobiellen Pathogenen nahezu unbekannt sind und diesbezügliche Bewertungskriterien fehlen.

Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass besonders die autochthonen, mesophilen Bakterien der Gattung *Vibrio* im Zuge des Klimawandels an Bedeutung gewinnen. So sehen Ruppert et al. (2004) die Möglichkeit einer Zunahme von schwerwiegenden Wundinfektionen durch *Vibrio vulnificus* bedingt durch den andauernden Trend in Richtung höherer Wassertemperaturen im Sommer. Eiler et al. (2006) weisen zudem darauf hin, dass die weite Verbreitung potentiell pathogener Vibrionen (z.B. *Vibrio cholerae*) in Küstengewässern gemäßigter Breiten möglicherweise auch in kälteren und brackigen Gewässern ein bislang übersehenes Gesundheitsrisiko darstellt. Neueste Untersuchungen von Baker-Austin et al. (2013), basierend auf Daten aus den Jahren 1982-2010, zeigen, dass in der Ostsee die *Vibrio*-Infektionsfälle jährlich um das 1,09-fache zunehmen und dass ein Anstieg der max. jährlichen Wassertemperatur um 1°C nahezu zu einer Verdopplung der *Vibrio*-Infektionsfälle führt.

Aus diesen Gründen lag der Fokus des KLIWAS-Projektes 3.04 im Rahmen gewässerhygienisch-mikrobiologischer Untersuchungen in den deutschen Küstengewässern auf Bakterien der Gattung *Vibrio*, hier insbesondere wegen der Humanpathogenität, auf den Spezies *Vibrio cholerae*, *V. vulnificus*, *V. parahaemolyticus* und *V. alginolyticus*.

Vibrionen sind ein natürlicher Bestandteil der bakteriellen Lebensgemeinschaften im salzhaltigen Wasser von Meeren, Küsten und Ästuaren. Zwölf humanpathogene Spezies dieser Bakteriengattung sind bekannt. Neben Lebensmittelvergiftungen und Gastroenteritiden, die durch den Verzehr von kontaminiertem Fisch, Muscheln und Schalentieren hervorgerufen werden, kann der Kontakt mit Meerwasser oder kontaminiertem Fanggut zu Ohreninfektionen und bei immungeschwächten Personen mit offenen Hautverletzungen zu gravierenden Wundinfektionen bis hin zu Blutvergiftungen führen. Insbesondere *V. cholerae* non-O1/non-O139 (Nicht-Cholera-Erreger), *V. vulnificus*, *V. parahaemolyticus* und *V. alginolyticus* spielen eine Rolle für die Infektionen, die Jahr für Jahr weltweit durch diese Organismen verursacht werden.

Bei der Spezies *V. cholerae* wird zwischen drei Serotypen unterschieden: *V. cholerae* O1, *V. cholerae* O139 und *V. cholerae* non-O1/non-O139. Während die Serotypen O1 und O139 Cholera-Erkrankungen oder –Epidemien hervorrufen können und für den Tod von Millionen Menschen verantwortlich sind (z.B. Colwell 1996, Kaper et al. 1995, Bennish 1994, Blake 1994, Morris 1994), produziert der in deutschen Küstengewässern nachgewiesene Serotyp non-O1/non-O139 (Nicht-Cholera-Erreger) kein Cholera-toxin sondern andere Toxine, die Cholera-ähnliche Erkrankungen sowie Septikämien und Ohren- und Wundinfektionen hervorrufen können (Dalsgaard et al. 1995, Morris 1994, Honda et al. 1985).

V. vulnificus verursacht beim Menschen primäre Septikämien durch den Verzehr von rohen Meeresfrüchten, insbesondere Austern, und Wundinfektionen durch den Kontakt mit kontaminiertem Meereswasser und/oder Sediment (Oliver & Kaper 2001, Hlady & Klontz 1996, Blake et al. 1979). Hierbei sind insbesondere ältere und/oder immunsupprimierte Personen gefährdet. Aber auch Gesunde, die in Ästuaren mit diesem Bakterium in Kontakt kommen, können sich Wundinfektionen zuziehen (Pfeffer et al. 2003). Jones & Oliver (2009) beschreiben *V. vulnificus* als bakterielles Pathogen mit der höchsten Mortalitätsrate von allen. Der Hauptvirulenzfaktor bei Wundinfektionen durch *V. vulnificus* ist ein sogenanntes antiphagocytisches Kapselpolysaccharid (CPS) (Simpson et al. 1987).

V. parahaemolyticus verursacht vorwiegend Gastroenteritis. Lebensmittelbedingte Ausbrüche und sporadische Erkrankungen treten dabei weltweit zumeist im Zusammenhang mit dem Verzehr von rohen bzw. ungenügend erhitzten Meeresfrüchten auf (Farmer et al. 2003, Kelly & Stroh 1988). Pathogene *V. parahaemolyticus* produzieren, im Gegensatz zu nicht humanpathogenen Isolaten, ein sogenanntes „thermostable direct hemolysin“ (*tdh*) (Nishibuchi & Kaper 1995, Nishibuchi et al. 1992) und/oder ein *tdh*-verwandtes Hemolysin (*trh*) (Honda et al. 1988, Honda et al. 1987). Das Auftreten dieser *tdh* und/oder *trh* Gene ist normalerweise mit der Pathogenität korreliert (Drake et al. 2007).

V. alginolyticus wird beim Menschen vorrangig mit Ohren-, Augen- und Wundinfektionen assoziiert (Farmer et al. 2003). Diese sind in der Regel nach ein bis zwei Tagen selbstlimitierend und sensibel gegenüber Antibiotikabehandlungen. Aus diesem Grund ist die medizinische Bedeutung dieses Bakteriums eher gering (Alter et al. 2012).

Die Ökologie von *Vibrio* spp. ist sehr komplex und wird von individuellen Spezies-spezifischen Reaktionen auf biotische und abiotische Umweltfaktoren charakterisiert, wie z.B. Wassertemperatur und Salinität. Die Abhängigkeit der *Vibrio*-Konzentrationen von der Wassertemperatur sowie der Einfluss der Temperatur auf die Saisonalität von *Vibrio* spp. wurde bereits in vielen Studien beschrieben (z.B. Turner et al. 2009, Tantillo 2004, Pfeffer et al. 2003, Barbieri et al. 1999, Kaneko & Colwell 1978).

Seit 1994 der erste Fall einer durch *V. vulnificus* verursachten Wundinfektion nach Kontakt mit Ostseewasser in Deutschland bekannt wurde (Hoyer et al. 1995), traten solche Infektionen, z.T. mit sehr schwerem bis tödlichem Krankheitsverlauf, wiederholt vor allem in sommerlichen Hitzeperioden (1994, 2003, 2006, 2010) auf, wenn hohe Konzentrationen an *V. vulnificus* im Meerwasser nachgewiesen wurden. So erkrankten z.B. im Sommer 2006 drei Badegäste in Mecklenburg- Vorpommern an Wundinfektionen mit diesem Erreger (Robert Koch-Institut 2004). Primär waren *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/ non-O139 als Wunderreger von Bedeutung. Weitere Ostseeanrainer, insbesondere Dänemark, aber auch Schweden, Finnland und Polen, hatten im selben Zeitraum neben Erkrankungsfällen durch *V. vulnificus* auch

Wund- und Ohreninfektionen durch *V. parahaemolyticus*, *V. alginolyticus* und nicht-toxische *V. cholerae*-Stämme zu verzeichnen (Andersen 2006, Andersson & Ekdahl 2006, Lukinmaa et al. 2006, Stypulkowska-Misiurewicz et al. 2006). An der niederländischen Nordseeküste infizierten sich während des Hitzesommers 2006 drei Badegäste mit *V. alginolyticus* (Schets et al. 2006). Zwischen 1977-2010 waren insgesamt 283 *Vibrio*-Infektionsfälle in der Ostsee und östlichen Nordsee, teils mit tödlichem Verlauf, zu verzeichnen, davon alleine 234 Fälle seit 1997. Es handelt sich hierbei meist um Wundinfektionen mit *V. vulnificus* oder *V. cholerae* (non-O1/non-O139) (Baker-Austin et al. 2011). In Deutschland wurden von 1994 bis 2013 insgesamt 13 durch Vibrionen verursachte Wundinfektionsfälle bekannt, davon 1 im Jahr 1994, 1 im Jahr 2002, 2 im Jahr 2003, 3 im Jahr 2006, 1 im Jahr 2009, 4 im Jahr 2010 und 1 im Jahr 2011. Von diesen 13 Infektionen traten alleine 12 an der Ostseeküste auf. Insgesamt waren 5 Todesfälle zu verzeichnen, davon 4 an der Ostseeküste und einer an der Nordseeküste (Datenquelle: VibrioNet/Robert Koch Institut). Im Sommer 2014 wurde in den Medien von einem weiteren tödlich verlaufenden *Vibrio*-Infektionsfall an der deutschen Ostseeküste berichtet (<http://www.mz-web.de/panorama/toedliche-keime-in-der-ostsee-urlauber-an-infektion-gestorben,20642226,28270840.html>, 09.10.2014).

Obwohl bisher nicht eindeutig geklärt ist, ob dem Anstieg von *Vibrio*-Infektionen eine "echte" Zunahme (durch stärkere Verbreitung oder Virulenz) oder eine Verbesserung des Nachweis- und Meldesystems zugrunde liegt, zeigen auch die für Deutschland und Nordeuropa genannten Beispiele, dass ein zunehmender Infektionsdruck durch humanpathogene Vibrionen infolge steigender Wassertemperaturen und einer Häufung sommerlicher Hitzeperioden in Betracht gezogen werden muss. Trotz alledem sind systematische, ökologische Untersuchungen und Monitoringstudien in diesen Regionen, vor allem in deutschen Küstengewässern, bislang selten. Es gab bis zum KLIWAS-Projektbeginn nur einzelne Berichte zum Auftreten oder zur klinischen Bedeutung potentiell humanpathogener Vibrionen in deutschen Küstengewässern (Frank et al. 2006, Robert Koch Institut 2006, Robert Koch Institut 2004, Ruppert et al. 2004, Jores et al. 2003, Kuhnt-Lenz et al. 2003, Hoyer et al. 1995). Untersuchungen zur Ökologie und Saisonalität wurden während der KLIWAS-Projektlaufzeit von Oberbeckmann et al. (2012, 2011) in der Deutschen Bucht bei Helgoland durchgeführt und liefern somit eine räumliche Ergänzung zu den Ergebnissen des KLIWAS-Projektes 3.04.

4 Methodisches Vorgehen und durchgeführte Arbeiten

Die im Rahmen des Projektes 3.04 durchgeführten Arbeiten dienten dazu, die zukünftige Entwicklung der gewässerhygienischen Situation exemplarisch für Bakterien der Gattung *Vibrio* bei Änderungen der klimarelevanten Einflussgrößen ableiten zu können. Zunächst mussten die vorhandenen Datenlücken hinsichtlich des Vorkommens potentiell humanpathogener Vibrionen in deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee geschlossen werden sowie ein Verständnis für die ökologischen Zusammenhänge entwickelt werden. Es wurden sowohl Freilandarbeiten in Form von zwei Monitoringstudien (Abb. 1) als auch Laborexperimente zu funktionalen Zusammenhängen zwischen dem Auftreten von potentiell humanpathogenen Vibrionen und biotischen (z.B. Phyto- und Zooplankton) sowie abiotischen (z.B. Temperatur, Salinität) Umweltfaktoren durchgeführt. Diese Ergebnisse lieferten für den Referenzzeitraum 2010/2011 die Datengrundlage für weitergehende Untersuchungen und Modellierungen zur Ermittlung der Auswirkungen klimabedingter Änderungen von Einflussgrößen auf das Vorkommen und die Verbreitung der Vibrionen. Aufgrund fehlender Daten vor Beginn des KLIWAS-PJ 3.04 konnte kein längerer Zeitraum als Referenzperiode festgelegt werden. Auf Basis der Ergebnisse wurde die Betroffenheit der WSV und weiterer Nutzer der Wasserstraßen bzw. Küstengewässer ermittelt sowie Handlungsempfehlungen für eine gesundheitlich unbedenkliche Nutzung der durch den Klimawandel beeinflussten deutschen Küstengewässer erarbeitet.

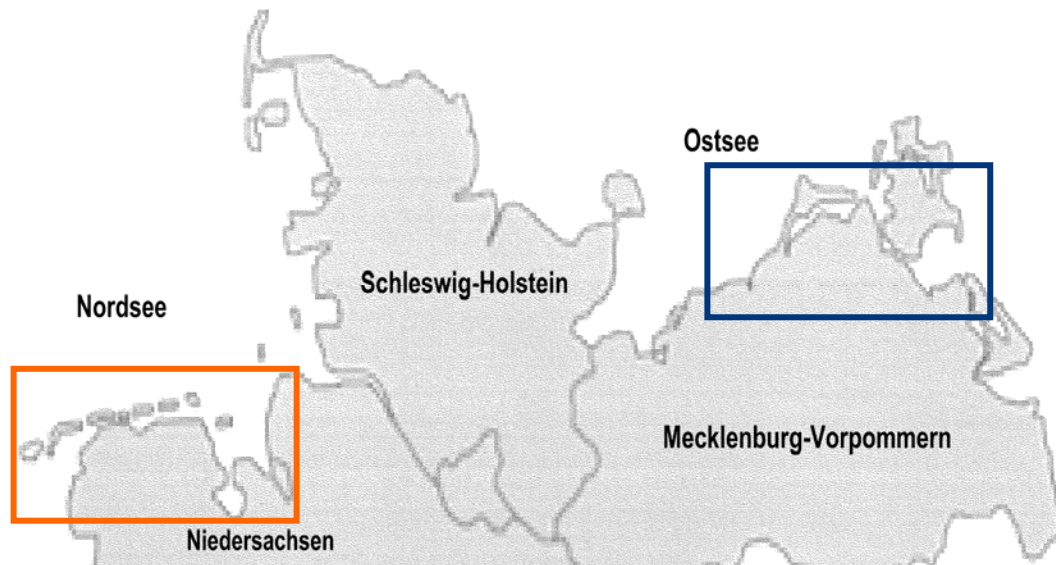


Abbildung 1: Lage der *Vibrio*-Untersuchungsgebiete in den deutschen Küstengewässern von Nord- und Ostsee.

Oranger Kasten = Nordseemonitoring in Kooperation mit dem Niedersächsischen Landesgesundheitsamt Aurich (NLGA) und den Gesundheitsämtern Aurich, Leer und Cuxhaven, blauer Kasten = Ostseemonitoring in Kooperation mit den Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern (LAGuS) und dem WSA Stralsund.

4.1 Bestandsaufnahme der gegenwärtigen räumlichen und saisonalen Verbreitung potentiell humanpathogener Vibrionen in den deutschen Küstengewässern

Im Rahmen des Nordseeküstenmonitorings wurden Wasser- und Sedimentproben von 10 Stationen entlang der niedersächsischen Nordseeküste (Abb. 2) monatlich von September 2009 bis Dezember 2011 hinsichtlich folgender Parameter untersucht: *Vibrio vulnificus*, *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. alginolyticus*, *E. coli*, intestinale Enterokokken, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Salinität, Korngröße, TOC (Sediment). Begleitend zu den Probenahmen wurden Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit/-richtung, Sonnenscheindauer, Bedeckungsgrad und Niederschlag als weitere mögliche Einflussgrößen auf das Vorkommen der Vibrionen erfasst. Bei den Stationen Dyksterhusen, Wremen, Burhave, Bremerhaven und Dedesdorf handelt es sich um mesotidale Übergangsgewässer. Die Stationen Norddeich, Duhnen und Dorum sind als polyhalines Wattenmeer klassifiziert. Norderney befindet sich im Grenzbereich zwischen polyhalinem Wattenmeer und euhalinem offenen Küstengewässer. Borkum zählt zu den euhalinen offenen Küstengewässern. Neßmersiel liegt im Übergangsbereich von polyhalinem zu

euhalinem Wattenmeer. Somit wurde einem möglichen Einfluss der verschiedenen Küstengewässertypen auf das Vorkommen der Vibrionen Rechnung getragen.

Am 27.09.2011 fand eine Sonderbeprobung von Wasser und Sediment an zwei weiteren Stationen in der Weser (km 51,4 nahe Kühlwasserauslauf / Strohauser Plate und km 41 nahe Harriersand / gegenüber Brake) statt. Diese Sonderbeprobung diente der stichprobenartigen Überprüfung, inwiefern potentiell humanpathogene *Vibrio* spp. im Bereich der brackig-limnischen Grenze vorkommen.

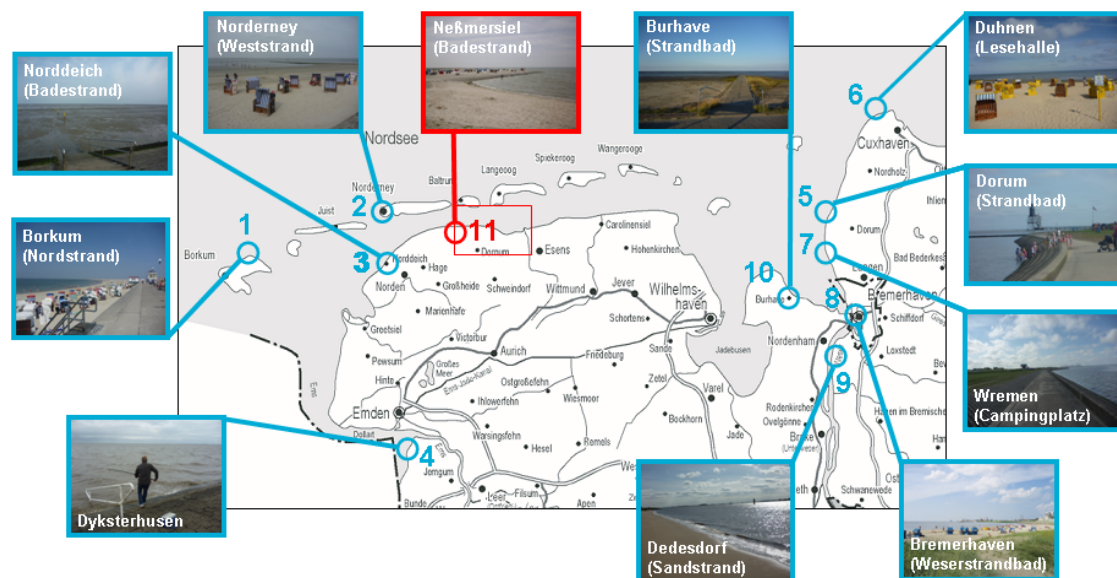


Abbildung 2: Lage der im Rahmen des Nordseeküstenmonitorings beprobten Stationen entlang der niedersächsischen Küste und in den Ästuaren von Weser und Ems.

In blau: von September 2009 bis Dezember 2011 monatlich beprobte Stationen, in rot: Messstelle Nr. 11 (Dorumer Nacken bei Neßmersiel) in Kooperation mit dem NLGA, dem LAVES und Senckenberg am Meer zur Untersuchung von saisonalen Trends im Auftreten von *Vibrio* spp. im Zusammenhang mit biotisch-abiotischen Interaktionen (Untersuchungszeitraum: Februar 2011 bis Januar 2012, Beprobung: monatlich).

Das Ostseemonitoring wurde von Oktober 2010 bis April 2012 entlang der mecklenburg-vorpommerschen Küste durchgeführt (Abb. 3). Beprobte wurden Wasser und Sediment an zwei Stränden (Wohlenberger **Wiek**, **Warnemünde** Weststrand) sowie an 5 Stationen im Greifswalder Bodden (**GB1-GB5**) und an 5 Stationen in der Darß-Zingster Boddenkette (**DZB6-DZB10**) alle zwei Monate und hinsichtlich folgender Parameter untersucht: *Vibrio vulnificus*, *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus*, *V. alginolyticus*, *E. coli*, intestinale Enterokokken, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Salinität, Korngröße, TOC (Sediment). Begleitend zu den Probenahmen wurden Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit/-richtung, Sonnenscheindauer, Bedeckungs-

grad, Niederschlag, Phytopigmente, Phyto- und Zooplankton, Algentoxine, Nährstoffe und Sauerstoffgehalt bestimmt. Bei den beiden Strandstationen Wiek und Warne handelt es sich um mesohaline offene Küstengewässer und beim GB und der DZB um mesohaline innere Küstengewässer. Die DZB hat auf Grund der schmalen Verbindung mit der offenen Ostsee über den Gellenstrom im Osten nur eine geringe Austauschleistung mit der Ostsee und weist, im Gegensatz zum GB, höhere Gradienten z.B. hinsichtlich der Salinität auf.

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

In den Monaten Dezember 2010, Februar 2011 und Dezember 2011 musste die Probenahme auf Grund von Schnee und Eisgang entfallen. Die Beprobung im Juni 2011 wurde auf Grund von technischen Problemen mit dem Schiff erst Anfang Juli 2011 durchgeführt. Im Februar 2012 konnten wetterbedingt nur die beiden Strandstationen Wiek und Warne beprobt werden.

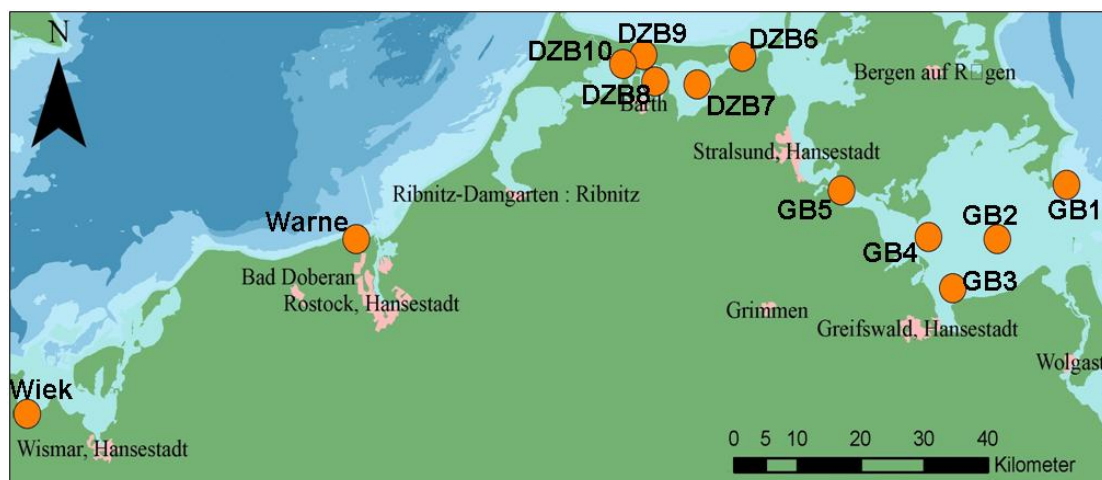


Abbildung 3: Lage der 12 im Rahmen des Ostseeküstenmonitorings beprobten Stationen entlang der mecklenburg-vorpommerschen Küste und den Boddengewässern.

Mittlere Wassertiefen [m]: Wiek = 0,5; Warne = 0,5; GB1 = 7,8; GB2 = 8,2; GB3 = 6,8; GB4 = 7,6; GB5 = 10,0; DZB6 = 3,5; DZB7 = 3,3; DZB8 = 2,8; DZB9 = 5,4; DZB10 = 4,5.

Die Identifizierung und Quantifizierung der vier potentiell humanpathogenen *Vibrio*-Spezies *V. cholerae*, *V. vulnificus*, *V. parahaemolyticus* und *V. alginolyticus* erfolgte in allen Monitoringstudien in verschiedenen Ansätzen mittels Kultivierungsverfahren. Eine schematische Darstellung der Kultivierungsansätze findet sich in Abbildung 4. Die verdächtigen *Vibrio*-Kolonien auf den jeweiligen Platten (Nordsee: CHROMagar® *Vibrio*, Ostsee: TCBS-Agar) wurden ausgezählt und zur Spezies-Verifizierung subkultiviert (Nordsee: TCBS-Agar, Ostsee: Columbia Blutagar, Kligler Schrägagar) und biochemisch getestet (Oxidaseaktivität, API20E (Nordsee) /

ID32E (Ostsee), serologische Tests). Die ausführlichen Methodenbeschreibungen finden sich in den Veröffentlichungen von Böer et al. (2013) und Brennholt et al. (Manuskript).

Ausführliche Methodenbeschreibungen hinsichtlich der Erhebung der physiko-chemischen und biotischen Begleitparameter sowie zur statistischen Datenauswertung finden sich bei Böer et al. (2013) (Nordsee) und Brennholt et al. (Manuskript) (Ostsee).

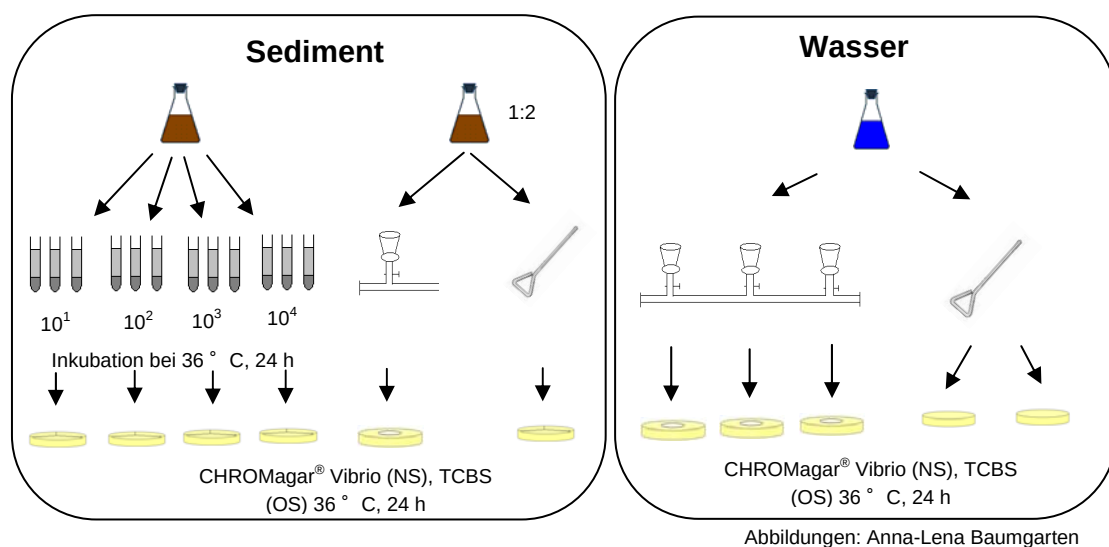


Abbildung 4: Schematische Darstellung der verschiedenen Kultivierungsansätze zur Identifizierung und Quantifizierung der Vibrionen.

Sediment: MPN¹ und Anreicherung, nach der Anreicherung Membranfiltration und Direktausstrich. Wasser: Membranfiltration und Direktausstrich (bei den Ostseeproben statt Membranfiltration MPN und zusätzlich Anreicherung). Die Nordseeproben (NS) wurden auf CHROMagar® Vibrio ausplattiert, die Ostseeproben (OS) auf TCBS-Agar.

4.2 Untersuchungen zur Pathogenität isolierter *Vibrio*-Stämme

Zur besseren Einschätzung des von hygienisch relevanten und potentiell humanpathogenen *Vibrio* spp. ausgehenden möglichen Risikos wurden erste Untersuchungen zu deren Infektionspotential durchgeführt (Pathogene vs. „Umweltbakterien“). Eine Auswahl der aus den Wasser- und Sedimentproben des

¹ MPN = most probable number; es handelt sich hierbei um ein statistisches Verfahren in der Mikrobiologie zur Abschätzung der „wahrscheinlichsten“ Anzahl von Mikroorganismen

Nord- und Ostseeküstenmonitorings isolierten Stämme wurden auf bekannte Virulenzfaktoren getestet (die molekularbiologischen Analysen der Virulenzfaktoren *tdh*, *trh*, O1, O139 und *ctxA* wurden vom Kooperationspartner am Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung durchgeführt).

Insgesamt wurden 35 *V. parahaemolyticus*-Isolate der Nordseeproben mittels Kanagawa-Test auf hämolytische Aktivität (s. Bachelorarbeit von Anna-Lena Baumgarten) sowie molekularbiologisch auf die Virulenz-assoziierten Gene *tdh* und *trh* untersucht. Weitere molekularbiologische Analysen von Virulenzfaktoren wurden bei *V. cholerae* (O1, O139, *ctxA*) und *V. vulnificus*-Isolaten (CPS Allel 1, *vcgC*, 16S rRNA Typ B) mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) durchgeführt. Für ausführliche PCR-Protokolle siehe Böer et al. (2013) und Brennholt et al. (Manuskript).

4.3 Untersuchungen zu funktionalen Zusammenhängen zwischen dem Auftreten von potentiell humanpathogenen Vibrionen und abiotischen, klimarelevanten Umweltfaktoren

Um ein besseres Verständnis für die ökologischen Zusammenhänge zu entwickeln, wurden neben der Untersuchung des Einflusses klimasensitiver Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Salzgehalt) auf das Auftreten und die Verbreitung von Vibrionen weitere abiotische und biotische Umweltparameter und mögliche Einflussfaktoren beleuchtet.

Ausführliche Methodenbeschreibungen hinsichtlich der Erhebung der physiko-chemischen und biotischen Begleitparameter sowie zur statistischen Datenauswertung finden sich bei Böer et al. (2013) (Nordsee) und Brennholt et al. (Manuskript) (Ostsee).

Laborexperimente zu funktionalen Zusammenhängen zwischen dem Auftreten von potentiell humanpathogenen Vibrionen und abiotischen Umweltfaktoren (z.B. Temperatur, Salinität) wurden vorrangig durch die Bachelorstudierenden Anna-Lena Baumgarten („Deutsche Küstengewässer als Refugium für potentiell pathogene Keime? Methodenevaluierung zum Nachweis von Vibrionen in Sediment und erste ökophysiologische Untersuchungen“, 2011) und Robert Potau Núñez („Investigation of the impact of temperature and salinity on the growth of pathogenic *Vibrio* spp. isolates from the North Sea“, 2011) durchgeführt. Es wurden Wachstumsversuche mit verschiedenen, im Rahmen des Nordseemonitorings isolierten Stämmen von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* bei unterschiedlichen Temperaturen, aber einer gleichbleibenden Salinität und bei unterschiedlichen Salinitäten, aber einer gleichbleibenden Temperatur durchgeführt. Ausführliche

Darstellungen der verwendeten Methoden und Versuchsabläufe finden sich in den genannten Bachelorarbeiten.

In der Bachelorarbeit von Anna-Lena Baumgarten wurden nicht nur erste ökophysiologische Untersuchungen zum Temperaturverhalten durchgeführt, sondern auch Methoden zum Nachweis von Vibrionen in Sedimenten evaluiert. Im Rahmen einer weiteren Bachelorarbeit (Tanja Rösch, „Quantifizierung von Vibrionen in marinen Sedimenten mittel quantitativer Real-Time PCR, Fluoreszenzmikroskopie und kultivierungsabhängigen Methoden – Evaluierung unterschiedlicher Untersuchungsansätze“, 2013) wurden weitere unterschiedliche Untersuchungsansätze zur Quantifizierung von Vibrionen in marinen Sedimenten mittels quantitativer Real-Time PCR, Fluoreszenzmikroskopie und kultivierungsabhängigen Methoden evaluiert. Die in den Bachelorarbeiten durchgeführten Versuche trugen zur Einführung besagter Methoden in den mikrobiologischen Laboren der Sicherheitsstufe 2 (sog. L2-Labore)² der BfG bei. Für detailliertere Methodenbeschreibungen sei auch hier auf die entsprechenden Bachelorarbeiten verwiesen.

4.4 Modellierung der Verbreitung von potentiell humanpathogenen Vibrionen im Greifswalder Bodden

Die Modellierungen zur Verbreitung potentiell humanpathogener Vibrionen im Greifswalder Bodden wurden im Rahmen einer Kooperation mit dem Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) von Dr. Bianca Schippmann und Dr. Gerald Schernewski durchgeführt. Um ein räumlich-zeitliches Bild der Hydrodynamik und der *Vibrio* spp. Verbreitung im Greifswalder Bodden zu erhalten, mögliche Gründe für das wiederholte Auftreten humanpathogener *Vibrio* spp. zu finden und den Landesbehörden bei der Identifizierung zukünftiger Monitoringstationen und –parameter zu helfen, wurden Informationen über gemessene *Vibrio* spp. Konzentrationen mit einem Modellsystem (bestehend aus einem dreidimensionalen Zirkulationsmodell und einem dreidimensionalen Lagrange-Partikeltransportmodell; Schippmann et al., eingereicht) kombiniert. Folgende Fragen standen dabei im Fokus:

1.) Sind der saisonale Zyklus der *Vibrio* spp. Präsenz und die inter-annuellen Differenzen im Auftreten von *Vibrio* spp. im Greifswalder Bodden und der Pommerschen Bucht auf Wassertemperatur und Tiefe zurückzuführen?

² Als L2-Labore werden Labore bezeichnet, in denen mit biologischen Arbeitsstoffen (Krankheitserregern) der Risikogruppe 2 (z.B. Vibrionen, Salmonellen) gearbeitet werden darf. Hierzu bedarf es neben einer entsprechenden Laborausstattung auch einer besonderen, personenbezogenen Erlaubnis.

2.) Können die Sedimente des Greifswalder Boddens ein mögliches Reservoir für *Vibrio* spp. darstellen und falls ja, sind resuspendierte *Vibrio* spp. der Grund für ihr wiederholtes Auftreten?

3.) Ist möglicherweise der große saisonale Heringsschwarm eine Erklärung für das Auftreten von *Vibrio* spp.?

4.) Können externe Quellen, wie z.B. die Ostsee oder der Peenestrom, und räumliche Transportmuster innerhalb des Greifswalder Boddens das wiederholte Auftreten von *Vibrio* spp. erklären?

Um den Transport der Vibrionen mit Hilfe des oben genannten Modellsystems zu simulieren und die aufgelisteten Fragen beantworten zu können, wurde angenommen, dass sich die Bakterien als passive Drifter in der Wassersäule verhalten. Diese können dann als hypothetische Partikel in einem Partikeltransportmodell, welches von vor-simulierten Strömungsfeldern eines Zirkulationsmodells angetrieben wird, simuliert werden. Detaillierte Informationen zum Set-up des Modellsystems sowie zur Modellvalidierung sind der Veröffentlichung Schippmann et al. (eingereicht) zu entnehmen. Mit diesem Modellsystem kann der Partikeltransport im Wasser reproduziert werden und mehrere Hypothesen, wie z.B. die Temperaturabhängigkeit, getestet werden. Das angewandte Modellsystem wurde bereits erfolgreich zur Modellierung des Transports von Mikroorganismen in Küstengewässern verwendet (Schippmann et al. 2013a, b).

Die oben aufgelisteten Fragen wurden anhand nachfolgender Szenarien näher beleuchtet:

Szenario 1 „Wasser“:

Viele Studien haben gezeigt, dass die Wassertemperatur einer der Haupteinflussfaktoren für das Wachstum von *Vibrio* spp. ist (z.B. Drake et al. 2007). Auf Grund dieser Korrelation ist die temperaturabhängige Reproduktion zu berücksichtigen, wenn bakterielle Konzentrationen innerhalb der Modelle berechnet werden sollen. Jedoch ist über Sterbe- und Wachstumsraten von Vibrionen nicht viel bekannt (Chase & Harwood 2011). Zur Berechnung der temperaturabhängigen Teilungsrate von *Vibrio* spp. wurden die in der Bachelorarbeit von Potau Núñez (2011) ermittelten Werte herangezogen.

Szenario 2 „Sediment“:

Viele Studien haben gezeigt, dass Sedimente große Mengen an Vibrionen beherbergen können (z.B. Vezzulli et al. 2009, Blackwell & Oliver 2008) und diese aktive Mitglieder der benthischen Lebensgemeinschaft darstellen (Böer et al. 2013). Darüber hinaus gibt es Anzeichen dafür, dass die durch Sturmereignisse hervorgerufene Resuspension und der darauf folgende Transport von *Vibrio* spp. aus dem Sediment eine signifikante Quelle für die Bakterien in der Wassersäule darstellen (z.B. Fries et al. 2008), wenn Bakterien die dünne Flockungszone direkt

über der Sediment-Wasser-Grenzschicht im Winter besiedeln (Vanoy et al. 1992, Williams & LaRock 1985).

Szenario 3 „Hering“:

Neben der Präsenz in der Wassersäule oder in Sedimenten wurden humanpathogene *Vibrio* spp. auch in verschiedenen Fischarten gefunden, teilweise sogar bis zu 17% ihrer Verbreitung, wenn die Konzentrationen im umgebenden Meerwasser oder in den Sedimenten gering war (Rehnstam-Holm & Godhe 2012, Alter et al. 2011). Somit stellen Fischbestände, vor allem im Winter, wenn die Wassertemperaturen unter 13°C fallen und die Bakterien in den sogenannten „viable but non culturable (VBNC)“ Zustand wechseln (Oliver 2000, Oliver et al. 1995), ein Reservoir für Vibrionen dar (Novotny et al. 2004, Janssen 1996). Möglicherweise wachsen *Vibrio* spp., die von Fischen aufgenommen wurden, schneller innerhalb des Fischkörpers und werden in hohen Konzentrationen über Fäzes ausgeschieden. Dieser Umstand könnte für die Verbreitung von *Vibrio* spp. im Greifswalder Bodden eine große Rolle spielen, da er ein bedeutendes Fischfanggebiet darstellt (Froelich & Sporbeck 2008).

Szenario 4 „externe/interne Quellen“:

Strömungsfeldmuster beeinflussen hauptsächlich die Transportrichtung und –distanz von Mikroorganismen, da diese sich wie passive Tracer verhalten. Die im Gebiet Greifswalder Bodden vorherrschenden südwestlichen Winde führen zu einem Wassermassentransport in die Ostsee. Allerdings wechselt die Strömungsrichtung regelmäßig, so dass die Wassermassen an den Durchlässen zur Ostsee oszillieren. Für die Szenarienbetrachtung „externe Quellen“ wurde angenommen, dass die Vibrionen von der Ostsee über den Strelasund oder von Karlshagen bzw. dem Oderhaff über den Peenestrom in den Greifswalder Bodden gelangen können. Um „interne Quellen“ innerhalb des Greifswalder Boddens als Emittenten von Vibrionen betrachten zu können, wurde angenommen, dass sie aus der Region Lubmin, wo *V. vulnificus* immer wiederkehrend gemessen wurde, stammen.

Die zur Betrachtung des räumlich-zeitlichen Bilds der Hydrodynamik und der *Vibrio* spp.-Verbreitung im Greifswalder Bodden in das Modellsystem eingespeisten Informationen zu gemessenen *Vibrio* spp. Konzentrationen stammen aus der ab 2004 durchgeführten *Vibrio*-Messkampagne des LAGuS. Innerhalb dieser Kampagne wurden Wasserproben an mehreren Stationen entlang der deutschen Ostseeküste genommen. Zwei Stationen, an denen humanpathogene *Vibrio* spp. immer wiederkehrend gemessen wurden und deren Daten in das Modellsystem einfließen, sind Lubmin (Greifswalder Bodden) und Karlshagen (Usedom, Pommersche Bucht). Weiterhin wurden die im Rahmen des KLIWAS-Ostseeküstenmonitorings erhobenen *Vibrio* spp. Wasser- und Sedimentdaten der fünf Stationen des Greifswalder Boddens für das Modellsystem verwendet.

4.5 Mögliche Entwicklung des Vorkommens potentiell humanpathogener Vibrionen unter klimatisch geänderten Randbedingungen

Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement in den Küstengewässern

Generell wird davon ausgegangen, dass im Zuge des Klimawandels die Meeresoberflächenwassertemperatur (sea surface temperature = SST) in Nord- und Ostsee ansteigen wird und somit möglicherweise die Reproduktion von *Vibrio* spp. in diesen Gebieten gefördert wird (z.B. Baker-Austin et al. 2013, Theede et al. 2008). Aus diesem Grund wurden Klimamodellprojektionen der SST, die im Rahmen der KLIWAS-Projekte 1.03/2.01 gerechnet wurden, unter dem Aspekt der *Vibrio*-Temperaturpräferenzen (> 18-20 °C speziell für *V. vulnificus*) betrachtet und ausgewertet.

Im Zuge des Klimawandels werden auch mögliche Salinitätsverschiebungen, basierend auf Veränderungen des Oberwasserabflusses bzw. des Meeresspiegelanstiegs, diskutiert. Im Rahmen einer Sensitivitätsstudie des KLIWAS-Projektes 2.04/3.02 wurden für die Ästuare von Ems und Jade/Weser mögliche Salinitätsverschiebungen näher betrachtet und unter dem Aspekt der *Vibrio*-Salinitätspräferenzen (speziell von *V. vulnificus*) ausgewertet.

5 Vernetzung des Projektes, Kooperationspartner

Im Rahmen des *Vibrio*-Monitorings Nordseeküste (2009-2011) arbeiteten die Mitarbeiterinnen des KLIWAS-PJ 3.04 eng mit dem Niedersächsischen Landesgesundheitsamt (NLGA) am Standort Aurich zusammen, welches insbesondere in die Bestandsaufnahme pathogener Vibrionen an der niedersächsischen Nordseeküste und im Weser- und Ems-Ästuar involviert war. Weitergehende Unterstützung hinsichtlich der Probenahme erfuhr das Projekt durch die Gesundheitsämter Aurich, Leer und Cuxhaven. Durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) wurde das Monitoring um die Anwendung eines Partikeltransportmodells zur Auswertung der schwebstoffassoziierten Verdriftung von hygienisch relevanten Bakterien aus dem Ems-Ästuar in die Küstengebiete ergänzt. Vor dem Hintergrund dieser Zusammenarbeit hat sich in 2011 eine zusätzliche Kooperation mit dem Forschungsinstitut Senckenberg am Meer Wilhelmshaven (der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung zugehörig) und dem Niedersächsischen Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) ergeben. Eine der Probenahmestellen des Nordseeküstenmonitorings wurde seit Beginn 2011 im Rahmen dieser Kooperation neben Wasser und Sedimenten auch auf pathogene Vibrionen in Muscheln (Pazifische Auster *Crassostrea gigas*, Miesmuschel *Mytilus edulis*) beprobt. Die Daten aus den gemeinsamen Projekten werden in gemeinschaftliche wissenschaftliche Publikationen einfließen.

Vor dem Hintergrund des *Vibrio*-Monitorings Ostseeküste (2010-2012) kooperierte das KLIWAS-PJ 3.04 mit dem Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern (LAGuS), welches den Nachweis der pathogenen Vibrionen im Untersuchungsgebiet übernahm und in die wissenschaftliche Publikation der Ergebnisse eingebunden sein wird. Die notwendigen Schiffszeiten wurden durch das Wasser- und Schifffahrtsamt (WSA) Stralsund zur Verfügung gestellt. Weiterführende computergestützte Modellierungen zu pathogenen Vibrionen im Greifswalder Bodden wurden durch das Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) durchgeführt.

Vor dem Hintergrund beider Monitoring-Programme konnte das Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (AWI) für eine Zusammenarbeit gewonnen werden, im Rahmen derer die vorliegenden Vibrionen-Isolate dem AWI zum Aufbau einer systematischen Stammdatenbank zur Verfügung gestellt und im Gegenzug molekularbiologisch charakterisiert wurden. Darüber ist das KLIWAS-PJ 3.04 mit dem internationalen BMBF-Forschungsprojekt VibrioNet vernetzt.

Die Vernetzung des Projektes 3.04 mit der entsprechenden "scientific community" innerhalb Deutschlands wurde über den am 14./15. April 2010 durchgeführten Workshop "Pathogene Vibrionen in der marinen Umwelt" angeregt. Für den Workshop konnten versierte Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler sowie Fachleute aus den Gesundheitsbehörden und Umweltverwaltungen des Bundes und der Länder als Referenten und Teilnehmer gewonnen werden. Aus diesem Workshop heraus hat sich mit dem damaligen Referenten Dr. Achim Wehrmann vom Forschungsinstitut Senckenberg am Meer Wilhelmshaven eine Vernetzung des KLIWAS-Projektes 3.04 mit deren INTERREG IVa Projekt "Safe Guard - Die Bioinvasion der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) im Niederländischen und Niedersächsischen Wattenmeer: Mikrobielle und chemische Risiken für den Verbraucher" ergeben. Diese Vernetzung manifestierte sich in der Koordinierung von Probenahmen, gegenseitigen Unterstützung/Ergänzung bei der Datenerhebung und gemeinsamer Diskussionen sowie einer geplanten gemeinsamen wissenschaftlichen Publikation.

Ein bilateraler Informations- und Erfahrungsaustausch zu pathogenen Vibrionen zwischen dem National Institute for Public Health and the Environment in den Niederlanden, der BfG, dem NLGA, dem AWI und dem Institut Senckenberg am Meer fand am 18.10.2011 in Aurich unter Federführung des KLIWAS-PJ 3.04 und dem NLGA statt. Es besteht Interesse an weitergehenden gemeinsamen Projekten.

Auf internationalen Tagungen konnten zahlreiche weitere Kontakte geknüpft werden. Aufgrund des allgemeinen Interesses an einer intensiven Zusammenarbeit auf europäischer Ebene fand am 31.05./01.06.2012 ein durch die Mitarbeiterinnen des KLIWAS-PJ 3.04 initiiertes und organisiertes internationales *Vibrio*-Symposium „Pathogenic *Vibrio* spp. in Northern European Waters“ an der BfG statt, für welches Referenten aus England, Frankreich, den Niederlanden, Schweden, Norwegen, Island, Österreich, Spanien, Italien und Deutschland gewonnen werden konnten.

Nachfolgende Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Vernetzung des KLIWAS-Projektes 3.04 mit internen und externen Kooperationspartnern.

Tabelle 1: Projekt 3.04 - Kooperationen und Aufträge

Kooperationspartner / Auftragnehmer	Kurztitel	Ansprechpartner
Niedersächsisches Landesgesundheitsamt (NLGA) Aurich (Kooperationspartner)	<i>Vibrio</i> -Projekt Nordseeküste (Untersuchung von Wasser und Sedimenten auf pathogene Vibrionen)	Dr. Ernst-August Heinemeyer, Dr. Katrin Luden
Gesundheitsämter der Landkreise Cuxhaven, Leer und Aurich (unabhängige Kooperationspartner)	Monatliche Wasser- und Sedimentprobenahmen in Borkum, Norderney, Dyksterhusen, Neßmersiel, Duhnen, Norddeich, Wremen, und Dorum	Herr Eiben (Aurich) Herr Ehlers (Leer) Herr Gärtner (Cux..)

Kooperationspartner / Auftragnehmer	Kurztitel	Ansprechpartner
Günter Koban privater Probenehmer (Auftragnehmer)	Monatliche Wasser- und Sedimentprobenahmen in Burhave, Bremerhaven und Loxstedt-Dedesdorf für das <i>Vibrio</i> -Projekt Nordsee	Herr Günter Koban
Senckenberg am Meer Wilhelmshaven (Forschungsinstitut der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung) (unabhängiger Kooperationspartner)	Monatliche Beprobung von Sediment, Wasser und Muscheln (Austern, Miesmuscheln) am Dornumer Nacken, Betreiben eines Temperaturloggers	Dr. Achim Wehrmann, Alexandra Markert
Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) (unabhängiger Kooperationspartner)	Untersuchung von Muscheln (Austern, Miesmuscheln) auf pathogene Vibrionen	Dr. Edda Bartelt, Dr. Sven Ramdohr
Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern (LAGuS) (Kooperationspartner)	<i>Vibrio</i> -Projekt Ostseeküste (Untersuchung von Wasser und Sedimenten auf pathogene Vibrionen)	Dr. Gerhard Hauk, Dr. Oliver Duty
Fa. AquaEcology GmbH & Co. KG (Auftragnehmer)	Planktonuntersuchungen für das <i>Vibrio</i> -Projekt Ostseeküste	Dr. Claus-Dieter Dürselen
WSA Stralsund, Sachbereich 2, Gewässerkunde (Kooperationspartner)	<i>Vibrio</i> -Projekt Ostseeküste (Nutzung des Tonnenleger „MS Stralsund“)	Herr Hagen Bauerhorst
Universität Greifswald (Auftragnehmer)	Nutzung des Forschungsschiffes „Bornhöft“ (August 2011)	Prof. Dr. Reinhard Lampe
Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) (unabhängiger Kooperationspartner)	Räumlich-zeitliche Modellierung der Hydrodynamik und der <i>Vibrio</i> spp. Verbreitung im Greifswalder Bodden mit einem 3-D Ozeanmodellsystem	Dr. Gerald Schernewski, Dr. Bianca Schippmann
(1) BfG-Referat U2 (2) BfG-Referat G2 (3) KLIWAS-PJ 3.07 (4) KLIWAS-PJ 1.03/2.01 (5) KLIWAS-PJ 2.04/3.02	(1) Analyse von Chlorophyll und Algenklassen, (2) Messung chemischer Parameter, (3) Analyse von Algentoxinen, (4) Bereitstellung von Projektionen zu SST Nord- und Ostsee, (5) Bereitstellung von Sensitivitätsanalysen zum Salzgehalt in Nordseeästuaren	(1) Herr Andreas Schöl, Dr. Annette Becker, (2) Dr. Corinna Brinkmann, (3) Dr. Michael Schlüsener, (4) Birgit Klein (BSH), (5) Fred Hesser (BAW)
Biologische Anstalt Helgoland, Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung (BAH/AWI) (unabhängiger Kooperationspartner)	Molekularbiologische Untersuchungen zum Nachweis von genetischen Pathogenitätsfaktoren	Dr. Gunnar Gerdts, René Erler
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) (unabhängiger Kooperationspartner)	Anwendung eines Partikeltransport- modells zur schwebstoffassoziierten Verdriftung von hygienisch relevanten Bakterien aus dem Ems-Ästuar in die Küstengebiete	Dr. Frank Janssen
Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) (unabhängiger Kooperationspartner)	Vergleich von Virulenz-assoziierten Eigenschaften von <i>Vibrio vulnificus</i> - Isolaten aus Nord- und Ostsee (noch nicht abgeschlossen)	Dr. Eckhart Strauch, Nadja Bier

6 Ergebnisse

6.1 Bestandsaufnahme der gegenwärtigen räumlichen und saisonalen Verbreitung potentiell humanpathogener Vibrionen in den deutschen Küstengewässern

6.1.1 Räumliche Verbreitung von *Vibrio* spp.

Nordseeküstenmonitoring

Die *Vibrio*-Populationen der untersuchten Gebiete von Nord- und Ostseeküste unterscheiden sich deutlich in ihrer Artenzusammensetzung, obwohl sie gegenüber Wassertemperatur und Salinität vergleichbare Verhaltensweisen zeigen. Die dominante Spezies an der Nordsee ist *V. alginolyticus* (79 % positive Wasserproben, 94 % positive Sedimentproben), gefolgt von *V. parahaemolyticus* (Wasser: 44 %, Sediment: 67 %). *V. vulnificus* wurde nur in jeweils 5 % der Wasser- und Sedimentproben nachgewiesen. In nur 2 % der Wasserproben und 4 % der Sedimentproben konnte *V. cholerae* non-O1/non-O139 detektiert werden. *Vibrio* spp. waren nicht nur häufiger im Sediment als im Wasser anzutreffen, sondern ihre Konzentrationen lagen im Sediment um ein bis drei Zehnerpotenzen höher als im Wasser (Abb. 5). Zwischen den Vibrionen im Wasser und denen im Sediment fanden sich jedoch z.T. sehr hohe signifikante Korrelationen ($r_s > 0,4$). Insgesamt konnten bis zu 10^6 *Vibrio* spp. in 100 mL Wasser bzw. 100 g Sediment detektiert werden (zum Vergleich: für den Fäkalindikator *E. coli* wurden größtenteils Konzentrationen deutlich unterhalb von 10^3 Koloniebildenden Einheiten (KBE)/100 mL Wasser bzw. 100 g Sediment gemessen³). *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* waren an allen untersuchten Stränden nachweisbar; *V. cholerae* non-O1/non-O139 zeigte kein eindeutiges Verbreitungsmuster.

³ *E. coli*-Konzentrationen $> 10^3$ KBE/100 mL sind laut EU-Badegewässerrichtlinie als kritisch anzusehen.

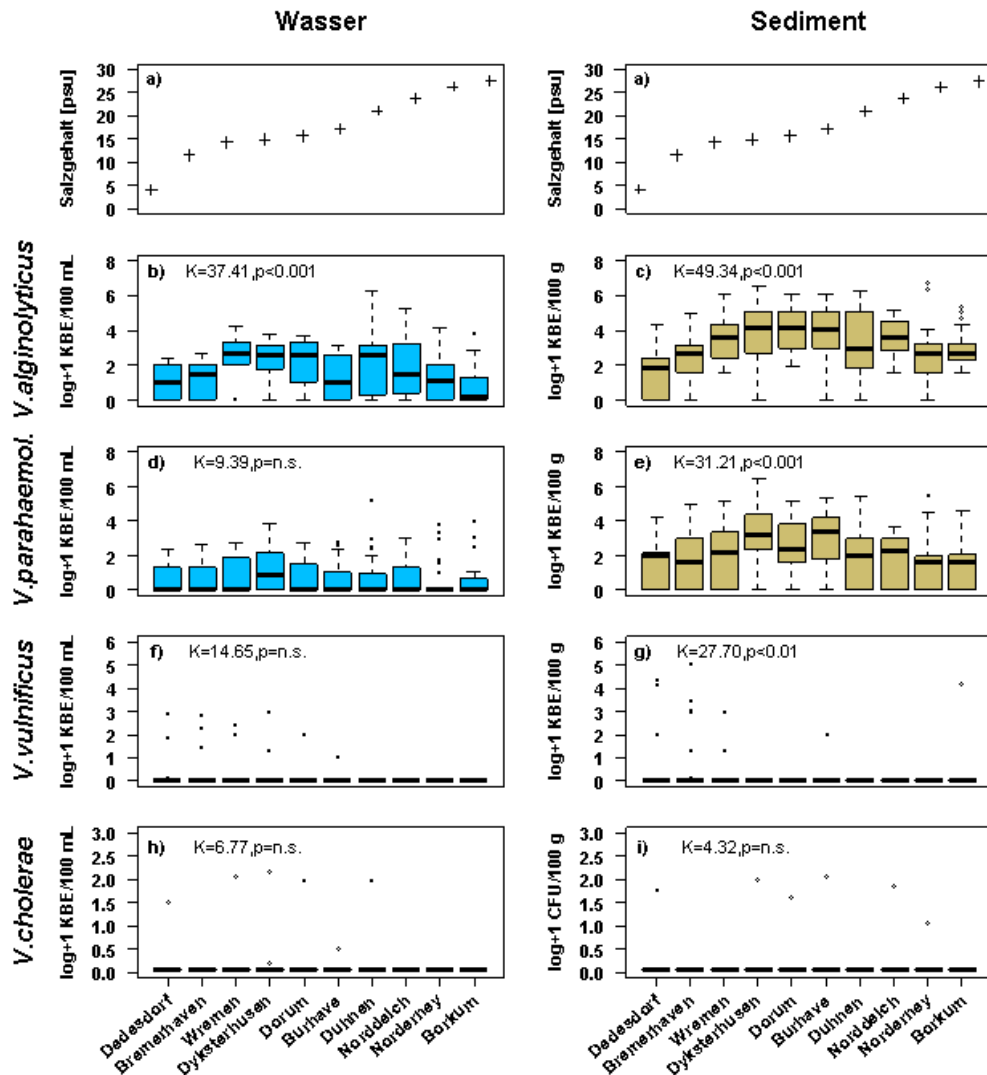


Abbildung 5: Räumliche Verbreitung der *Vibrio* spp.. Log-transformierte Abundanzen [KBE/100 mL bzw. 100 g] in Wasser- (links) und Sedimentproben (rechts) der Nordseeküste.

Dargestellt ist jeweils der Median (schwarzer Strich) über alle Probenahmen an der entsprechenden Station sowie die oberen und unteren Quartile (Box) und der Bereich („Whiskers“). Ausreißer sind definiert als Datenpunkte, die um das 1,5-fache des „interquartile range“ unterhalb des ersten bzw. oberhalb des dritten Quartils liegen und als Kreise markiert. Im Rahmen einer Varianzanalyse wurde mittels Kruskal-Wallis-Test analysiert, ob signifikante Unterschiede in den Abundanzen zwischen den untersuchten Stationen bestehen (die entsprechenden K und p-Werte sind den jeweiligen Diagrammen zu entnehmen).

V. vulnificus wurde nur in den mesohalinen Ästuaren von Weser und Ems bei durchschnittlichen Salinitäten < 18 (angegeben in Practical Salinity Units (psu)) gefunden (bei der Sonderuntersuchung an der Weser im Bereich der brackig-limnischen Grenze an Flusskilometer 41 und 51,4 konnte *V. vulnificus* ebenfalls im Sediment nachgewiesen werden). Die einzige Ausnahme bildete die Sedimentprobe „Borkum September 2010“ (gemessene Salinität: 30 psu; euhalines offenes

Küstengewässer) (Abb. 6). Normalerweise präferiert *V. vulnificus* Brackwasserhabitate. Dieses, für diesen Organismus untypische Auftreten weit oberhalb seines gewöhnlichen Salinitätsbereichs, ist ein Zeichen dafür, dass er zeitweise auch weit höhere Salinitäten tolerieren kann.

Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement in den Küstengewässern

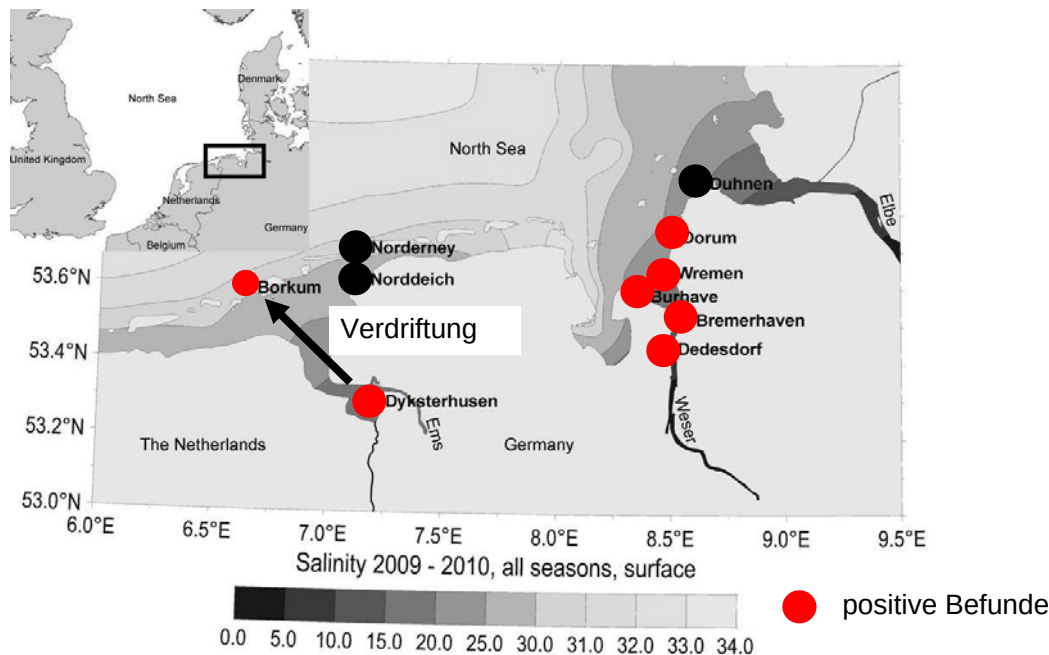


Abbildung 6: Stationen mit *V. vulnificus*-positiven Befunden (rote Punkte) während des Nordseemonitorings.

Schwarzer Pfeil: möglicher Verdriftungsweg von *V. vulnificus* von Dyksterhusen (positiv in Juli und August 2010) nach Borkum (positiv in September 2010).

Bevor *V. vulnificus* am Borkumer Strand detektiert wurde, wurde er im Ems-Ästuar an der Station Dyksterhusen in den Monaten Juli und August 2010 nachgewiesen. Möglicherweise wurde er mit der Strömung aus dem Ems-Ästuar nach Borkum verdriftet. Ein vom BSH betriebenes Partikeltransportmodell basierend auf der Modellierung von 1000 hypothetischen Partikeln (ausführliche Beschreibung s. Böer et al. 2013), welches Strömung und Windregime in dieser Gegend im Spätsommer 2010 berücksichtigt, zeigt, dass *V. vulnificus* auf Borkum durchaus seinen Ursprung im Ems-Ästuar haben kann und somit eine Verdriftung über längere Distanzen gebunden an Schwebstoffe möglich ist (Abb. 7).

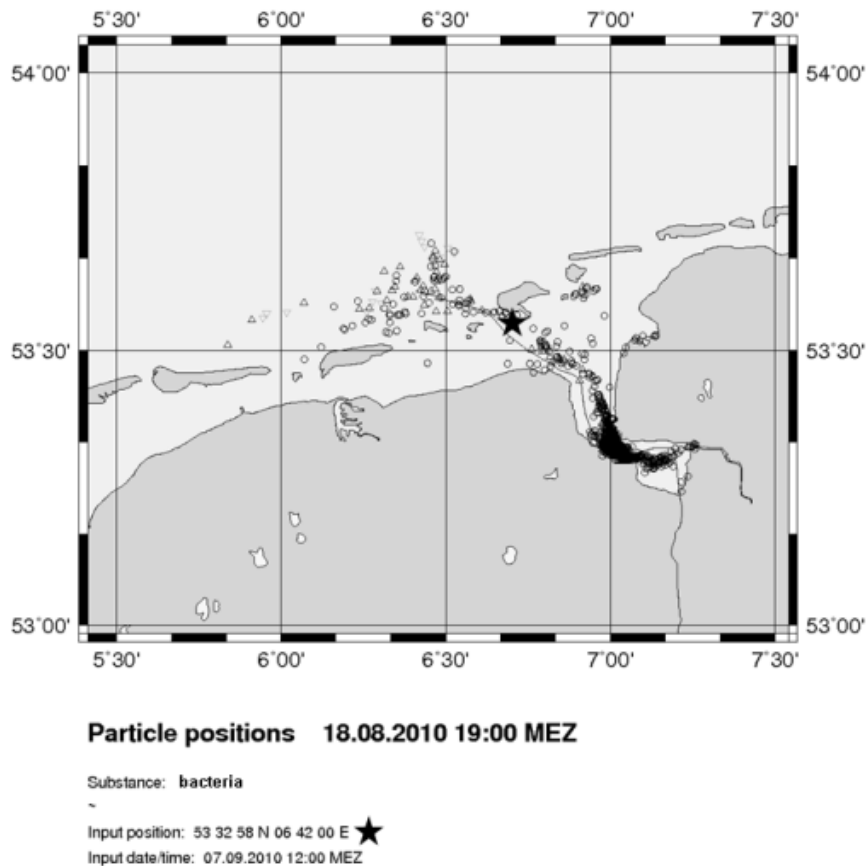


Abbildung 7: Untersuchungen zur schwebstoffassoziierten Verdriftung von hygienisch relevanten *V. vulnificus*-Bakterien aus dem Ems-Ästuar in die Küstengebiete mittels eines Partikeltransportmodells.

Jedes Symbol repräsentiert einen Partikel, der gleichzusetzen ist mit einer hypothetischen *V. vulnificus*-Zelle. Der Stern markiert den Startpunkt aller Partikel zu Beginn der Modellierung, welche auf den Zeitpunkt der *V. vulnificus*-Detektion auf Borkum am 7. September 2010 gesetzt wurde. Die Berechnung erfolgte rückwärts bis zum Nachweis von *V. vulnificus* in Dyksterhusen am 18. August 2010. Die wahrscheinlichste Position der Partikel zu diesem Zeitpunkt ist dargestellt.

An der Sonderuntersuchungsstelle bei Neßmersiel/Nordsee zeigte sich ein ähnliches Populationsmuster wie schon zuvor für die 10 Stationen des Nordseeküstenmonitorings. Dominant ist auch hier *V. alginolyticus*, gefolgt von *V. parahaemolyticus* mit rund halb so vielen positiven Proben (Abb. 8). *V. vulnificus* und *V. cholerae* konnten lediglich in den hier zusätzlich untersuchten Muschelproben nachgewiesen werden (*V. vulnificus*: 1 positive *Crassostrea gigas*-Probe, *V. cholerae*: 3 positive *C. gigas*-Proben und 1 positive *Mytilus edulis*-Probe). In den Muschelproben spielten *V. vulnificus* und *V. cholerae* im Vergleich zu *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* ebenfalls nur eine untergeordnete Rolle.

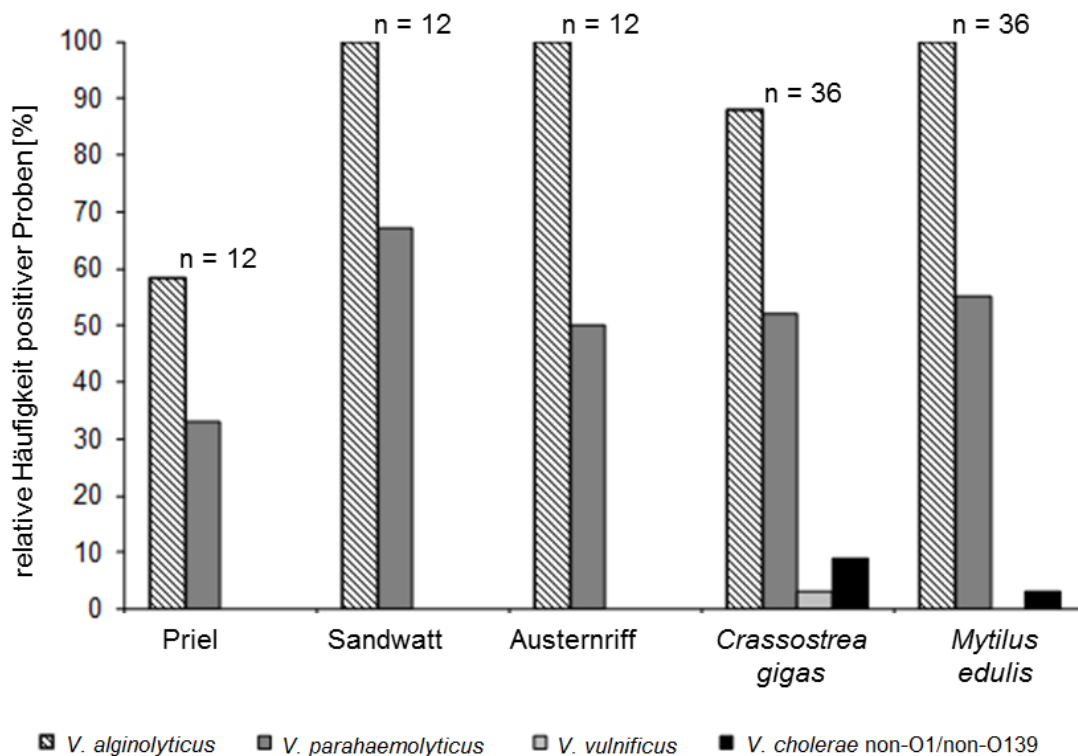


Abbildung 8: Relative Anzahl [%] positiver *Vibrio* spp.-Proben der Sonderuntersuchung bei Neßmersiel/Nordsee. n = Anzahl der Gesamtproben pro Kompartiment (Wasser: Priel; Sediment: Sandwatt, Austernriff; Muschelproben: Auster *Crassostrea gigas*, Miesmuschel *Mytilus edulis*) angeführt.

Die Abundanzen von *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus*, die im Rahmen der Sonderuntersuchung an der Station Neßmersiel erhoben wurden, liegen mit bis zu 10^6 *Vibrio* spp. in 100 mL Wasser bzw. 100 g Sediment in der gleichen Größenordnung wie an den anderen Stationen des Nordseeküstenmonitorings (Abb. 9). Auffällig war auch hier, dass die Konzentrationen im Sediment z.T. deutlich höher lagen als im Wasser (ein bis fünf Zehnerpotenzen). In den Austern und Miesmuscheln hingegen waren die Konzentrationen von *V. parahaemolyticus* deutlich niedriger als in den Wasserproben. Eine Akkumulation fand im Gewebe der Muscheln offensichtlich nicht statt. Eine Varianzanalyse mittels Kruskal-Wallis-Test bestätigte die signifikanten Unterschiede in den Abundanzen zwischen den untersuchten Kompartimenten (die entsprechenden K und p-Werte sind der Abb. 9 zu entnehmen). Eine Quantifizierung von *V. alginolyticus* in den Muscheln wurde nicht durchgeführt, da eine Lebensmittelvergiftung durch dieses Bakterium bislang nicht bekannt ist und somit keine Überwachungsgrundlage gegeben ist (die Austern- und Miesmuschelproben wurden durch das LAVES analysiert).

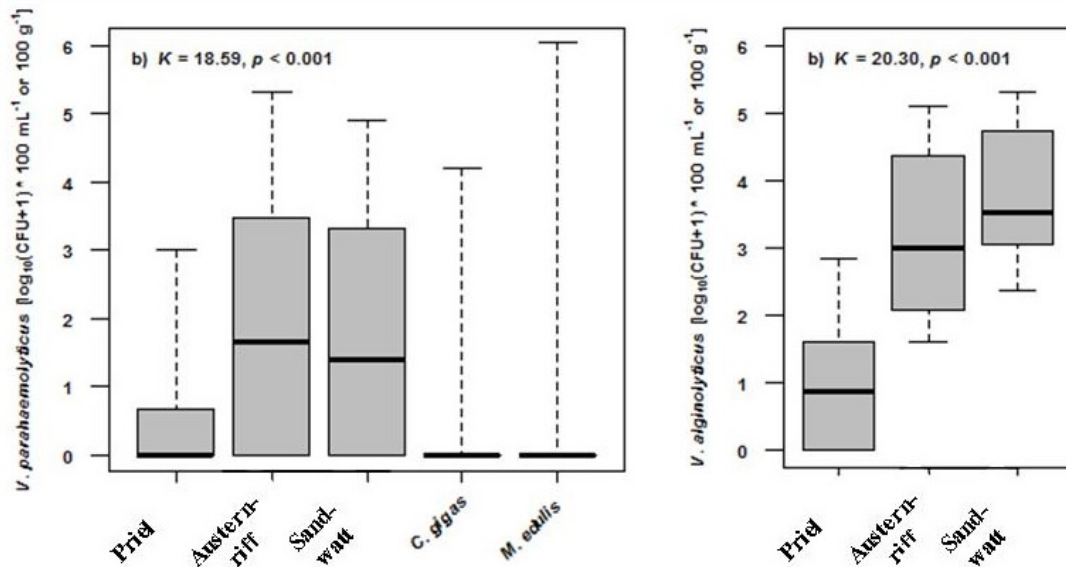
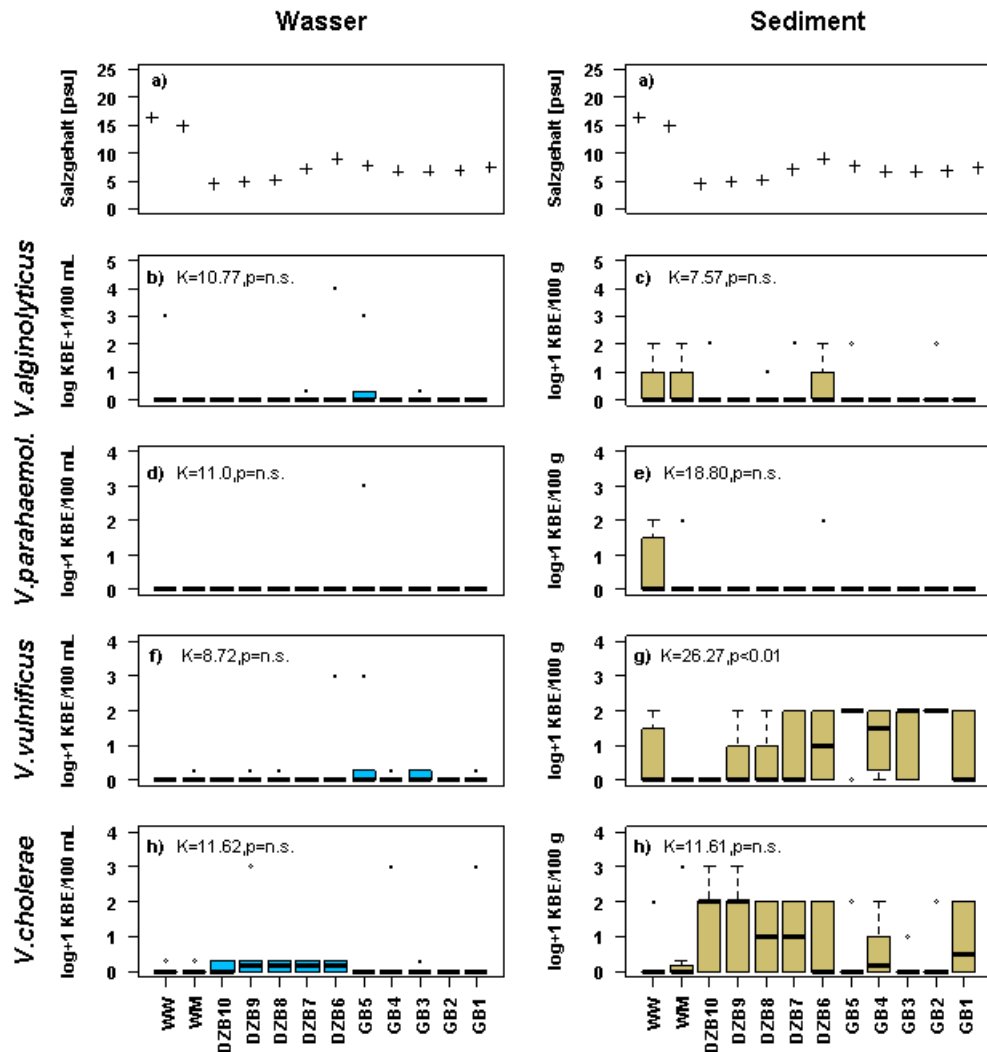


Abbildung 9: Räumliche Verbreitung der *V. parahaemolyticus* (a) und *V. alginolyticus* (b) Abundanzen $[\log(x+1) \text{ KBE}/100 \text{ mL bzw. g}]$ in den Wasser- (Priel), Sediment- (Austernriff, Sandwatt) und Muschelproben (*C. gigas*, *M. edulis*) der Station bei Neßmersiel/Nordsee.

Dargestellt ist jeweils der Median (schwarzer Strich) über alle Probenahmen an der Station sowie die oberen und unteren Quartile (Box) und der Bereich („Whiskers“).

Ostseeküstenmonitoring

Im Vergleich zur Nordseeküste sind die dominanten Spezies an der Ostseeküste *V. cholerae* non-O1/non-O139 (Häufigkeit des Auftretens: Wasser: 26 %, Sediment: 39 %) und *V. vulnificus* (Wasser: 14 %, Sediment: 44 %). *V. alginolyticus* wurde nur in 8 % der Wasser- und 15 % der Sedimentproben nachgewiesen. In seltenen Fällen konnte *V. parahaemolyticus* in den Proben gefunden werden (Wasser: 1 %, Sediment: 7 %). Auch in den Ostseesedimenten lagen die Konzentrationen um ein bis drei Zehnerpotenzen höher als in den Wasserproben (Abb. 10). Im Gegensatz zur Nordsee fand sich an der Ostsee eine hohe signifikante Korrelation zwischen Wasser- und Sedimentproben nur bei *V. cholerae* ($r_s = 0,516$). Insgesamt waren die Konzentrationen in den Ostseeproben im Vergleich zu den Nordseeproben deutlich niedriger (bis $10^2 \text{ Vibrio spp. pro } 100 \text{ mL bzw. g}$, in Ausnahmefällen bis zu $10^3 \text{ Vibrio spp. pro } 100 \text{ mL bzw. g}$).



Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

Abbildung 10: Räumliche Verbreitung der *Vibrio* spp.. Log-transformierten Abundanzen [KBE/100 mL bzw. 100 g] in Wasser- (links) und Sedimentproben (rechts) der Ostseeküste.

Dargestellt ist jeweils der Median (schwarzer Strich) über alle Probenahmen an der entsprechenden Station sowie die oberen und unteren Quartile (Box) und der Bereich („Whiskers“). Ausreißer sind definiert als Datenpunkte, die um das 1,5-fache des „interquartile range“ unterhalb des ersten bzw. oberhalb des dritten Quartils liegen und als Kreise markiert. Im Rahmen einer Varianzanalyse wurde mittels Kruskal-Wallis-Test analysiert, ob signifikante Unterschiede in den Abundanzen zwischen den untersuchten Stationen bestehen (die entsprechenden K und p-Werte sind den jeweiligen Diagrammen zu entnehmen). WW = Wohlenberger Wiek, WM = Warnemünde Weststrand, DZB6-DZB10 = Darß-Zingster Boddenkette Station 6 – Station 10, GB1-GB5 = Greifswalder Bodden Station 1 bis Station 5.

Die beiden dominanten *Vibrio*-Spezies der untersuchten Ostseegebiete, *V. cholerae* non-O1/non-O139 und *V. vulnificus*, konnten an allen Stationen nachgewiesen werden (Abb. 10, 11). Die gemessenen Salinitäten während der Monitoringstudie lagen insgesamt bei <16 psu (GB = 6,1-8,3, DZB = 3,1-11,1, Warne = 9,8-11,8, Wiek = 11,0-15,6). Betrachtet man die räumliche Verteilung dieser beiden Spezies

detaillierter, so lässt sich ein häufigeres Vorkommen von *V. vulnificus* im Greifswalder Bodden und ein häufigeres Vorkommen von *V. cholerae* in der Darß-Zingster-Boddenkette verzeichnen (Abb. 11). Die Salinitäten in der Darß-Zingster-Boddenkette (Mittelwert über alle Probenahmen: 6 psu) sind durchschnittlich etwas geringer als die des Greifswalder Boddens (Mittelwert über alle Probenahmen: 7 psu).

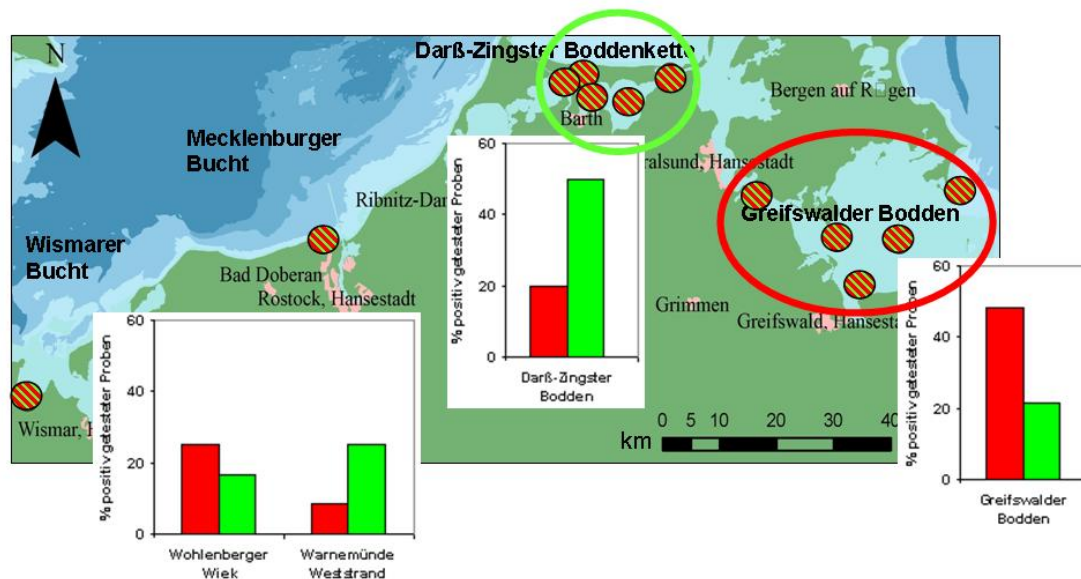


Abbildung 11: Stationen mit *V. vulnificus*- (rote Punkte) und *V. cholerae*-positiven Befunden (grüne Punkte) während des Ostseeküstenmonitorings.

Rot schraffierter Punkt = *V. vulnificus*, grün schraffierter Punkt = *V. cholerae* non-O1/non-O139. Roter Kreis = Stationen mit häufigerem Vorkommen von *V. vulnificus*, grüner Kreis = Stationen mit häufigerem Vorkommen von *V. cholerae*. Diagramme: Anzahl positiv getesteter Proben [%] (Wasser und Sediment kombiniert,) aufgeteilt nach Probenahmegebieten (DZB6-DZB10 sind zusammengefasst, ebenso GB1-GB5).

6.1.2 Saisonale Verbreitung von *Vibrio* spp.

Sowohl an der Nordsee- als auch an der Ostseeküste zeigte *Vibrio* spp. ein saisonales Muster (Abb. 12-14). *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* waren an der Nordsee ganzjährig nachweisbar; die Konzentrationen in den Sommermonaten waren jedoch deutlich höher als in den Wintermonaten. Diese Temperatursensitivität war in den Sedimentproben weitaus geringer ausgeprägt als in den Wasserproben. In den Muschelproben waren *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* lediglich im Juli, August und Oktober nachweisbar. *V. vulnificus* konnte in Wasser- und Sedimentproben der Nordsee nur von Juli bis Oktober nachgewiesen werden. Die

V. alginolyticus-, *V. parahaemolyticus*- und *V. vulnificus*- Konzentrationen korrelieren signifikant positiv mit der Wassertemperatur. Auf Grund der geringen Zahl an positiven Nordseeproben ist zu *V. cholerae* non-O1/non-O139 keine nähere Aussage möglich. An der Ostsee waren *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139 in allen Probenahmemonaten nachweisbar (*V. cholerae* sogar im Januar: positive Sedimentprobe). *V. vulnificus* konnte im Wasser nur im Juli, August und Oktober detektiert werden, im Sediment jedoch in allen Probenahmemonaten (auch nach kaltem Winter). Auf Grund der geringen Zahl an positiven Ostseeproben ist zu *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* keine nähere Aussage möglich.

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

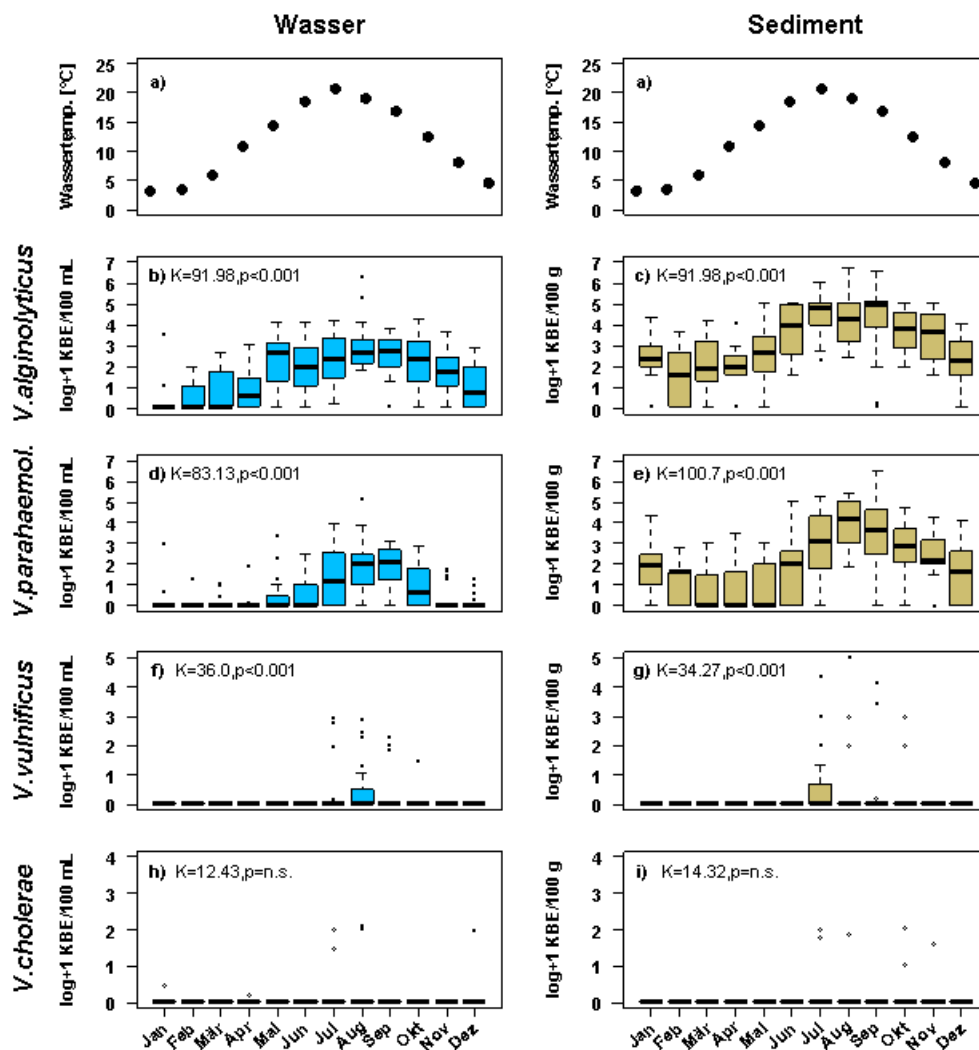


Abbildung 12: Saisonale Verbreitung der *Vibrio* spp. Abundanzen [$\log(x+1)$ KBE/100 mL bzw. 100 g] in den Wasser- (links) und Sedimentproben (rechts) der Nordseeküste.

Dargestellt ist jeweils der Median (schwarzer Strich) über alle Probenahmen im entsprechenden Probenahmemonat sowie die oberen und unteren Quartile (Box) und der Bereich („Whiskers“). Ausreißer sind definiert als Datenpunkte, die um das 1,5-fache des „interquartile range“ unterhalb des ersten bzw. oberhalb des dritten Quartils liegen und als Kreise markiert.

Im Rahmen einer Varianzanalyse wurde mittels Kruskal-Wallis-Test analysiert, ob signifikante Unterschiede in den Abundanzen zwischen den untersuchten Monaten bestehen (die entsprechenden K- und p-Werte sind den Abbildungen 12 und 13 zu entnehmen).

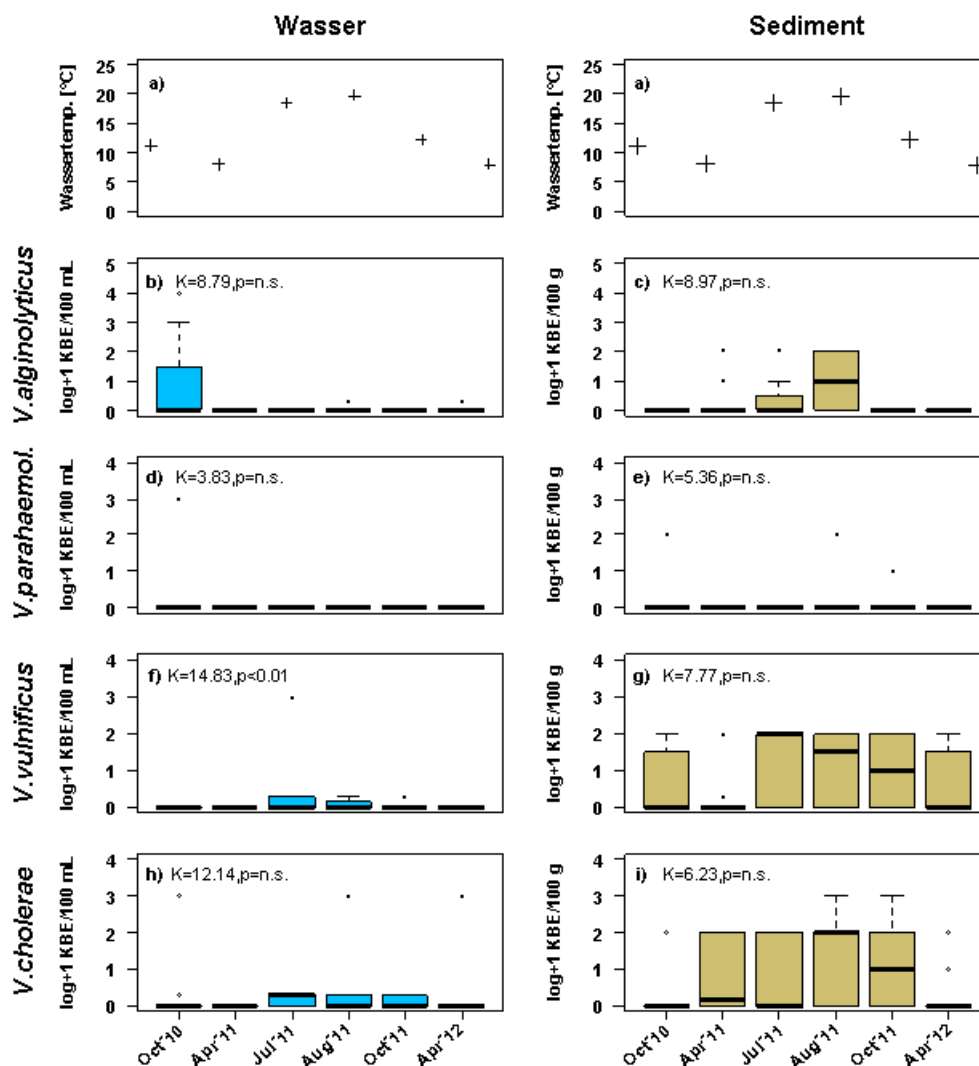


Abbildung 13: Saisonale Verbreitung der *Vibrio* spp. Abundanzen [$\log(x+1)$ KBE/100 mL bzw. 100 g] in den Wasser- (links) und Sedimentproben (rechts) der Ostseeküste.

Dargestellt ist jeweils der Median (schwarzer Strich) über alle Probenahmen im entsprechenden Probenahmemonat sowie die oberen und unteren Quartile (Box) und der Bereich („Whiskers“). Ausreißer sind definiert als Datenpunkte, die um das 1,5-fache des „interquartile range“ unterhalb des ersten bzw. oberhalb des dritten Quartils liegen und als Kreise markiert. Die Probenahme im Januar 2012 ist nicht dargestellt.

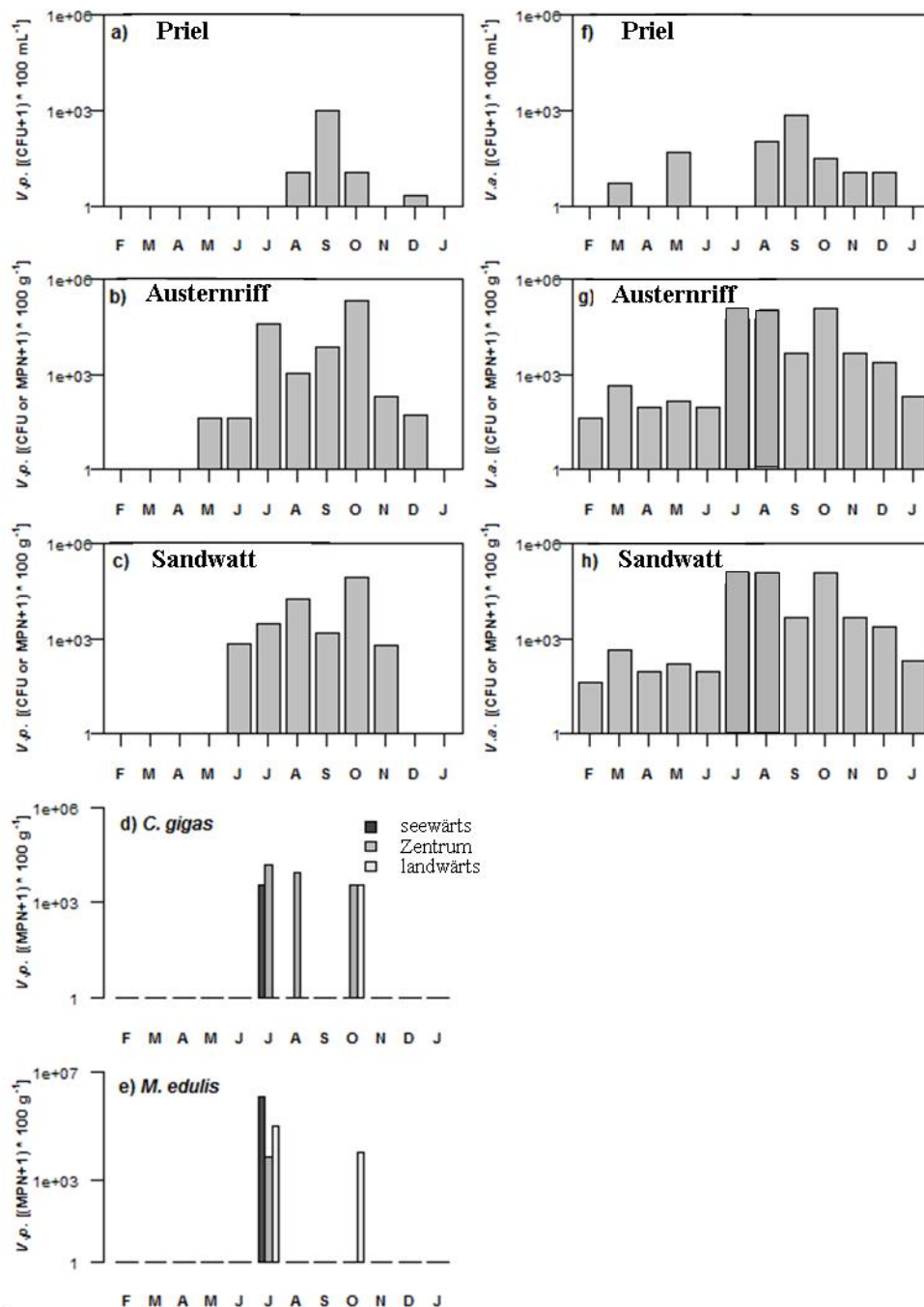


Abbildung 14: Saisonale Verbreitung der *V. parahaemolyticus* (links) und *V. alginolyticus* (rechts) Abundanzen [$\log(x+1)$ KBE bzw. MPN⁴/100 mL bzw. 100 g in den Wasser- (Priel), Sediment- (Austernriff, Sandwatt) und Muschelproben (*C. gigas*, *M. edulis*) der Station bei Neßmersiel/Nordsee. Die Muschelproben wurden nicht auf *V. alginolyticus* hin untersucht.

⁴ MPN = most probable number; es handelt sich hierbei um ein statistisches Verfahren in der Mikrobiologie zur Abschätzung der „wahrscheinlichsten“ Anzahl von Mikroorganismen

6.1.3 Pathogenes Potential von *Vibrio* spp.

Die meisten Bakterien, die in der Umwelt vorkommen, sind an die dort herrschenden Bedingungen angepasst und nicht mehr in der Lage Menschen zu infizieren, es sei denn, es liegt eine Immunsuppression (z.B. durch Diabetes, HIV, etc.) vor, so dass die körpereigenen Abwehrkräfte des Menschen geschwächt sind. In solchen Fällen können auch Bakterien aus der Umwelt den Menschen infizieren. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass nur ein Bruchteil der Umweltbakterien die nötigen Pathogenitätsfaktoren trägt, um tatsächlich Infektionen auszulösen. Das pathogene Potential von Bakterien beruht also auf dem Vorhandensein von sogenannten Pathogenitätsfaktoren, d.h. bestimmten Virulenz-assoziierte Genen.

22 *V. cholerae*-Stämme der Nordseeküste und 28 *V. cholerae*-Stämme der Ostseeküste wurden auf die Serotypen O1 und O139 sowie das *ctxA*-Gen untersucht. Weder an der Nordsee- noch an der Ostseeküste konnten diese mit der „typischen“ Cholera-Erkrankung in Verbindung gebrachten Pathogenitätsfaktoren nachgewiesen werden. **Alle *V. cholerae*, die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 isoliert wurden, sind als non-O1/non-O139 einzustufen, wobei zur Vereinfachung im weiteren Verlauf dieses Berichts auf den Zusatz „non-O1/non-O139“ bei der Speziesnennung verzichtet wird.**

Exemplarisch wurden 35 verschiedene *V. parahaemolyticus*-Isolate aus dem Bereich der Nordseeküste auf das sogenannte Kanagawa-Phänomen⁵ (vollständige Hämolyse von Erythrozyten im Blutagar) und auf die Präsenz der Gene *tdh* und *trh* getestet. Nur zwei Stämme (5,7 %) wiesen Hämolyseaktivität auf und waren Kanagawa-positiv. Obwohl in Studien als Ursache der Hämolyseaktivität das *tdh*-Gen erkannt wurde (Joseph et al. 1982), konnte in keinem der molekularbiologisch untersuchten *V. parahaemolyticus*-Nordseeisolate das *tdh*-Gen gefunden werden. Zwei weitere *V. parahaemolyticus*-Nordseeisolate trugen das *trh*-Gen (Sedimentproben Dyksterhusen April 2010 und Bremerhaven Juli 2010). Dies führt zu der Vermutung, dass weitere, im Rahmen dieses Projektes nicht untersuchte Hämolyse-Gene präsent sind. Bei den molekularbiologisch untersuchten *V. parahaemolyticus*-Ostseeisolaten trug keines das *tdh*-Gen und eines war positiv für das *trh*-Gen (Sedimentprobe DZB6 Aug 2011). Die Präsenz des *trh*-Gens bei gleichzeitiger Abwesenheit des *tdh*-Gens scheint eine gemeinsame Charakteristik von *V. parahaemolyticus*-Gemeinschaften in nordeuropäischen Gewässern zu sein und wurde bereits in einigen Studien (z.B. Ellingsen et al. 2008, Bauer et al. 2006, Robert-Pillot et al. 2004, Hervio-Heath et al. 2002) gezeigt. Weitere Studien zeigen, dass generell zwischen 3 und 5 % der *V. parahaemolyticus*-Umweltisolate eines der beiden Virulenzgenmarker *tdh* oder *trh* tragen (Baker-Austin et al. 2010, Martinez-Urtaza et al. 2010). Somit sind die im

⁵ Das Kanagawa-Phänomen weist die Fähigkeit zur Bildung eines Toxins nach, das die für humanpathogene *V. parahaemolyticus* typischen Durchfallerkrankungen hervorruft und zumeist nur in klinischen Stämmen, selten jedoch in Umweltisolaten nachgewiesen werden kann.

Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 gefundenen Pathogenitätsfaktoren von *V. parahaemolyticus*-Isolaten der deutschen Nord- und Ostseeküste in ihrer Ausprägung vergleichbar mit Untersuchungen in anderen europäischen Nachbarländern.

Von den fünf zwischen 1994 und 2013 in Deutschland registrierten, tödlich verlaufenden *Vibrio*-Wundinfektionen wurden drei (60 %) auf eine Infektion mit *V. vulnificus* zurückgeführt. Hingegen konnten „nur“ 8 von 30 (26,7 %) weiteren gemeldeten, nicht letalen *Vibrio*-Infektionen mit *V. vulnificus* in Verbindung gebracht werden. Auf Grund dieser hohen epidemiologischen Relevanz von *V. vulnificus* wurden ausgewählte *V. vulnificus*-Stämme der Nord- und Ostseeküste auf drei bekannte Pathogenitätsfaktoren (*vcgC*, 16S rRNA Typ B und CPS Allel 1) untersucht (Abb. 15a). Die Biomarker *vcgE*, 16S rRNA Typ A und CPS Allel 2, die die entsprechende Ausprägung der Gene bei nicht-virulenten Umweltstämmen darstellen, wurden ebenfalls molekularbiologisch analysiert (Abb. 15b).

Es hat sich gezeigt, dass die relative Anzahl positiver Proben für zwei der drei untersuchten Pathogenitätsfaktoren bei den Ostseeproben etwa drei mal so hoch ist wie bei den Nordseeküstenproben. Lediglich das *vcgC*-Gen konnte nur in den *V. vulnificus*-Nordseeisolaten (ca. 7 %) nachgewiesen werden. Sowohl die überwiegende Anzahl der Nordseeisolate als auch die Ostseeisolate weisen das für nichtpathogene Umweltstämmen typische *vcgE*-Gen auf (Nordseeküste: 80 %, Ostseeküste: 100 %). Das Gen zur Ausbildung des Kapselpolysaccharids (CPS), welches zu den Hauptvirulenzfaktoren von *V. vulnificus* gehört und ihm vermutlich ermöglicht, einer Phagozytose durch Makrophagen zu entgehen, liegt in gleichen Anteilen jeweils in der Ausprägung CPS 1, welches mit klinischen Stämmen in Verbindung gebracht wird, und CPS 2 vor, das mit Umweltstämmen assoziiert ist (Nordseeküste: ca. 10 %, Ostseeküste: ca. 30 %). 75 % der *V. vulnificus*-Nordseeisolate weisen gar kein CPS auf. Im Vergleich dazu finden sich an der Ostseeküste nur ca. 30 % der *V. vulnificus*-Isolate ohne CPS. Insgesamt konnte bei den meisten untersuchten *V. vulnificus*-Nordseestämmen keiner der drei untersuchten Pathogenitätsfaktoren nachgewiesen werden (83,3 %) (Abb. 15c). Bei den Ostseeisolaten war dies nur bei 44 % der Proben der Fall. In der Mehrzahl der Ostseeküstenproben (52 %) fand sich ein Pathogenitätsfaktor (zum Vergleich: Nordseeküste 10 %). Lediglich ein sehr geringer Prozentsatz der untersuchten Proben besaß zwei Pathogenitätsfaktoren (Nordseeküste: 3,3 % = 1 Probe, Ostseeküste: 4 %). Ebenfalls nur bei einer Nordseeküstenprobe konnten alle drei Pathogenitätsfaktoren nachgewiesen werden (Bremen Weserstrandbad). Insgesamt ließ sich beobachten, dass die untersuchten Pathogenitätsfaktoren durchschnittlich häufiger bei Ostseeküsten-Isolaten auftraten als bei Nordseeküsten-Isolaten.

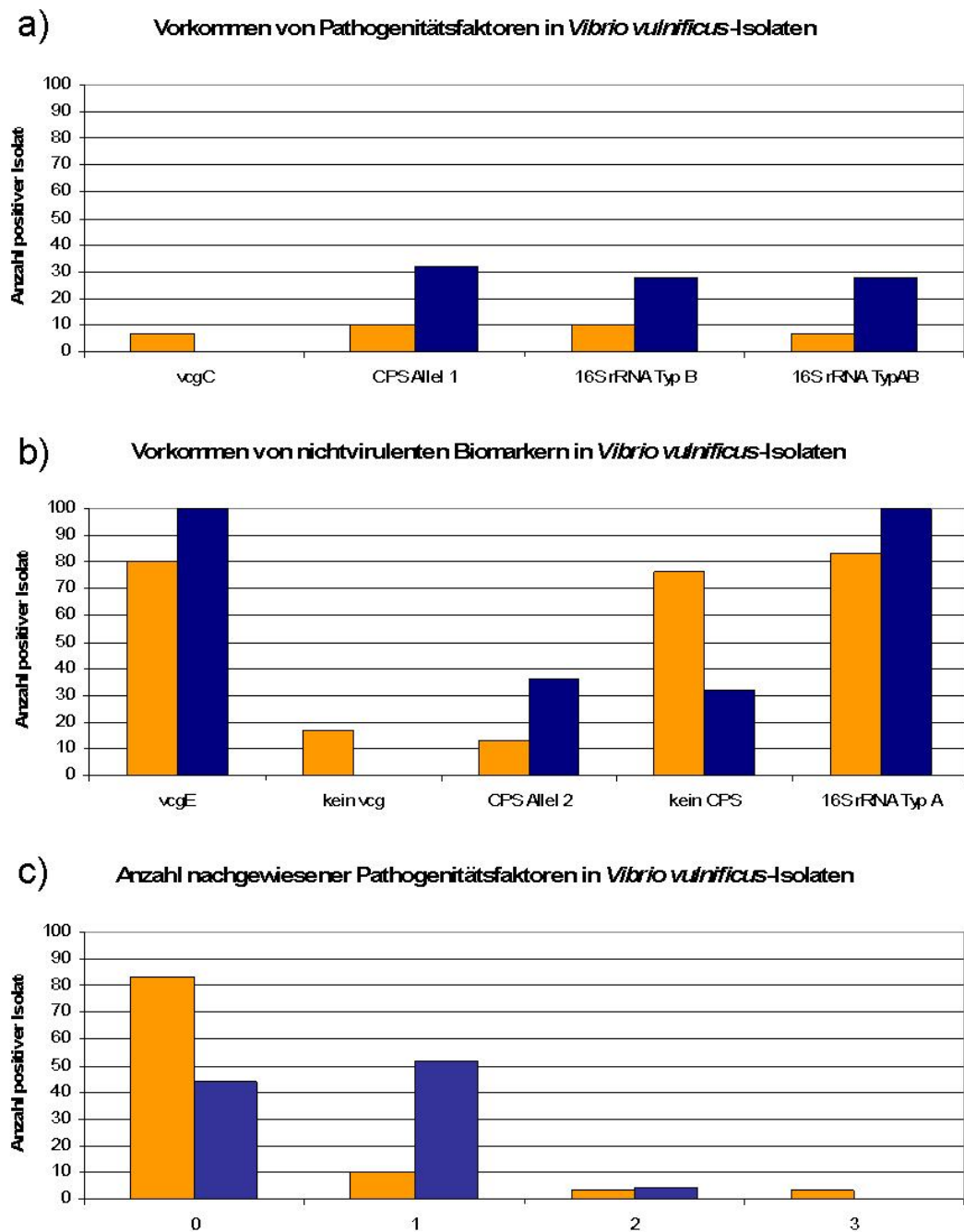


Abbildung 15: Pathogenes Potential von *Vibrio vulnificus*-Isolaten der Nord- (orange) und Ostseeküste (blau). Dargestellt ist die relative Anzahl positiver Isolate [%] aus den Wasser- und Sedimentproben.

Betrachtet man die räumliche Verteilung der Pathogenitätsfaktoren in den Ostsee-Isolaten genauer, so ist festzustellen, dass das CPS Allel 1 fast 4-mal so häufig in Isolaten aus dem Greifswalder Bodden nachgewiesen werden konnte als aus Isolaten

der Darß-Zingster-Boddenkette (Abb. 16a). Bei dem Marker 16S rRNA Typ B verhält es sich gegenteilig: fast 3-mal so viele Isolate aus der Darß-Zingster-Boddenkette wie aus dem Greifswalder Bodden waren positiv. Bei dem *vcg*-Gen fand sich sowohl in den Isolaten der Darß-Zingster-Boddenkette als auch in den Isolaten des Greifswalder Boddens zu 100 % die „Umweltvariante“ (Abb. 16b). Insgesamt konnten bei etwa der Hälfte der Isolate sowohl aus der Darß-Zingster-Boddenkette als auch aus dem Greifswalder Bodden keine Pathogenitätsfaktoren nachgewiesen werden (Abb. 16c). Ca. 1,5-mal so viele Isolate des Greifswalder Boddens im Vergleich zu denen der Darß-Zingster-Boddenkette besaßen nur einen der untersuchten Pathogenitätsfaktoren. Dafür fanden sich bei 12,5 % der untersuchten Isolate der Darß-Zingster-Boddenkette zwei Pathogenitätsfaktoren (im Greifswalder Bodden war dies bei keinem Isolat der Fall).

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

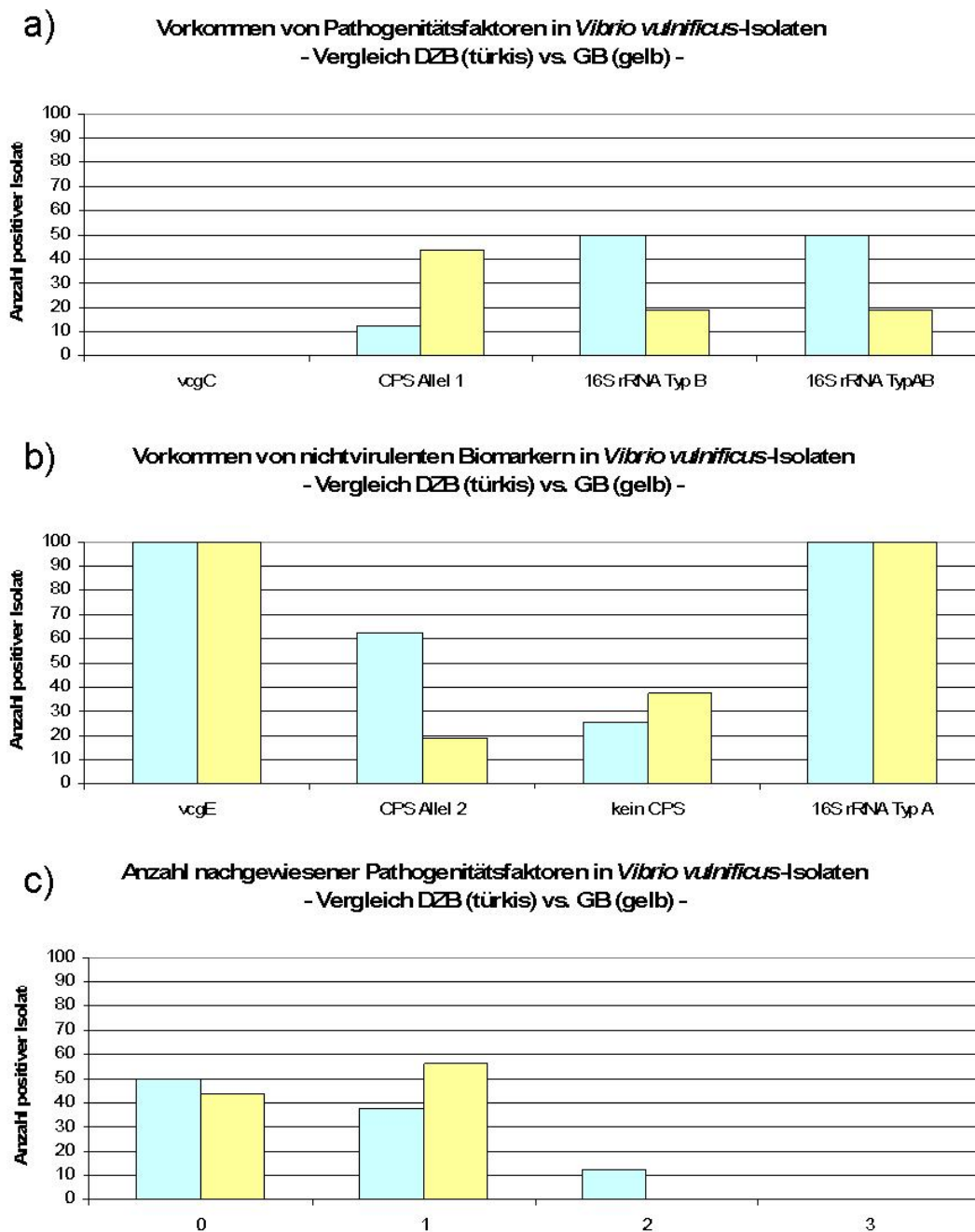


Abbildung 16: Räumlicher Vergleich des pathogenen Potentials von *Vibrio vulnificus*-Isolaten der Ostseeküste (Wasser- und Sedimentproben kombiniert). Dargestellt ist die relative Anzahl positiver Isolate [%] aus der Darß-Zingster-Boddenkette (türkis) und aus dem Greifswalder Bodden (gelb).

6.2 Funktionale Zusammenhänge zwischen dem Auftreten von potentiell humanpathogenen Vibrionen und abiotischen, klimarelevanten Umweltfaktoren

6.2.1 Einfluss der Wassertemperatur auf Abundanz und räumliche Verbreitung von *Vibrio* spp.

Im Zuge des Klimawandels wird beispielsweise eine Zunahme der durchschnittlichen Wassertemperaturen oder eine Verschiebung der Brackwasserzonen diskutiert (IPCC AR4 SYR 2007). Verschiedene Untersuchungen weisen darauf hin, dass dabei besonders die autochthonen, mesophilen Bakterien der Gattung *Vibrio* zukünftig an Bedeutung gewinnen. So sehen z.B. Ruppert et al. (2004) die Möglichkeit einer Zunahme von schwerwiegenden Wundinfektionen durch *Vibrio vulnificus* bedingt durch den andauernden Trend in Richtung höherer Wassertemperaturen im Sommer.

Betrachtet man die im Rahmen des KLIWAS-PJ 3.04 untersuchte saisonale Verteilung der jeweiligen *Vibrio*-Spezies, so sind Spezies-spezifische Ausprägungen sichtbar (Abb. 12-14), die eine Abhängigkeit von der Wassertemperatur vermuten lassen. Diese starke signifikante Abhängigkeit von der Wassertemperatur konnte für die Präsenz und Abundanz von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* an der Nordseeküste mit Hilfe multipler linearer Regressionsmodelle belegt werden (Tab. 1; für *V. cholerae* lagen zu wenige positive Proben vor, um entsprechende Regressionsmodelle rechnen zu können). Um nun die individuelle Temperaturabhängigkeit der jeweiligen Spezies zu betrachten, wurden einfache logistische Regressionsmodelle gerechnet, um die *Vibrio*-Auftretenswahrscheinlichkeit als eine Funktion der Wassertemperatur vorherzusagen⁶. Details zum Temperaturverhalten von *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* in den Wasser- und Sedimentproben der Nordseeküste finden sich in der Veröffentlichung von Böer et al. (2013). Insgesamt lässt sich sagen, dass *V. alginolyticus* in der Nordsee gut an kalte Temperaturen angepasst und mit einer Wahrscheinlichkeit von 85 % sogar bei Wassertemperaturen um den Gefrierpunkt nachweisbar ist. Bei 10 °C beträgt die Wahrscheinlichkeit *V. alginolyticus* zu detektieren bereits 95 %, was die Präsenz dieses Organismus in (fast) allen Probenahmemonaten während des gesamten Nordseeküstenmonitorings widerspiegelt. Bei 25 °C ist davon auszugehen, dass 100 % der Nordseeproben kultivierbare *V. alginolyticus* enthalten. Im Gegensatz zu *V. alginolyticus* ist *V. parahaemolyticus* nicht ganz so gut an kalte Temperaturen adaptiert. Bei Wassertemperaturen von 0 °C liegt die Auftretenswahrscheinlichkeit von *V. parahaemolyticus* bei 60 % und steigt bei Temperaturen von 25 °C auf über 90 %.

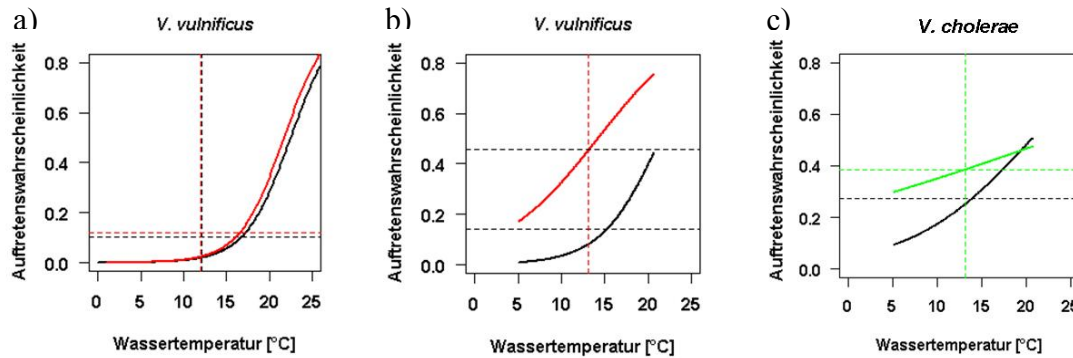
⁶ Die Temperaturen wurden in den Modellen berechnet basierend auf den Wassertemperaturen, die bei den Probenahmen an den Stellen gemessen wurden, an denen die Bakterien entnommen wurden.

Im Gegensatz zu *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* ist die Präsenz von *V. vulnificus* stark von warmen Wassertemperaturen beeinflusst. Unter 15 °C findet sich dieser Organismus nur sehr selten in den Wasser- und Sedimentproben der Nordseeküste (Abb. 17a). Über 15 °C steigt die Auftretenswahrscheinlichkeit dann rapide an (1 °C Temperaturerhöhung resultiert in einem Anstieg der Auftretenswahrscheinlichkeit um etwa 4 %). Ab Wassertemperaturen von 20 °C führt ein Temperaturanstieg von 1 °C sogar zu einem zehnfachen Anstieg in der Auftretenswahrscheinlichkeit. Dies führt zu der Vermutung, dass Wassertemperaturen über 20 °C *V. vulnificus* in der Nordsee deutlich begünstigen. Sein Temperaturverhalten scheint sich zwischen Pelagial und Benthos nicht deutlich zu unterscheiden (Abb. 17a).

Anders sieht dies bei *V. vulnificus* an der Ostseeküste aus (Abb. 17b). Hier unterscheidet sich das Temperaturverhalten zwischen *V. vulnificus* im Wasser und Sediment deutlich. Bei einer Wassertemperatur von 5 °C liegt die Auftretenswahrscheinlichkeit von *V. vulnificus* im Sediment bei etwa 20 %, im Wasser hingegen bei etwa Null. Bei 20 °C liegt die Wahrscheinlichkeit für die Präsenz von *V. vulnificus* im Wasser dann bei etwa 45 % und im Sediment bereits bei etwa 75 %.

Ein ebenfalls unterschiedliches Temperaturverhalten zwischen Benthos und Pelagial weist *V. cholerae* an der Ostseeküste auf, wenngleich dies nicht so ausgeprägt ist wie bei *V. vulnificus* (Abb. 17c). Für *V. cholerae* liegt bei einer Temperatur von 5 °C die Auftretenswahrscheinlichkeit im Wasser bei etwa 10 % und steigt dann bei einer Temperatur von 20 °C auf etwa 50 %. Dies liegt damit sogar ein wenig über der Auftretenswahrscheinlichkeit von *V. cholerae* in den Sedimenten. Bei einer Wassertemperatur von 5 °C hingegen ist die Wahrscheinlichkeit *V. cholerae* in den Sedimenten nachzuweisen mit etwa 30 % ca. 3-mal so hoch wie in den Wasserproben.

Insgesamt lässt sich für *Vibrio* spp. eine Zunahme der Auftretenswahrscheinlichkeit mit steigender Wassertemperatur verzeichnen, was insbesondere bei *V. vulnificus* deutlich wird. Auffällig ist, dass in den Ostseeküstensedimenten (im Gegensatz zur Nordseeküste) eine höhere Auftretenswahrscheinlichkeit schon bei niedrigen Wassertemperaturen gegeben ist (sowohl bei *V. vulnificus* als auch bei *V. cholerae*).



Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

Abbildung 17: Auftretenswahrscheinlichkeit von *V. vulnificus* und *V. cholerae* in Wasser- und Sedimentproben der Nord- (a) und Ostseeküste (b und c) in Abhängigkeit von der Wassertemperatur.

a) und b) durchgezogene rote Linie = *V. vulnificus* im Sediment, durchgezogene schwarze Linie = *V. vulnificus* im Wasser, c) durchgezogene grüne Linie = *V. cholerae* im Sediment, durchgezogene schwarze Linie = *V. cholerae* im Wasser. Das einfache logistische Regressionsmodell basiert auf Presence/Absence-Daten. Senkrechte gestrichelte Linien = Mittelwerte der Wassertemperaturen, horizontale gestrichelte Linien = mittlere Auftretenswahrscheinlichkeiten. Determinationskoeffizienten⁷ Nordsee: *V. vulnificus* Wasser $D^2 = 0,34$, *V. vulnificus* Sediment $D^2 = 0,37$; Determinationskoeffizienten Ostsee: *V. vulnificus* Wasser $D^2 = 0,21$, *V. vulnificus* Sediment $D^2 = 0,11$, *V. cholerae* Wasser $D^2 = 0,08$, *V. cholerae* Sediment $D^2 = 0,01$.

Positive *V. vulnificus*-Nachweise fanden sich während des Nordseeküstenmonitorings in den Wasser- und Sedimentproben nur bei Wassertemperaturen zwischen 14 °C und 24 °C. Auffällig war jedoch, dass zuvor eine Wassertemperatur von 20 °C erreicht werden musste. War diese Temperaturschwelle einmal überschritten, konnte *V. vulnificus* auch noch über mehrere Monate lang in den Wasser- und Sedimentproben nachgewiesen werden, selbst wenn die Wassertemperatur deutlich abnahm (Abb. 18). Die Bedeutung einer 20 °C-Temperaturschwelle, die auch in der Literatur für andere Gebiete bereits beschrieben wurde (z.B. Vanoy et al. 1992, Kelly 1982), ließ sich, wie zuvor erwähnt, aus dem logistischen Regressionsmodell ebenfalls ableiten.

⁷ Determinationskoeffizient D^2 = Anteil der aufgeklärten Varianz an der Gesamtvarianz eines statistischen Modells.

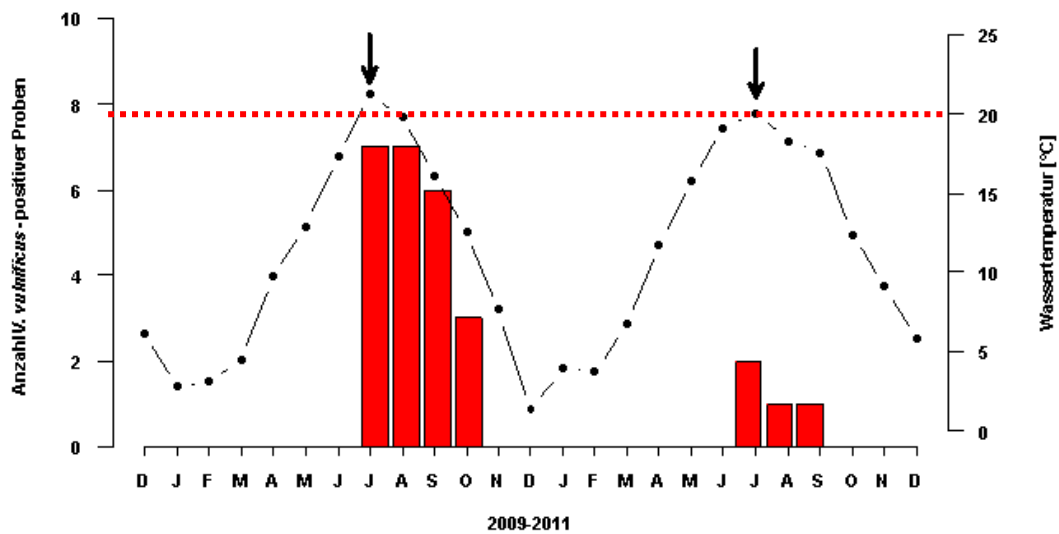


Abbildung 18: Saisonales Auftreten von *Vibrio vulnificus*-positiver Nordseeküstenproben [n] pro Monat in Abhängigkeit von der Wassertemperatur [°C].

Rote Säulen = Summe *V. vulnificus*-positiver Wasser- und Sedimentproben aller 10 an der Nordseeküste untersuchten Stationen für die jeweiligen Probenahmemonate (von Dezember 2009 bis Dezember 2011). Schwarze Punkt-Strich-Linie = mittlere monatliche Wassertemperatur aller Probenahmestationen. Schwarze Pfeile = Monate, in denen eine Temperaturschwelle von 20 °C überschritten wurde. Rote Punktlinie = Wassertemperatur von 20 °C.

Anders als an der Nordseeküste ist das Vorkommen von *V. vulnificus* an der Ostseeküste nur im Wasser stark an Temperaturen $\geq 18^{\circ}\text{C}$ gebunden (Abb. 19a). Die benötigte Temperaturschwelle scheint hier etwas niedriger zu liegen. Im Sediment konnte *V. vulnificus* selbst im Frühjahr nach kalten Wintern mit Schnee und Eisgang nachgewiesen werden (Abb. 19b).

Im Vergleich zu *V. vulnificus* konnte *V. cholerae* an der Ostseeküste sowohl in Wasser- als auch Sedimentproben nahezu in allen Probemonaten gefunden werden (Abb. 19c+d). Eine deutliche Temperaturabhängigkeit wie bei *V. vulnificus* aus den Wasserproben war nicht zu beobachten. Insbesondere im Sediment konnte *V. cholerae* auch im kalten Winter bei Temperaturen um den Gefrierpunkt nachgewiesen werden (Probenahme im Januar 2012; in Abb. 19d nicht dargestellt).

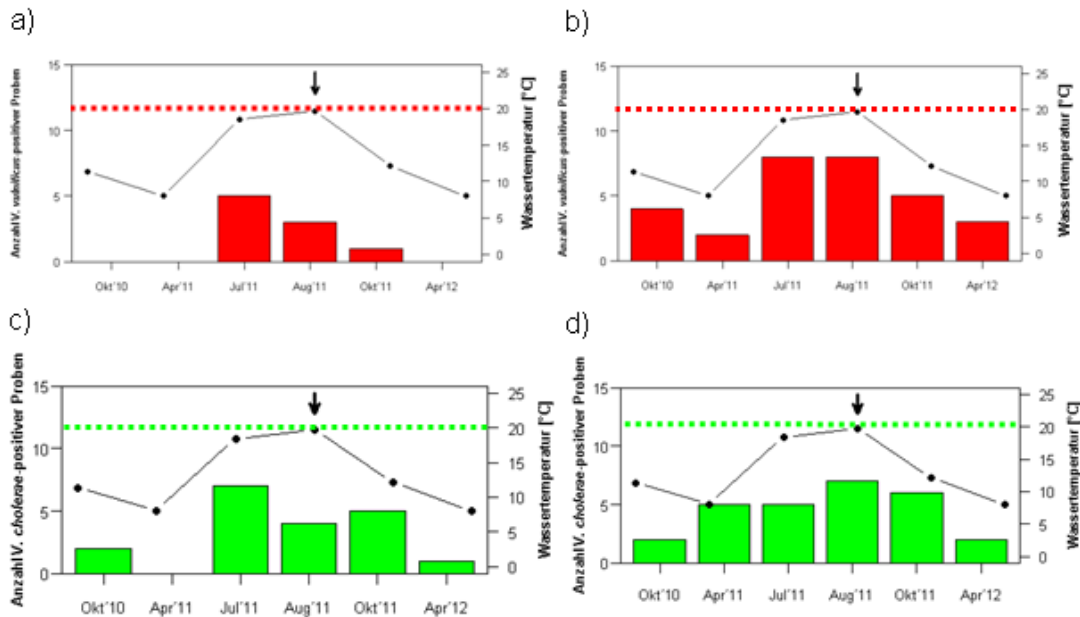


Abbildung 19: Saisonales Auftreten von *Vibrio* spp.-positiver Ostseeküstenproben [n] pro Monat in Abhängigkeit von der Wassertemperatur [°C].

Rote Säulen = Summe *V. vulnificus*-positiver Wasser- (a) und Sedimentproben (b). Grüne Säulen = Summe *V. cholerae*-positiver Wasser- (c) und Sedimentproben (d). Schwarze Punkt-Strich-Linie = mittlere monatliche Wassertemperatur. Die Werte aller 12 an der Ostseeküste untersuchten Stationen wurden für die jeweiligen Probenahmemonate gemittelt. Schwarze Pfeile = Monate, in denen eine Temperaturschwelle von 20 °C überschritten wurde. Rote und grüne Punktlinie = Wassertemperatur von 20 °C.

Laborexperimente zum Temperaturverhalten von *Vibrio vulnificus* bestätigten die im Freiland getätigten Beobachtungen, dass das Wachstum von *V. vulnificus* bei höheren Temperaturen stark begünstigt wird (Abb. 20). Bei Wachstumsversuchen bei 20 °C und 25 °C begann bereits kurz nach Versuchsbeginn die exponentielle Wachstumsphase (Abb. 20a). Nach etwa 30 Stunden war die maximale Lebendkeimzahl pro mL (stationäre Phase) erreicht und fiel bis zum Versuchsende nach 100 Stunden nur geringfügig ab. Bei einer Temperatur von 15 °C hingegen war zunächst eine längere Anlaufphase (Lagphase) von ca. 30 Stunden zu beobachten, bevor das exponentielle Wachstum begann. Die stationäre Phase war bei 15 °C erst nach einer Versuchsdauer von etwa 50 Stunden erreicht. Somit sind bei Temperaturen von 15 °C bereits deutliche Wachstumsverzögerungen zu erkennen. Bei einer Versuchstemperatur von 10 °C konnte kein Wachstum gemessen werden; nach etwa 50 Stunden waren alle Zellen abgestorben. Die Generationszeiten bei den verschiedenen Versuchstemperaturen waren ebenfalls sehr unterschiedlich; bei 15-25 °C fand ein Teilungszyklus in ungefähr einer halben Stunde statt, wohingegen bei 10 °C eineinhalb Stunden für ein Teilungszyklus benötigt wurden. Abbildung 20b stellt die Teilungsraten für *V. vulnificus* bei fünf verschiedenen Temperaturen dar. Bei

den niedrigen Temperaturen 5 °C und 10 °C ist keine Teilung, d.h. eine Vermehrung des Organismus zu verzeichnen, sondern ein Absterben. Bei Temperaturen über 15 °C folgt das *V. vulnificus*-Wachstum in etwa einem linearen Muster. Bei 20 °C weist *V. vulnificus* eine 2,8-mal so hohe Teilungsrate wie bei 15 °C auf und bei 25 °C sogar eine um 4,6-mal höhere Teilungsrate als bei 15 °C (Salinität: 1,5 % NaCl).

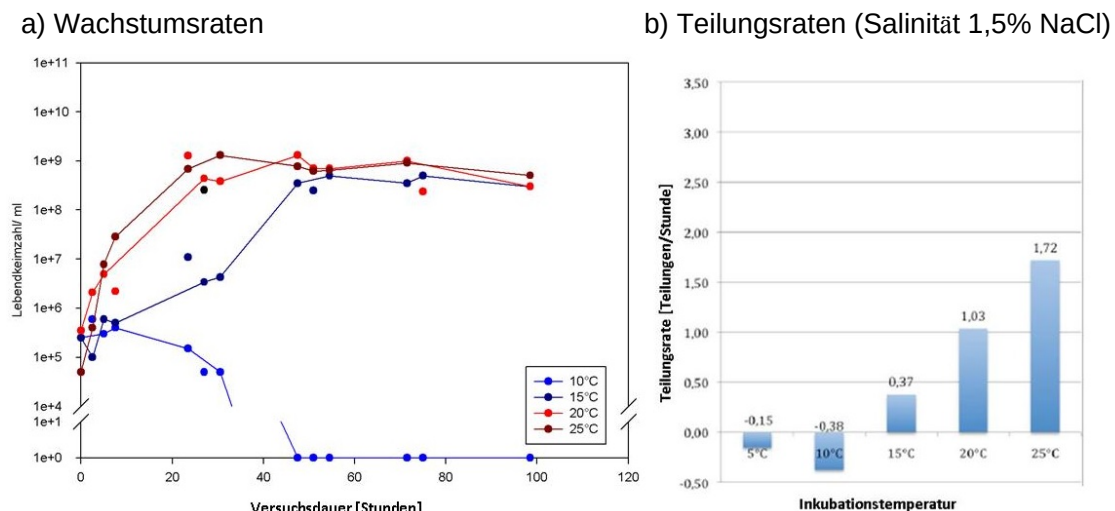


Abbildung 20: Wachstums- (a) und Teilungsraten (b) des *V. vulnificus*-Stamms V1007-0343 aus dem Nordseeküstenmonitoring (Quelle: Bachelorarbeit Robert Potau Núñez 2011).

Weitere Details zu den Laborexperimenten hinsichtlich des Temperaturverhaltens von *V. vulnificus* sowie zum Temperaturverhalten von *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* (beide hier nicht dargestellt) sind den Bachelorarbeiten von Anna-Lena Baumgarten (2011) und Robert Potau Núñez (2011), die beide im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 entstanden sind, zu entnehmen.

6.2.2 Einfluss der Salinität auf Abundanz und räumliche Verbreitung von *Vibrio* spp.

Nicht nur eine Zunahme der durchschnittlichen Wassertemperaturen wird im Zuge des Klimawandels diskutiert, sondern auch eine mögliche Änderung der Salinität, die sich in der Verschiebung der Brackwasserzonen darstellt (IPCC AR4 SYR 2007).

Wie bereits ausführlich in Kapitel 6.1.1 dargelegt, wurde *V. vulnificus* nur in den mesohalinen Ästuaren von Weser und Ems bei durchschnittlichen Salinitäten <18 psu

gefunden. Diese ausgeprägte Präferenz für Brackwasserhabitate, die die anderen *Vibrio*-Spezies innerhalb des Nordseeküstenmonitorings nicht aufwiesen, gab den Ausschlag Laborversuche zum Einfluss der Salinität auf das Wachstum von *V. vulnificus* durchzuführen.

Die im Labor durchgeführten Wachstumsexperimente (Abb. 21a) bestätigten die im Freiland getätigten Beobachtungen und seine (auch in der Literatur beschriebene) Präferenz für niedrigere Salinitäten. Bei einer NaCl-Konzentration von 0 % bis 2,5 % zeigte *V. vulnificus* unter Laborbedingungen ein gutes Wachstum, bei NaCl-Konzentrationen >2,5 % war das Wachstum verringert bzw. erst nach einer längeren Anlaufphase (Lagphase) zu beobachten. Abbildung 21b ist zu entnehmen, bei welchen Salinitäten *V. vulnificus* das schnellste Wachstum zeigt. Bei 0 % und 1,5 % NaCl zeigt *V. vulnificus* die höchste Teilungsrate von 0,48 Teilungen/Stunde. Bei allen anderen untersuchten Salinitäten schwankt die Teilungsrate zwischen 0,27 Teilungen/Stunde (0,2 % NaCl) und 0,39 Teilungen/Stunde (0,5 % NaCl), wobei bei höheren Salinitäten ab 3,0 % NaCl eine kontinuierliche Abnahme in der Teilungsrate von 0,37 auf 0,28 (bei 4,5 % NaCl) zu verzeichnen ist. Andere Laborstudien (Kelly 1982) fanden ebenfalls ein limitiertes Wachstum von *V. vulnificus* bei hohen NaCl-Konzentrationen (4,0 % und 6,5 %) und optimale *in vitro* Wachstumsbedingungen zwischen 1,0 % und 2,0 % NaCl (kein Wachstum bei <0,1 % NaCl).

Weitere Details zu den Laborexperimenten hinsichtlich der Salinitätstoleranz von *V. vulnificus* sind der Bachelorarbeit von Robert Potau Núñez (2011), die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 entstanden ist, zu entnehmen.

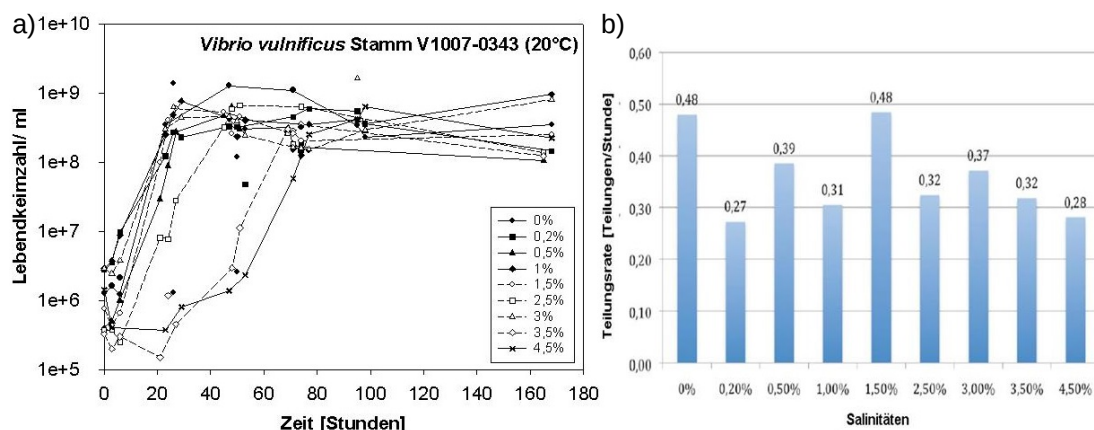


Abbildung 21: Laborexperimente zur Salinitätstoleranz von *Vibrio vulnificus* (Quelle: Bachelorarbeit Robert Potau Núñez 2011). a) Wachstumskurven [Lebendkeimzahl/mL] und b) Teilungsraten [Teilungen/Stunde] des *V. vulnificus*-Stamms V1007-0343 aus dem Nordseemonitoring.

Die Versuchsdauer betrug insgesamt 180 Stunden bei neun verschiedenen Salinitäten (0 % NaCl, 0,2 % NaCl, 0,5 % NaCl, 1,0 % NaCl, 1,5 % NaCl, 2,5 % NaCl, 3,0 % NaCl, 3,5 % NaCl und 4,5 % NaCl) und einer Temperatur von 20 °C.

6.2.3 Einfluss weiterer abiotischer Umweltparameter auf Abundanz und räumliche Verbreitung von *Vibrio* spp.

Multiple lineare Regressionsmodelle zeigten für die Präsenz und Abundanz von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* an der Nordseeküste eine starke signifikante Abhängigkeit von der Wassertemperatur (Tab. 2). Hohe Salinitäten waren ebenfalls ein signifikanter Faktor, der zu hohen Konzentrationen von *V. alginolyticus* im Sediment und zu niedrigen Abundanzen von *V. vulnificus* im Wasser und Sediment führte. Benthische *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* waren darüber hinaus signifikant positiv durch den TOC-Gehalt beeinflusst. Niederschläge, die vermutlich zu Nährstoffeinträgen in das Gebiet führen, zeigten ebenfalls einen positiven Effekt auf die Konzentration von *V. alginolyticus* (Sediment und Wasser) und *V. parahaemolyticus* (Sediment). Westliche Winde hatten, vermutlich durch das „Hereindrücken“ von höher salinem Wasser aus der offenen Nordsee in das Untersuchungsgebiet und der daraus resultierenden Reduzierung des nährstoffreichen Flusswassereintrags, einen negativen Einfluss auf die Konzentration benthischer *Vibrio* spp. und auf *V. vulnificus* im Wasser. Tabelle 2 zeigt eine Zusammenfassung der entsprechenden Vorhersagemodelle. Aus den Modellen wird jedoch deutlich, dass weitere, im Rahmen des Nordseemonitorings nicht erfasste Umweltfaktoren das Auftreten und vor allem die Abundanz der *Vibrio* spp. beeinflussen. So liegt der Determinationskoeffizient, der den Anteil der Variabilität in den Abundanzen durch das statistische Modell erklärt, nur bei 0,30 oder darunter.

Tabelle 2: Multiples lineares Regressionsmodell zur Vorhersage von *Vibrio* spp. Abundanzen [log-transformiert] in Wasser- und Sedimentproben der Nordsee.

Signifikante erklärende Variablen basieren auf einer schrittweisen Vorwärtsauswahlprozedur. *V. alg.* = *V. alginolyticus*, *V. parah.* = *V. parahaemolyticus*, *V. vuln.* = *V. vulnificus*.

Predictable variable (log ₁₀)	Full multiple linear regression model	R ²	p
<i>V. alg.</i> -Water	$= (0.10 \times \text{water temp.}) + (0.01 \times \text{rain}) + 0.40$	0.24	<0.001
<i>V. alg.</i> -Sediment	$= (0.13 \times \text{water temp.}) + (0.03 \times \text{salinity}) - (0.06 \times \text{wind direction}) + (0.42 \times \text{TOC}) + (0.01 \times \text{rain}) + 2.14$	0.30	<0.001
<i>V. parah.</i> -Water	$= (0.07 \times \text{water temp.}) - 0.08$	0.19	<0.001
<i>V. parah.</i> -Sediment	$= (0.11 \times \text{water temp.}) + (0.45 \times \text{TOC}) - (0.07 \times \text{wind direction}) + (0.01 \times \text{rain}) + 1.73$	0.19	<0.001
<i>V. vuln.</i> -Water	$= (0.03 \times \text{water temp.}) - (0.02 \times \text{wind direction}) - (0.01 \times \text{salinity}) + 0.35$	0.13	<0.001
<i>V. vuln.</i> -Sediment	$= (0.04 \times \text{water temp.}) - (0.02 \times \text{wind direction}) - (0.01 \times \text{salinity}) + 0.30$	0.12	<0.001

Auf Grund des geringeren Datenumfanges an der Ostseeküste (nur 7 Probenahmen an 12 Stationen im Vergleich zur Nordsee mit 24 Probenahmen entlang von 10 Stationen) konnten zur Vorhersage von *Vibrio* spp. Abundanzen in Wasser- und Sedimentproben der Ostseeküste keine multiplen linearen Regressionsmodelle gerechnet werden. Es wurde jedoch mit der BVSTEP Routine des Statistikprogramms PRIMER nach einer Kombination von Umweltparametern gesucht, die das *Vibrio* spp.-Gemeinschaftsmuster am besten „erklärt“. Diese ermittelte Kombination von Umweltparametern besteht aus Wassertemperatur, spezifischer Leitfähigkeit, pH-Wert, Chlorophyll α , Sauerstoffgehalt, lokale Sauerstoffsättigung, $\text{NH}_4\text{-N}$ -, TOC- und TIC-Gehalt (Determinationskoeffizient $r_s = 0.347$).

Bei der Betrachtung der meteorologischen Daten hinsichtlich der Abundanz der Vibrionen in den Ostseeküstenproben zeigte sich, dass die Tagesmitteltemperaturen sowie die maximale Lufttemperatur bei *V. vulnificus* am Probenahmetag und bei *V. cholerae* der Zeitraum von drei Tagen vor der Probenahme entscheidend sind. Bei den minimalen Lufttemperaturen spielen bei beiden Organismen die letzten 5 Tage eine größere Rolle. Nähere Untersuchungen hierzu sind für detailliertere Aussagen jedoch vonnöten.

6.2.4 Zusammenhang zwischen Abundanz und räumlicher Verbreitung von *Vibrio* spp. und Fäkalindikatorbakterien

Korrelationsanalysen der Nordseeküstenmonitoringdaten zeigten keine qualitativen und quantitativen Zusammenhänge zwischen den Fäkalindikatorbakterien (*E. coli*, intestinale Enterokokken) und *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* und *V. cholerae*.

Bei den Ostseeküstenmonitoringdaten hingegen fanden sich signifikante Korrelationen zwischen den Fäkalindikatoren und den Vibrionen, die in Tabelle 3 aufgelistet sind. Es wurden alle Daten des gesamten Monitorings in die Analyse einbezogen (alle Stationen, alle Probenahmemonate). Vor allem *V. cholerae*, sowohl aus den Wasser- als auch aus den Sedimentproben, korreliert mit *E. coli* im Wasser und mit *E. coli* bzw. intestinalen Enterokokken im Sediment. Sediment-*V. parahaemolyticus* zeigen ebenfalls einen quantitativen positiven Zusammenhang mit Fäkalindikatoren (*E. coli* in Wasser- und Sedimentproben und intestinale Enterokokken im Wasser). Im Gegensatz dazu korreliert *V. vulnificus* im Sediment signifikant negativ mit Sediment-*E. coli*. Die Korrelationen sind insgesamt jedoch nur schwach bis moderat ausgeprägt.

Tabelle 3: Spearman-Rank-Korrelationen zwischen den Fäkalindikatorbakterien (grau unterlegt) und *Vibrio* spp. (nicht unterlegt) des Ostseemonitorings.

Korrelationskoeffizienten sind in dem linken unteren Dreieck aufgelistet, p-Werte sind im oberen rechten Dreieck dargestellt. Signifikante Korrelationen ($p < 0,05$) auf einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$ sind in Fettdruck hervorgehoben, hochsignifikante Korrelationen ($p < 0,01$) sind zusätzlich noch mit einem * versehen. Abkürzungen: E.c. = *E. coli*, i.E. = intestinale Enterokokken, V.v. = *V. vulnificus*, V.c. = *V. cholerae*, V.a. = *V. alginolyticus*, V.p. = *V. parahaemolyticus*, (w) = Wasserprobe, (s) = Sedimentprobe.

Variablen	V.v.(w)	V.a.(w)	V.p.(w)	V.c.(w)	V.v.(s)	V.a.(s)	V.p.(s)	V.c.(s)	E.c.(w)	i.E.(w)	E.c.(s)	i.E.(s)
V.v.(w)		0,312	0,691	0,355	0,089	0,680	0,359	0,156	0,518	0,612	0,696	0,430
V.a.(w)	-0,121		0,000*	0,529	0,654	0,937	0,301	0,256	0,492	0,949	0,920	0,910
V.p.(w)	-0,048	0,405*		0,555	0,221	0,674	0,787	0,440	0,394	0,475	0,399	0,860
V.c.(w)	0,110	-0,075	-0,071		0,801	0,171	0,720	0,000*	0,010	0,246	0,000*	0,075
V.v.(s)	0,202	-0,054	0,146	-0,030		0,755	0,390	0,644	0,074	0,647	0,045	0,815
V.a.(s)	0,049	0,010	-0,050	0,163	-0,037		0,092	0,615	0,596	0,326	0,294	0,660
V.p.(s)	-0,109	0,123	-0,032	-0,043	0,103	0,200		0,409	0,020	0,008*	0,027	0,312
V.c.(s)	0,169	-0,135	-0,092	0,471*	-0,055	-0,060	-0,099		0,000*	0,334	0,061	0,028
E.c.(w)	-0,083	0,089	-0,110	0,328*	-0,229	0,068	0,296	0,465*		0,000*	0,000*	0,001*
i.E.(w)	-0,066	-0,008	-0,092	0,149	-0,059	0,126	0,335*	0,125	0,437*		0,001*	0,000*
E.c.(s)	0,047	0,012	-0,101	0,429	-0,237	0,125	0,261	0,222	0,577*	0,421*		0,000*
i.E.(s)	-0,094	-0,014	0,021	0,212	-0,028	-0,053	0,121	0,259	0,425*	0,522*	0,539*	

6.3 Modellierung der Verbreitung von potentiell humanpathogenen Vibrionen im Greifswalder Bodden

Um ein räumlich-zeitliches Bild der Hydrodynamik und der *Vibrio* spp. Verbreitung im Greifswalder Bodden zu erhalten, mögliche Gründe für das wiederkehrende Auftreten humanpathogener *Vibrio* spp. zu finden und den Landesbehörden bei der Identifizierung zukünftiger Monitoringstationen und –parameter zu helfen, wurden Informationen über gemessene *Vibrio* spp. Konzentrationen vom IOW mit einem Transportmodellsystem kombiniert und vier verschiedene Szenarien betrachtet (s. Kap. 4.4; Schippmann et al. eingereicht).

Im Folgenden sind die wesentlichen Informationen zu den gemessenen *Vibrio* spp. Konzentrationen, die in das Modellssystem eingespeist wurden, beschrieben.

In den Jahren 2010 und 2011 traten *Vibrio*-Infektionen nach Baden im Greifswalder Bodden bzw. an der Küste Usedom auf. Das LAGuS führte in diesen Jahren während der Sommermonate in Lubmin und Karlshagen Untersuchungen zum Vorkommen von Vibrionen in Wasser durch und konnte sowohl *V. vulnificus* als auch *V. cholerae* nachweisen. Die Anzahl *Vibrio* spp. positiver Proben variierte in Karlshagen innerhalb der Jahre, wohingegen sie in Lubmin konstant blieb (Abb. 22). In 2010 wurden mehr positive Proben in Lubmin als in Karlshagen gefunden, in 2011

war die Anzahl positiver Proben gleich. Insgesamt waren in den Jahren 2010 und 2011 in Lubmin 75 % der Wasserproben *Vibrio* spp.-positiv und in Karlshagen 50 %.

Es scheint auch hier eine Wassertemperatur von 20 °C nötig zu sein, um positive *Vibrio*-Nachweise erbringen zu können. Dies wird vor allem im Jahr 2010 deutlich, in dem bereits die erste Probenahme im Juni bei Wassertemperaturen knapp oberhalb von 15 °C erfolgte. Zum Ende der Badesaison waren Vibrionen jedoch auch bei Wassertemperaturen unterhalb dieses Schwellenwertes von 20 °C nachweisbar.

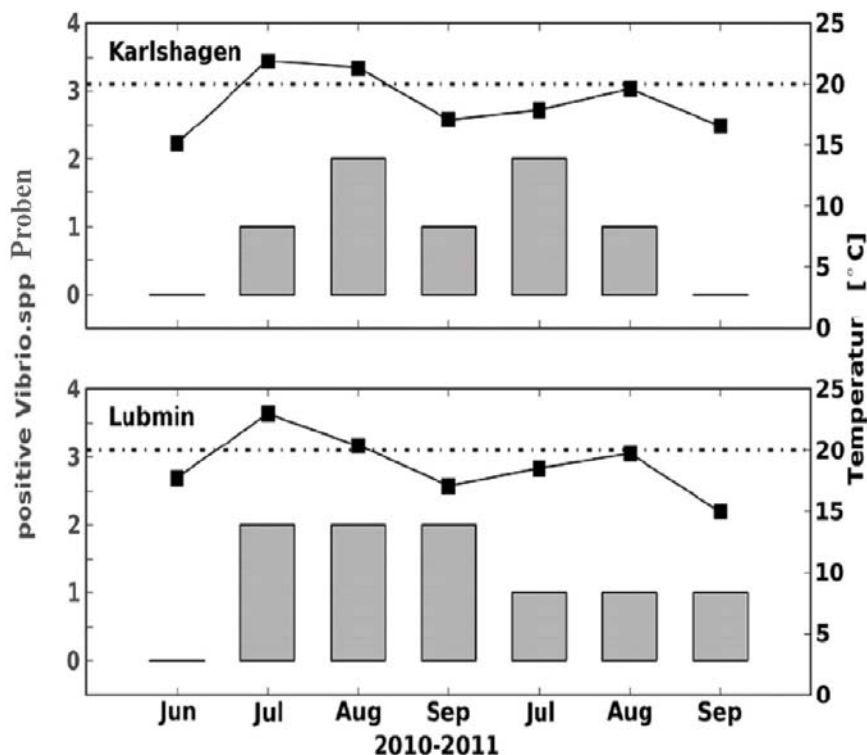


Abbildung 22: *Vibrio* spp. positive Wasserproben in Karlshagen (Usedom/Pommersche Bucht) und Lubmin (Greifswalder Bodden) sowie gemessene Wassertemperaturen [°C] während der Badesaison 2010 und 2011 (Quelle: Schippmann et al. (eingereicht)).

Die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 erhobenen *Vibrio* spp.-Daten der fünf Stationen des Greifswalder Boddens, die bereits in den Kapiteln 6.1.1 und 6.1.2 ausführlich dargelegt sind, wurden ebenfalls mit dem Modellsystem kombiniert.. Zusammenfassend für die Stationen des Greifswalder Boddens lässt sich sagen, dass die Konzentrationen im Wasser im Durchschnitt fast 5-mal so hoch sind wie im Sediment (Wasser: 1300 KBE/100 mL, Sediment: 240 KBE/100 g), obwohl mehr positive Nachweise im Sediment erfolgten als im Wasser. *Vibrio* spp. waren häufiger in den westlichen als in den östlichen Stationen zu detektieren. Die westlichen

Stationen haben einen mittleren TOC-Gehalt von 2,2 bis 3,8 % und sind mit Ton und Schluff bedeckt. Diese Sedimente können z.B. bei starkem Wind in die Wassersäule resuspendiert werden und möglicherweise ein Reservoir für *Vibrio* spp. darstellen (z.B. Randa et al. 2004). Aus diesem Grund wurde für das Modellsystem angenommen, dass *Vibrio* spp. hauptsächlich in den schluffigen Sedimenten des Greifswalder Boddens vorkommen, in denen sie gute Nährstoffbedingungen (wegen des hohen TOC-Gehalts) vorfinden. Die östlichen Probenahmestationen sind in Gebieten lokalisiert, in denen sandige Sedimente dominieren und weisen mittlere TOC-Gehalte von 0,1 bis 1,2 % auf. Obwohl *V. parahaemolyticus* und *V. alginolyticus* auch in sandigen Sedimenten auftreten (z.B. Böer et al. 2013), wurde dieser Umstand in dem Modellsystem vernachlässigt, da diese beiden Spezies im Greifswalder Bodden nur eine untergeordnete Rolle spielen.

In Kapitel 4.4 sind die im Modellsystem betrachteten vier Szenarien („Wasser“, „Sediment“, „Hering“, „externe/interne Quellen“) dargelegt, deren Ergebnisse im Folgenden zusammengefasst sind. Zur besseren Orientierung gibt die Abbildung 23 einen Überblick über das Modellgebiet und die Lage der Probenahmestellen Lubmin und Karlshagen.

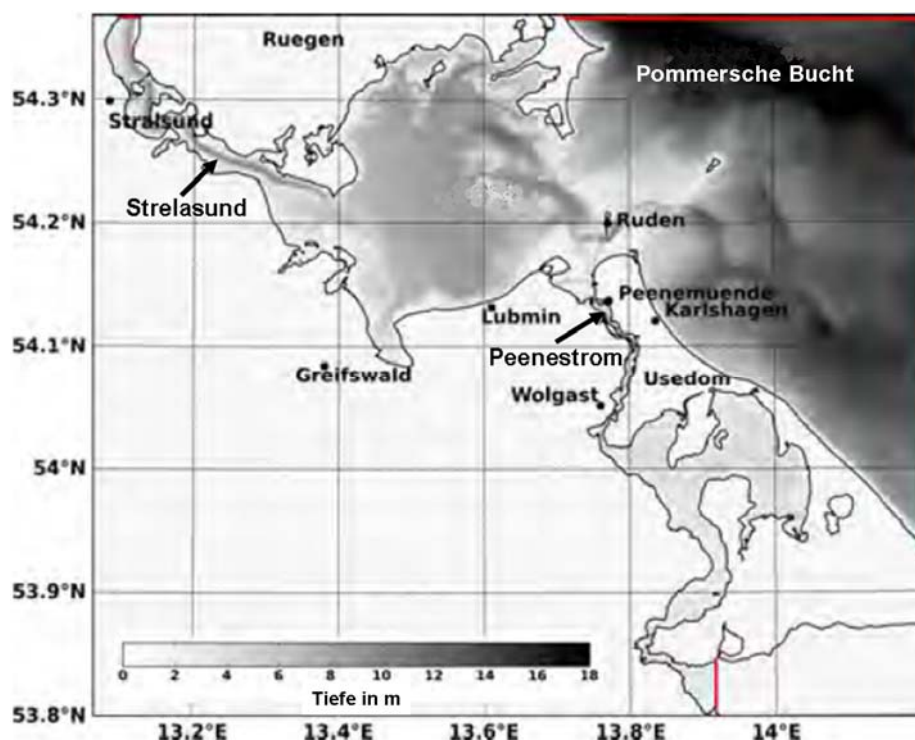


Abbildung 23: Modellgebiet und Bathymetrie des Greifswalder Bodden Modellsystem Set-ups. Die roten Linien entsprechen den drei offenen Modellrändern (Quelle: Schippmann et al. (eingereicht), verändert).

Mit Hilfe des Modellsystems wurden die Wassertemperaturen im Greifswalder Bodden berechnet. Dies diente dazu, sowohl die zeitliche als auch räumliche Ausbreitung des warmen Wassers (mit der kritischen Temperaturschwelle von 20 °C) verfolgen zu können. Die modellierten Wassertemperaturen der Jahre 2010 und 2011 weisen darauf hin, dass in beiden Jahren die erste kritische Erwärmung von über 20 °C bereits im Juni im südlichen Strelasund, an der Südküste des Greifswalder Boddens sowie im nördlichen Peenestrom stattfand. Das Modellsystem zeigt auf, dass das warme Wasser hauptsächlich entlang der flachen Südwestküste innerhalb des Greifswalder Boddens transportiert wird. Die *Vibrio*-Nachweise in den Jahren 2010 und 2011 stimmen somit zeitlich mit den Warmwasserperioden überein und eine Zunahme der *Vibrio*-Reproduktion könnte besonders in diesen Regionen begünstigt werden. Die modellierten Bakterienkonzentrationen weisen im westlichen Bereich höhere Werte auf und nehmen zum Osten hin ab. Der gesamte Greifswalder Bodden konnte somit als *Vibrio*-Risikogebiet identifiziert werden.

Die Frage, ob die Sedimente des Greifswalder Boddens ein mögliches Reservoir für *Vibrio* spp. darstellen und falls ja, die resuspendierten *Vibrio* spp. der Grund für ihr wiederholtes Auftreten in der Wasserphase sind, wurde ebenfalls mit Hilfe des Modellsystems betrachtet. Obwohl die im Modell angenommenen Emissionsgebiete für *Vibrio* spp. hauptsächlich im zentralen Bereich des Greifswalder Boddens angesiedelt waren, waren zum Ende der Simulation nahezu alle Partikel im gesamten Greifswalder Bodden gleich verteilt. Dieses konnte auf die gegen den Uhrzeigersinn verlaufende Zirkulation, die sich während des Simulationszeitraums im zentralen Bereich ausbildete, zurückgeführt werden. Mehrere Klimawandelstudien zeigten für die Ostseeregion keine Zunahme von Tagen mit starken Winden (z.B. Lehmann et al. 2011, Nikulin et al. 2011), so dass für die Zukunft ein zunehmendes Risiko für die Resuspension von *Vibrio* spp. aus den Sedimenten des Greifswalder Boddens nicht abgeleitet werden kann.

Obwohl große Heringsschwärme durch das Modellsystem als mögliche Quelle für das Auftreten von *Vibrio* spp. im Greifswalder Bodden nicht ausgeschlossen werden konnten, konnten die Szenarienbetrachtungen für die Jahre 2010 und 2011 keinen Partikel-(sprich Bakterien-)nachweis an der Küste Usedom oder im Peenestrom erbringen. Höhere Bakterienkonzentrationen wurden lediglich Richtung Ostküste Rügens transportiert. Die *Vibrio*-Nachweise in den Jahren 2010 und 2011 stimmen somit räumlich nicht mit denen der Modellierung überein.

Um herauszufinden, ob das wiederholte Auftreten von *Vibrio* spp. im Greifswalder Bodden (in der Wasserphase) durch einen längeren Transport aus externen Quellen wie z.B. der Ostsee oder dem Peenestrom oder durch einen Transport aus internen Quellen innerhalb des Greifswalder Boddens verursacht wird, wurden verschiedene Simulationen gerechnet. Auf Grund dieser Simulationen konnten externe Quellen aus dem Bereich des Strelasunds sowie aus der Gegend um Karlshagen/Usedom

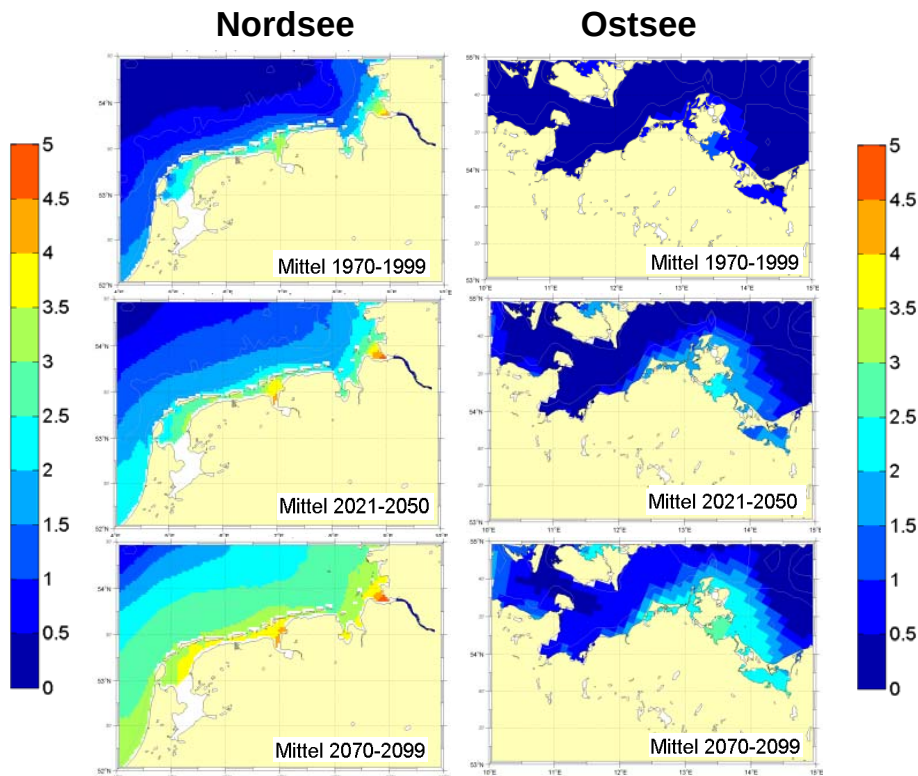
ausgeschlossen werden. Hingegen könnten Vibrionen aus der Gegend um Lubmin strömungsbedingt durch den gesamten Greifswalder Bodden transportiert werden und sogar die nördliche Küste sowie den Peenestrom jedoch nicht den Strelasund erreichen. Es ist somit davon auszugehen, dass Vibrionen das ganze Jahr über im Greifswalder Bodden präsent sind (Wasser und/oder Sediment) und durch Strömungsmuster innerhalb des Greifswalder Boddens „verteilt“ werden können. Weitergehende molekularbiologische Untersuchungen der isolierten *Vibrio*-Stämme könnten hierüber Aufschluss geben.

6.4 Mögliche Entwicklung des Vorkommens potentiell humanpathogener Vibrionen unter klimatisch geänderten Randbedingungen

6.4.1 Einfluss klimabedingter Temperaturänderungen

Die Auswertung der vom KLIWAS-Projekt 1.03/2.01 gerechneten Klimamodellprojektionen der Meeresoberflächenwassertemperatur zeigen, dass die Anzahl an Monaten pro Jahr mit einer SST $> 17^{\circ}\text{C}$ in der nahen (2021-2050) und fernen Zukunft (2070-2099⁸) im Vergleich zur Referenzperiode (1970-1999) zunehmen wird (Abb. 24). Die vorliegenden Simulationen liefern somit wichtige Hinweise auf die in der Zukunft zu erwartenden Änderungen des Auftretens der *Vibrio* spp., da sie die Anzahl der Monate mit der für das Vorkommen der *Vibrio*-spp. kritischen Temperatur anführen.

⁸ Anpassung des Bezugszeitraums der fernen Zukunft wegen der zugrundeliegenden Modelle des BSH.



Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

HAMSOM, run202, A1B, Anzahl Monate/pro Jahr >17°C MPIOM, run215, A1B, Anzahl Monate/pro Jahr >17°C

Abbildung 24: Projektionen der Anzahl der Monate pro Jahr mit einer Meeresoberflächenwassertemperatur >17 °C.

Modellanalysen: Nikesh Narayan und Birgit Klein (BSH). Bereitstellung des MPIOM-Modells: Uwe Mikolajewicz, Dmitry Sein und Ernst Maier-Reimer. Bereitstellung des HAMSOM-Modells: Thomas Pohlmann, Bernhard Meier und Jian Su.

Die zukünftige Erwärmung ist an der Nordsee vor allem in den Ästuaren besonders ausgeprägt. Gegenüber der Referenzperiode, in der 2-3 Monate pro Jahr mit einer SST > 17 °C in den Ästuaren zu rechnen ist, sind es in der nahen Zukunft bereits 3,5-4,5 Monate. Im niedersächsischen Wattenmeer sind für die nahe Zukunft 2-3 Monate pro Jahr mit einer SST > 17 °C zu erwarten (in der Referenzperiode sind es 1-2 Monate). In der fernen Zukunft projizieren die Modelle 3 bis 3,5 Monate pro Jahr mit einer SST > 17 °C für das gesamte niedersächsische Wattenmeer einschließlich der Ästuare.

Im Untersuchungsgebiet der Ostsee, hauptsächlich in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, zeigt die SST > 17 °C einen Anstieg von etwa einem Monat (Referenzperiode) über etwa 2,5 Monate (nahe Zukunft) auf etwa 3 Monate pro Jahr > 17 °C (ferne Zukunft). Besonders ausgeprägt sind die Veränderungen an der Ostsee im Greifswalder Bodden, wo etwa 50 % der untersuchten Proben (Wasser und Sediment) positiv auf *V. vulnificus* getestet wurden.

Insgesamt wird somit sowohl an der Nord- als auch an der Ostseeküste als Folge des Klimawandels die Anzahl der Monate pro Jahr zunehmen, in denen vor allem *V. vulnificus* gute Wachstumsbedingungen vorfindet.

Die Modellanalysen des KLIWAS-Projekt 2.01 projizieren für die nahe Zukunft im Bereich der Nordsee eine Zunahme der mittleren jährlichen Wassertemperatur von 0,7-1,5 °C für die nahe und 1,9-2,7 °C für die ferne Zukunft. Das KLIWAS-Projekt 3.08 kommt für das Elbe-Ästuar zu ähnlichen Ergebnissen. Im Elbe-Ästuar (km 609-660) wird in der nahen Zukunft eine Erhöhung der mittleren jährlichen Wassertemperatur von 0,4-1,4 °C und in der fernen Zukunft von 1,3-2,9 °C erwartet (mit nur geringen Unterschieden im Längsverlauf).

Die mittlere Wassertemperatur während des Nordseeküstenmonitorings betrug 11,4 °C (Minimum: 0,0 °C, Maximum: 26,5 °C). Legt man das multiple lineare Regressionsmodell, welches zur Vorhersage der *Vibrio* spp. Abundanzen in den Wasser- und Sedimentproben der Nordseeküste aufgestellt wurde (s. Kap. 6.2.3), für die mittlere Wassertemperatur von 11,4 °C (bei Vernachlässigung der anderen biotischen und abiotischen Umweltfaktoren) zugrunde, dann ergeben sich die in der nachfolgenden Tabelle 4 aufgelisteten prozentualen Änderungen der Abundanzen. Diese stellen eine erste, grobe Abschätzung dar. Genaue Aussagen lassen sich jedoch zum jetzigen Zeitpunkt schwer treffen, da insgesamt komplexe Interaktionen zwischen Vibrionen und ihrer biotischen und abiotischen Umwelt bestehen, die noch nicht zur Gänze verstanden sind, zumal die biotischen und abiotischen Umweltfaktoren ihrerseits ebenfalls möglicherweise durch den Klimawandel beeinflusst werden.

Tabelle 4: Prozentuale Änderung der *Vibrio* spp. Abundanzen in der nahen und fernen Zukunft bei den projizierten Zunahmen der mittleren jährlichen Wassertemperatur aus den KLIWAS-Projekte 2.01 und 3.08.

Spezies	nahe Zukunft (+0,4 °C)	nahe Zukunft (+1,5 °C)	ferne Zukunft (+1,3 °C)	ferne Zukunft (+2,9 °C)
<i>V. alginolyticus</i> (Wasser)	9,65 %	41,25 %	34,90 %	94,98 %
<i>V. alginolyticus</i> (Sediment)	12,72 %	56,68 %	47,57 %	138,23 %
<i>V. para- haemolyticus</i> (Wasser)	6,66 %	27,35 %	23,31 %	59,59 %

Spezies	nahe Zukunft (+0,4 °C)	nahe Zukunft (+1,5 °C)	ferne Zukunft (+1,3 °C)	ferne Zukunft (+2,9 °C)
<i>V. para-haemolyticus</i> (Sediment)	10,66 %	46,22 %	39,00 %	108,45 %
<i>V. vulnificus</i> (Wasser)	2,80 %	10,92 %	9,40 %	22,18 %
<i>V. vulnificus</i> (Sediment)	3,75 %	14,82 %	12,72 %	30,62 %

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

6.4.2 Einfluss klimabedingt veränderter Salinitäten

Mögliche klimawandelbedingte Salinitätsverschiebungen, basierend auf Veränderungen des Oberwasserabflusses bzw. des Meeresspiegelanstiegs, wurden im Rahmen einer Sensitivitätsstudie der KLIWAS-Projekte 2.04/3.02 für die Ästuar von Ems und Jade/Weser näher betrachtet (Abb. 25).

Ein Anstieg des Meeresspiegels um 80 cm bei gleichbleibendem Oberwasserabfluss hat in den Ästuaren von Ems und Jade/Weser lediglich eine geringfügige Verlagerung der Brackwasserzone stromauf (Abb. 25c+d) zur Folge. Im Gegensatz dazu hat sich gezeigt, dass vor allem höhere Oberwasserabflüsse dazu führen, dass sowohl im Emsästuar als auch im Weserästuar die Brackwasserzone mit einem Salinitätsbereich zwischen 12 und 23 aus dem Ästuar „herausgeschoben“ wird (Abb. 25e+f). Eine deutliche Abnahme des Oberwasserabflusses, z.B. in trockeneren Sommern, führt im Emsästuar hingegen zu einer deutlichen Verschiebung dieses Salinitätsbereichs stromauf (Abb. 25g).

Durch eine klimawandelbedingte mögliche Verschiebung der Brackwasserzonen in den Nordseeästuaren von Ems und Jade/Weser (bei geringeren Oberwasserabflüssen stromauf bzw. bei höheren Oberwasserabflüssen aus dem Ästuar heraus) könnten sich die vor allem von *V. vulnificus* bevorzugten Habitate in den mesohalinen Ästuaren von Ems und Weser mit Salinitäten < 23 regional verschieben und dieser potentielle Krankheitserreger somit zukünftig in Gebieten vorkommen, in denen er bislang noch nicht detektiert wurde. Für die an der Nordseeküste dominanten Spezies *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* ist in dieser Hinsicht keine Veränderung zu erwarten, da sie derzeit über alle Salinitätsbereiche hinweg im gesamten Untersuchungsgebiet detektiert werden konnten. Für *V. cholerae* non-O1/non-O139 kann auf Grund der zu geringen Datenlage keine Aussage zu einer möglichen zukünftigen Entwicklung getroffen werden.

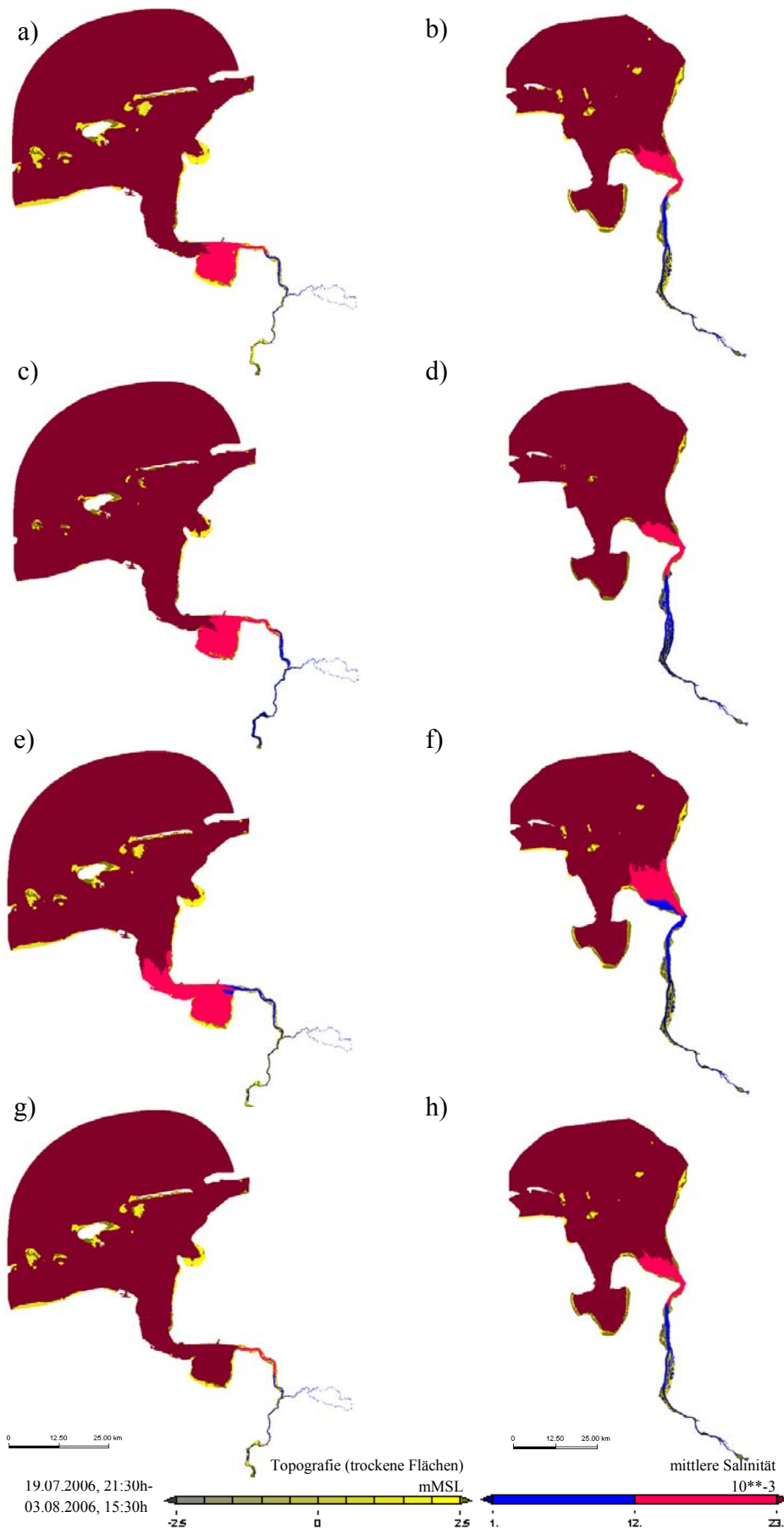


Abbildung 25: Sensitivitätsstudie zu Salzgehaltsänderungen in den Ästuaren von Ems (links) und Jade/Weser (rechts) durchgeführt von Fred Hesser (BAW).

a) und b) IST-Zustand mit heutigem Meeresspiegel und einem Oberwasserabfluss zwischen 22-46 m³/s (Ems) bzw. 126-159 m³/s (Weser), c) und d) heutiger Meeresspiegel + 80 cm und einem Oberwasserabfluss zwischen 22-46 m³/s (Ems) bzw. 126-159 m³/s (Weser), e) und f) simulierte Zunahme des mittleren Oberwasserabflusses (Ems: MQ = 80,3 für Versen (im Modell: 80,3*1,1 = 88,33 bei Wehr Herbrum), Weser: MQ = 325 m³/s), g) und h) arithmetisches Mittel aus den niedrigsten Oberwasserabflüssen im Sommer (Ems: SoMNQ = 16,3 m³/s für Versen (im Modell: 16,3*1,1 = 17,93 bei Wehr Herbrum), Weser: SoMNQ = 127 m³/s). Betrachtet wurde ein Spring-Nipp-Zeitraum.

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

7 Kernaussagen

7.1 Erreichter methodisch-wissenschaftlicher Fortschritt

Das KLIWAS-PJ 3.04 hat wesentlich dazu beigetragen, erstmalig eine breite Datenbasis hinsichtlich des Vorkommens potentiell humanpathogener Vibrionen in deutschen Küstengewässern der Nord- und Ostsee zu schaffen. Dabei konnte eine erste Einschätzung des pathogenen Potentials vorgenommen sowie eine Abschätzung zu den Auswirkungen des Klimawandels vor allem auf die räumliche Verbreitung und Abundanz der Vibrionen getroffen werden. Durch Untersuchungen zu funktionalen Zusammenhängen zwischen Vibrionen und biotischen, abiotischen und klimasensitiven Umweltfaktoren konnte insgesamt ein Beitrag zum besseren Systemverständnis geleistet werden (z.B. räumliche und saisonale Verbreitung der Vibrionen, Mechanismen der Verbreitung, Sedimente als Reservoir, Ökologie der Vibrionen).

7.2 Kernaussagen zu den Ergebnissen

Potentiell humanpathogene *Vibrio* spp. sind in deutschen Küstengewässern weit verbreitet. Innerhalb des Nordseeküstenmonitorings wurde *V. alginolyticus* als dominante Spezies detektiert, gefolgt von *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139. An der Ostseeküste waren *V. cholerae* non-O1/ non-O139 vor *V. vulnificus* die dominanten Spezies, gefolgt von *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus*. Die *Vibrio*-Populationen unterscheiden sich an Nord- und Ostseeküste somit deutlich, obwohl sie bezüglich der untersuchten Umweltfaktoren ein ähnliches Verhalten zeigen.

Die an der Nordseeküste wichtigsten Spezies *V. alginolyticus* and *V. parahaemolyticus* können als potentielle Infektionserreger nicht ausgeschlossen werden, da virulente Stämme gefunden wurden. Der potentielle Wunderreger *V. vulnificus* wurde im Sommer in den Brackwasserbereichen der Nordseeästuare und ganzjährig an der Ostseeküste nachgewiesen. Die Anzahl pathogener Stämme von *V. vulnificus*-Isolaten ist an der Ostseeküste potentiell höher. An der Ostseeküste ist zudem *V. cholerae* non-O1/ non-O139, ebenfalls ein Erreger von Wundinfektionen, von Bedeutung. Bei der Mehrzahl der isolierten *Vibrio*-Stämme handelt es sich vermutlich um Umweltstämme. Die Infektionsdosen sind bislang unbekannt.

Sedimente stellen insgesamt ein bislang wenig beachtetes Reservoir für potentiell humanpathogene Vibrionen dar. Dort sind die Konzentrationen ein- bis dreimal so hoch wie im Wasser. Eine Schwebstoff-assoziierte Verdriftung potentiell humanpathogener Vibrionen, auch in bislang als untypisch erachtete Habitate, kann nicht ausgeschlossen werden.

Es konnte sowohl in Korrelationsanalysen als auch mit Hilfe von Regressionsmodellen gezeigt werden, dass die Wassertemperatur der entscheidende Umweltparameter für das Auftreten und die Abundanz von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* ist. Ihre Auftretenswahrscheinlichkeit steigt dabei mit zunehmender Wassertemperatur, wobei Spezies-spezifische Ausprägungen deutlich werden. Wassertemperaturen $>20\text{ °C}$ fördern das Vorkommen von potentiell humanpathogenen Vibrionen, insbesondere *V. vulnificus*. In der Ostsee ist ein Vorkommen, vor allem im Sediment, jedoch das ganze Jahr über möglich. In den Nordseeästuaren und an der Ostseeküste ist nach den Projektionen der KLIWAS-Projekte 1.03/2.01 mit einem Anstieg der Wassertemperaturen in Folge des Klimawandels zu rechnen, so dass eine Zunahme der Anzahl an Tagen pro Jahr, an denen insbesondere *V. vulnificus* verbesserte Wachstumsbedingungen vorfindet, zu erwarten ist.

Modellhaft wurde betrachtet, ob die Sedimente des Greifswalder Boddens ein mögliches Reservoir für *Vibrio* spp. in dieser Region darstellen und falls ja, die resuspendierten *Vibrio* spp. der Grund für ihr wiederholtes Auftreten in der Wasserphase sind. Mehrere Klimawandelstudien zeigten für die Ostseeregion jedoch keine Zunahme von Tagen mit starken Winden (z.B. Lehmann et al. 2011, Nikulin et al. 2011), so dass für die Zukunft ein zunehmendes Risiko für die Resuspension von *Vibrio* spp. aus den Sedimenten des Greifswalder Boddens nicht abgeleitet werden kann.

7.3 Nahe und ferne Zukunft

Es konnte sowohl in Korrelationsanalysen als auch mit Hilfe von Regressionsmodellen gezeigt werden, dass die Wassertemperatur der entscheidende Umweltparameter für das Auftreten und die Abundanz von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* ist. Ihre Auftretenswahrscheinlichkeit steigt dabei mit zunehmender Wassertemperatur, wobei Spezies-spezifische Ausprägungen deutlich werden. Wassertemperaturen $>20\text{ °C}$ fördern das Vorkommen von potentiell humanpathogenen Vibrionen, insbesondere *V. vulnificus*. Von den Projekten 2.01 und 3.08 projizierte Wassertemperaturänderungen im Bereich der Küste und der Ästuare der Nordsee von $+0,4$ bis $+1,5\text{ °C}$ in der nahen Zukunft führen möglicherweise zu einer *Vibrio*-Abundanzzunahme von etwa 3 bis etwa 57 %. In der fernen Zukunft, bei

Temperaturzunahmen von +1,3 bis +2,9 °C, sind möglicherweise *Vibrio*-Abundanzzunahmen von etwa 9 bis 138 % zu erwarten. Hierbei ist von Spezies-spezifischen Ausprägungen auszugehen. Genaue Aussagen lassen sich jedoch schwer treffen, da insgesamt komplexe Interaktionen zwischen Vibrionen und ihrer biotischen und abiotischen Umwelt bestehen, die noch nicht zur Gänze verstanden sind, zumal die biotischen und abiotischen Umweltfaktoren ihrerseits ebenfalls möglicherweise durch den Klimawandel beeinflusst werden.

Die Erwärmung des Oberflächenwassers ist an der Nordsee vor allem in den Ästuaren ausgeprägt. Gegenüber der Referenzperiode (1970-1999), in der 2-3 Monate pro Jahr mit einer SST > 17 °C in den Ästuaren zu rechnen ist, sind es in der nahen und fernen Zukunft bereits 3,5-4,5 Monate. Somit kommt es fast zu einer Verdopplung der Anzahl der Monate pro Jahr, in denen vor allem *V. vulnificus* gute Wachstumsbedingungen vorfindet.

Im Untersuchungsgebiet der Ostsee, hauptsächlich in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, zeigt die SST > 17 °C einen Anstieg von etwa einem Monat (Referenzperiode) über etwa 2,5 Monate (nahe Zukunft) auf etwa 3 Monate pro Jahr > 17 °C (ferne Zukunft). Besonders ausgeprägt sind die Veränderungen an der Ostsee im Greifswalder Bodden, wo bereits im Referenzzeitraum 2010/2011 etwa 50 % der untersuchten Proben (Wasser und Sediment) positiv auf *V. vulnificus* getestet wurden.

Insgesamt wird somit sowohl an der Nord- als auch an der Ostseeküste als Folge des Klimawandels die Anzahl der Monate pro Jahr zunehmen, in denen vor allem *V. vulnificus* gute Wachstumsbedingungen vorfindet. Längere Zeiträume mit höheren Wassertemperaturen werden möglicherweise auch zu einer Verlängerung der Badesaison führen. Dies wiederum verlängert den Zeitraum, in dem die „Nutzer“ der Küstengewässer einem potentiellen Infektionsdruck durch humanpathogene Vibrionen ausgesetzt sind.

Durch einen klimawandelbedingten möglichen Verschiebung der Brackwasserzonen in den Nordseeästuaren von Ems und Jade/Weser (bei geringeren Oberwasserabflüssen stromauf bzw. bei höheren Oberwasserabflüssen aus dem Ästuar heraus) könnten sich die vor allem von *V. vulnificus* bevorzugten Habitate der mesohalinen Ästuare von Ems und Weser mit Salinitäten < 23 regional verschieben und dieser potentielle Krankheitserreger somit zukünftig in Gebieten vorkommen, in denen er bislang noch nicht detektiert wurde. Eine Differenzierung dieser Aussage hinsichtlich der nahen und fernen Zukunft ist dabei nicht möglich. Für die an der Nordseeküste dominanten Spezies *V. alginolyticus* und *V. parahaemolyticus* ist bei einer möglichen Verschiebung der Brackwasserzonen keine Veränderung in ihrer räumlichen Ausbreitung zu erwarten, da sie derzeit über alle Salinitätsbereiche hinweg im gesamten Untersuchungsgebiet detektiert werden konnten. Für *V. cholerae* non-

O1/non-O139 kann auf Grund der zu geringen Datenlage keine Aussage zu einer möglichen zukünftigen Entwicklung getroffen werden.

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

7.4 Einschätzung zum Grad der Betroffenheit des Systems Wasserstraße und des operativen Geschäfts der WSV im Geschäftsbereich des BMVI

Die Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV), vor allem in den Außenbezirken, die für die Aufrechterhaltung der Schifffahrt und den ordnungsgemäßen Zustand der Wasserstraßen und der Anlagen sorgen, sind bei ihren vielschichtigen Tätigkeitsfeldern dem Kontakt mit Wasser, Sedimenten, Biofilmen und Aerosolen ausgesetzt (Abb. 26). Somit ergibt sich eine Vielzahl von potentiellen Infektionsquellen. Das Risiko einer Infektion wird durch das konsequente Anwenden arbeitsschutzrechtlicher Bestimmungen, wie das Tragen der persönlichen Schutzausrüstung, weitestgehend minimiert. Es ist jedoch unerlässlich, das Bewusstsein der Mitarbeiter/-innen beim Umgang mit Wasser, Sedimenten, Aerosolen und Biofilmen für die mögliche Kontamination durch potentiell humanpathogene Mikroorganismen zu schärfen. In naher und vor allem ferner Zukunft ist mit einer potentiellen Zunahme des Risikos vor allem von Wundinfektionen durch *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139 (aber auch Ohren- und Augeninfektionen durch *V. alginolyticus*) bei Arbeiten am Gewässer mit direktem Kontakt zu Wasser, Sedimenten und Biofilmen insbesondere an der Ostsee (*V. cholerae* nonO1/nonO139 und *V. vulnificus* dominant; für *V. vulnificus* pathogene Stämme nachgewiesen) aber auch im Bereich der Nordseeästuare (bevorzugtes Habitat von *V. vulnificus*) zu rechnen. Da die Gefahr einer oralen Aufnahme von kontaminiertem Wasser bei Unterhaltungstätigkeiten eher gering ist, spielen gastrointestinale Infekte durch *V. parahaemolyticus* nur eine untergeordnete Rolle.

In den Bereichen Tourismus und Gesundheitswesen (Rehakliniken, Kurhotels, etc.) könnte die potentielle Zunahme des Risikos von Wundinfektionen durch *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139 bei Badegewässerkontakt in naher und ferner Zukunft eine größere Rolle als im Referenzzeitraum 2010/2011 spielen.

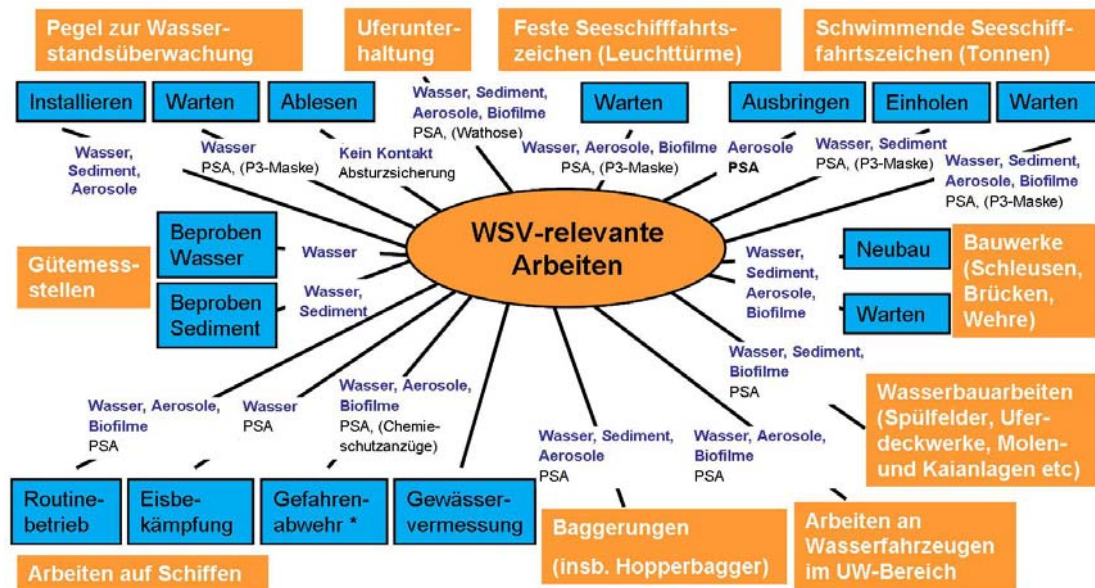


Abbildung 26: WSV-relevante Tätigkeiten mit möglichem Kontakt zu potentiell mit Vibrionen belastetem Material sowie derzeitige Arbeitsschutzmaßnahmen

basierend auf Angaben des WSA Lübeck, des WSA Cuxhaven und der GDWS ASt Nordwest.

* Gefahrenabwehr = Öl- und Chemiebekämpfung, Notschleppen und Schiffsbrandbekämpfung durch Schadstoffunfallbekämpfungsschiffe. PSA = persönliche Schutzausrüstung (Arbeitskleidung, Schutzhelm, Handschuhe, Rettungskragen).

7.5 Kernaussagen über mögliche Anpassungsoptionen und Handlungsempfehlungen

Bezüglich potentiell humanpathogener Bakterien der Gattung *Vibrio* weisen Nord- und Ostseeküste unterschiedliche Gegebenheiten mit jeweiligen Gefährdungen und Infektionspotentialen auf, so dass beim Umgang mit Wasser, Sedimenten und Baggergut regionale Handlungsempfehlungen zu geben sind.

Basierend auf den zuvor genannten Betroffenheiten von WSV, Tourismus und Gesundheitswesen ist eine konsequente Überwachung des Systems Wasserstraße/ Gewässer unerlässlich. Nur durch geeignete, zeitlich angepasste Monitoringprogramme können potentiell gesundheitlich bedenkliche Situationen zeitnah erkannt und adäquate Vorsorgemaßnahmen, z.B. hinsichtlich Arbeitsschutz oder Badegewässersicherheit, getroffen werden. Die derzeitige Überwachung offiziell ausgewiesener Badegewässer gemäß EU-Badegewässerrichtlinie stellt kein ausreichendes Werkzeug hinsichtlich der Gefährdungsbeurteilung durch potentiell humanpathogene, autochthone Mikroorganismen (hier speziell der Gattung *Vibrio* spp.) dar, da Vibrionen in der Regel nicht erfasst werden. Die von einigen Gesundheitsämtern während der Badesaison auf freiwilliger Basis bereits

durchgeführte Überwachung auf Vibriolen müsste zeitlich und räumlich erweitert werden (Beginn der Überwachung bereits vor der Badesaison, Einbeziehung von Sedimenten, Einbeziehung bereits identifizierter Risikogebiete und der von dort möglichen Verdriftung). Weiterhin ist eine Sensibilisierung und Aufklärung von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern vor allem der WSV und des Gesundheitswesens aber auch der Bevölkerung in Form von Schulungen und/oder Merkblättern, die spezifisch auf die betroffenen Gebiete/Regionen und Zielgruppen zugeschnitten sind, zu empfehlen. Nur so können mögliche Kontaminationsquellen bzw. Kontaminationspfade und Infektionsrisiken rechtzeitig erkannt und vermieden werden bzw. kann im Falle einer möglichen Infektion unverzüglich und angemessen reagiert werden.

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

Eine verstärkte länderübergreifende Vernetzung und Kommunikation zwischen allen betroffenen Akteuren (WSV, Gesundheits- und Umweltbehörden) sowie zwischen Deutschland und den Küstennachbarstaaten ist daher dringend zu empfehlen.

Weiterhin ist es unerlässlich, dass von Seiten des BMVI Kompetenzen vorgehalten werden, um in diesem Dialog sprachfähig zu bleiben und bei möglichen Interessenskonflikten eingreifen zu können.

8 Diskussion und Ausblick

Die im Rahmen des Projektes 3.04 erzielten Ergebnisse dienen in erster Linie dazu, die vorhandenen Datenlücken hinsichtlich autochthoner, potentiell humanpathogener Bakterien der Gattung *Vibrio* in deutschen Küstengewässern zu schließen sowie ein Verständnis für die ökologischen Zusammenhänge zu entwickeln, um somit eine Datengrundlage für weitergehende Untersuchungen und Modellierungen zu schaffen. Weiterhin sollten auf dieser Basis die Auswirkungen des Klimawandels auf das Vorkommen und die Verbreitung potentiell humanpathogener Vibrionen abgeschätzt werden. Daraus wurden erste Handlungsempfehlungen für einen sicheren Umgang bei WSV-relevanten Tätigkeiten sowie zum Schutz der Bevölkerung abgeleitet.

Zur Quantifizierung der *Vibrio* spp. wurde ein kulturbasierter Ansatz mit CHROMagar® *Vibrio* bzw. TCBS-Agar sowie anschließender Subkultivierung und molekularbiologischer Verifizierung (PCR) gewählt. Der TCBS-Agar als selektives Medium zur Vibrionen-Quantifizierung wurde bereits in vielen Studien erfolgreich eingesetzt (Martinez-Urtaza et al. 2012, Turner et al. 2009, Eiler et al. 2007, Pfeffer et al. 2003), obwohl die Gesamtpopulation durch das Nicht-Detektieren der nicht-kultivierbaren Zellen unterschätzt wird. Der gewählte kulturbasierte Ansatz ist somit konsistent mit Standardmethoden, die in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben werden, und erlaubt den Vergleich mit den Ergebnissen anderer Studien aus den Nachbarländern. Der CHROMagar® *Vibrio* wurde in diversen Testungen seitens des NLGA als der selektivste für die geplanten Zielspezies ermittelt und dort bereits seit längerem erfolgreich zur *Vibrio*-Quantifizierung eingesetzt. Die molekularbiologische Verifizierung mittels PCR zeigte hier eine fast 100%ige Übereinstimmung mit der kulturbasierten Speziesidentifikation.

Innerhalb des Nordseemonitorings wurde *V. alginolyticus* als dominante Spezies detektiert, gefolgt von *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* und *V. cholerae* non-O1/non-O139. In anderen Regionen der Nordsee wurden vergleichbare *Vibrio*-Artenzusammensetzungen gefunden (Schets et al. 2011, Ellingsen & Rørvik 2008, Bauer et al. 2006, Veenstra et al. 1994, Van Landuyt et al. 1985). Es ist davon auszugehen, dass dieses Verteilungsmuster ein gemeinsames Merkmal von *Vibrio*-Gemeinschaften entlang der Nordseeküste darstellt. Mitarbeiter des NLGA Aurich (pers. comm.) haben aber in jüngster Zeit (2012-2013) beobachtet, dass sich das Artenspektrum an der niedersächsischen Küste leicht zu verschieben scheint und bislang seltene Spezies nun öfter nachgewiesen werden können, wie z.B. *V. mimicus*. *V. mimicus* zählt ebenfalls zu den potentiell humanpathogenen Arten und verursacht beim Menschen in erster Linie gastrointestinale Erkrankungen aber auch Wund- und Ohrinfektionen (Alter et al. 2012).

Für den untersuchten Bereich der deutschen Ostseeküste wurde eine andere Artenzusammensetzung gefunden; hier dominierte *V. cholerae* non-O1/non-O139 vor *V. vulnificus*. *V. parahaemolyticus* und *V. alginolyticus* konnten nur vereinzelt nachgewiesen werden. Nach Frank et al. (2006) wurden bis zu jenem Zeitpunkt keine deutschen Küstengewässer positiv hinsichtlich *V. cholerae* getestet. Mittlerweile scheint sich diese Art jedoch dort etabliert zu haben. Die zweithäufigste Art an der deutschen Ostseeküste, *V. vulnificus*, konnte im Rahmen des Ostseemonitorings mit 14 % positiven Wasser- und 44 % positiven Sedimentproben nachgewiesen werden. Das LAGuS hat in den Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns in den Sommermonaten der Jahre 2006 und 2007 sieben bzw. vier Badestellen auf Vibrionen untersucht. An vier von sieben in 2006 bzw. an drei von vier Badestellen in 2007 konnte *V. vulnificus* mit Nachweisraten unter 50 % detektiert werden. Somit konnten die durch das LAGuS in den Vorjahren gemachten Beobachtungen durch das erweiterte Monitoring im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 bestätigt werden. Hier wurde sogar an allen 12 untersuchten Stationen *V. vulnificus* gefunden. **Es zeigt sich somit, dass ein kontinuierliches, großräumiges, systematisches Monitoring der deutschen Küstengewässer unerlässlich ist, um die unterschiedlichen Gegebenheiten mit ihren jeweiligen Gefährdungen in den verschiedenen Küstengewässertypen Deutschlands zu erfassen und Veränderungen zeitnah zu registrieren.**

Innerhalb des KLIWAS-Nordseemonitorings variierte die Wassertemperatur während des gesamten Untersuchungszeitraums zwischen 0 und 26,5 °C. Es konnte sowohl in Korrelationsanalysen als auch mit Hilfe von Regressionsmodellen gezeigt werden, dass die Wassertemperatur der entscheidende Umweltparameter für das Auftreten und die Abundanz von *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus* und *V. vulnificus* ist. Ihre Auftretenswahrscheinlichkeit steigt dabei mit zunehmender Wassertemperatur, wobei Spezies-spezifische Ausprägungen deutlich werden. Vor allem bei *V. vulnificus* hat sich gezeigt, dass diese Spezies sowohl in den Wasser- als auch in den Sedimentproben erst ab einer Wassertemperatur von etwa 20 °C nachweisbar ist; danach aber noch mehrere Monate auch bei geringeren Temperaturen isoliert werden kann. Die Überschreitung eines Temperaturschwellenwertes vor dem Nachweis von *V. vulnificus* wurde in ähnlicher Form bereits beschrieben. So konnten z.B. Pfeffer et al. (2003) *V. vulnificus* nur bei Wassertemperaturen zwischen 15 und 27 °C isolieren. Die Auftretenswahrscheinlichkeit der Vibrionen steigt an der Nord- und Ostseeküste mit zunehmender Wassertemperatur. Im Gegensatz zu den Funden an der Nordseeküste, konnten *V. vulnificus* und *V. cholerae* an der Ostseeküste in allen Probenahmemonaten (auch zur kalten Jahreszeit) nachgewiesen werden (hier vor allem im Sediment). In verschiedenen Veröffentlichungen wurde bereits die Möglichkeit einer Überwinterung von *V. vulnificus* in Sedimenten, Fisch oder Austern diskutiert (DePaola et al. 1994, Tamplin 1994, Vanoy et al. 1992). In anderen Studien konnte kein Anzeichen für eine Überwinterung von *V. vulnificus* in Sedimenten

gefunden werden (Pfeffer et al. 2003). Diese gegensätzlichen Beobachtungen spiegeln die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 gewonnenen Erkenntnisse wider: es scheint, als ob das Temperaturverhalten von *V. vulnificus* regionalspezifische Unterschiede aufweist und somit möglicherweise von weiteren Umweltparametern beeinflusst wird.

Die an der Nord- und Ostsee durchgeführten Untersuchungen zeigen insgesamt die komplexen Interaktionen zwischen Vibrionen und biotischen wie abiotischen Umweltfaktoren auf. Ausführliche Diskussionen des Einflusses weiterer Umweltparameter auf die vier betrachteten potentiell humanpathogenen *Vibrio* spp. sind den jeweiligen Veröffentlichungen zu entnehmen (Nordsee: Böer et al. 2013, Ostsee: Brennholt et al. (in prep.)). Insgesamt bestehen aber weiterhin Wissenslücken im Bereich Interaktion, Prädation und Ressourcen, um die Ökologie von *Vibrio* spp. in gemäßigten Küstengewässern vollständig zu verstehen.

Zur besseren Einschätzung des realen Gesundheitsrisikos, welches von der Präsenz potentiell humanpathogener *Vibrio* spp. in den untersuchten Wasser- und Sedimentproben ausgeht, wurden die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 isolierten Stämme auf Spezies-spezifische Pathogenitätsfaktoren analysiert. Dies geschah bei den Einzeluntersuchungen des NLGA und des LAGuS in den Jahren vor 2009 noch nicht, obwohl bereits 2006 Baffone et al. vorschlugen, nicht nur das Vorkommen von *Vibrio* spp. sondern auch deren pathogenes Potential zu überwachen, um die menschliche Gesundheit ausreichend zu schützen. Es hat sich gezeigt, dass sowohl an der Nordsee- als auch an der Ostseeküste pathogene Stämme vertreten sind und demzufolge eine Infektionsgefahr besteht. Die untersuchten Pathogenitätsfaktoren traten in den Ostsee-Isolaten durchschnittlich häufiger auf als in den Nordsee-Isolaten (teilweise bis zu drei-mal so häufig). Z.B. bildete nur weniger als die Hälfte der *V. vulnificus*-Ostsee-Isolate keinen der untersuchten Pathogenitätsfaktoren aus; bei den Nordsee-Isolaten waren es etwa doppelt so viele. Bei den meisten Nordsee-Isolaten handelt es sich somit vermutlich um Umweltstämme. Das Infektionsrisiko scheint somit an der Ostsee höher zu sein. Dies belegen auch die bisherigen gemeldeten *Vibrio*-Infektionsfälle der Jahre 1994 bis 2013. Es gab insgesamt 18 gemeldete Infektionen an der Ostsee und im gleichen Zeitraum nur 3 gemeldete Infektionen an der Nordsee.

Die in den deutschen Küstengewässern gefundenen Ergebnisse bezüglich des pathogenen Potentials scheinen vergleichbar mit anderen nordeuropäischen Gewässern zu sein. So wurde z.B. in den untersuchten *V. parahaemolyticus*-Isolaten sowohl an der Nordsee als auch an der Ostsee kein *tdh*-Gen gefunden und nur zwei (Nordsee) bzw. eines (Ostsee) der Isolate waren für das *trh*-Gen positiv. Viele Veröffentlichungen belegen, dass *V. parahaemolyticus*-Stämme, die das *trh*-Gen tragen, dominant in nordeuropäischen Gewässern sind (Ellingsen et al. 2008, Bauer et al. 2006, Robert-Pillot et al. 2003, Hervio-Heath et al. 2002), wohingegen sie selten

im Mittelmeergebiet nachgewiesen werden; im Mittelmeer dominieren Stämme mit dem *tdh*-Gen (Baffone et al. 2008, Caburlotto et al. 2008).

Große Wissenslücken bestehen immer noch hinsichtlich der erforderlichen Infektionsdosis für Wundinfektionen beim Kontakt mit belasteten Wässern und Sedimenten. Um die Bevölkerung ausreichend vor *Vibrio*-Infektionen schützen zu können, ist es zwingend erforderlich, Infektionsdosen zu ermitteln, um so Grenzwerte für *Vibrio*-Konzentrationen in Gewässern festlegen und zu gegebener Zeit Maßnahmen zum Schutz vor Infektionen ergreifen zu können. In diesem Zusammenhang ist auch ein besseres Verständnis der Aspekte notwendig, die zur Ausprägung von Pathogenitätsfaktoren bei Vibrionen führen. Die Beantwortung der Frage, welche Umweltfaktoren oder andere Stressoren für die Ausbildung von Pathogenitätsfaktoren eine Rolle spielen und welche Pathogenitätsfaktoren überhaupt von Bedeutung sind, könnte die Beurteilung möglicher Gesundheitsgefährdungen durch Vibrionen maßgeblich unterstützen.

Bereits 1994 diskutierten Hoyer et al., ob die Kontrolle der europäischen (Bade-) Gewässergüte um Untersuchungen zu Vibrionen insbesondere in warmen Sommern erweitert werden sollte. Bislang ist noch unklar, ob eine signifikante quantitative Beziehung zwischen *Vibrio* spp. und den im Zuge der EU-Badegewässerrichtlinie überwachten Fäkalindikatorbakterien (*E. coli* und intestinale Enterokokken) besteht. In der Literatur finden sich z.T. gegensätzliche Angaben. Koh et al. (1994) berichteten von negativen bzw. gar keinen Korrelationen zwischen *Vibrio* spp. und Fäkalindikatoren (Gesamtcoliforme, Fäkalcoliforme, Enterokokken, *E. coli*). Im Gegensatz dazu gibt es mehrere Studien, die eine positive Korrelation zwischen *Vibrio* spp. und Gesamtcoliforme nachweisen konnten (Pfeffer et al. 2003, Oliver et al. 1982). In wiederum anderen Untersuchungen wurden Korrelationen zwischen *Vibrio* spp. und Fäkalindikatoren wie z.B. *E. coli* und intestinalen Enterokokken gefunden, die deutlich von den unterschiedlichen Untersuchungsgebieten anhängig waren und von stark positiv über abwesend bis hin zu schwach negativ reichten (Schets et al. 2011). Auch die im Rahmen des KLIWAS-Projektes 3.04 durchgeführten Studien zeigen kein einheitliches Bild. Korrelationsanalysen der Nordseemonitoringdaten zeigten keine qualitativen und quantitativen Zusammenhänge zwischen den Fäkalindikatorbakterien (*E. coli*, intestinale Enterokokken) und *V. alginolyticus*, *V. parahaemolyticus*, *V. vulnificus* und *V. cholerae*. Bei den Ostseemonitoringdaten hingegen fanden sich schwache bis moderate signifikante Korrelationen zwischen den Fäkalindikatoren und den Vibrionen. Die Ostseedaten sind jedoch nicht so umfangreich wie die Daten des länger andauernden Nordseemonitorings und aus diesem Grund nicht so belastbar. In Anbetracht dieser großen Bandbreite an deutlich unterschiedlichen Ergebnissen, vor allem auch in Abhängigkeit von den jeweiligen betrachteten Gebieten, sind Empfehlungen wie das Monitoring von Gesamtcoliformen (oder anderen Fäkalindikatoren) als nützliches Werkzeug zum Nachweis von *Vibrio* spp. (Pfeffer et al. 2003) mit Vorsicht zu behandeln und für jedes Gebiet/Region separat zu prüfen.

Es kann somit für die deutschen Küstengewässer keine abschließende Aussage getroffen werden, ob in einzelnen Regionen ein Monitoring der klassischen Fäkalindikatorbakterien Auskunft über die Belastung mit potentiell humanpathogenen Bakterien der Gattung *Vibrio* geben könnte. Weitergehende Untersuchungen sind nötig.

Die Ergebnisse des KLIWAS-Projektes 3.04 haben dazu beigetragen, das Verständnis über die Ökologie potentiell humanpathogener Vibrionen in der marinen Umwelt (speziell in deutschen Küstengewässern) zu verbessern. Die regelmäßige Erfassung von *Vibrio* spp. Abundanzen und Verbreitung ist unerlässlich, um eine ausreichende Datengrundlage zu schaffen, um eine Risikoanalyse für deutsche und angrenzende europäische Küstengewässer durchzuführen und darauf aufbauend mögliche weitere Verpflichtungen, wie z.B. eine Einführung von Grenzwerten für Badegewässer oder im Rahmen der Baggergutbewertung, abzuleiten. Auch für eine weitergehende Betrachtung, ob hinsichtlich des projizierten Klimawandels mit einem zunehmenden Infektionsdruck durch potentiell humanpathogene *Vibrio* spp. zu rechnen ist und wie sich dieser manifestieren wird, sind Daten aus Langzeitmonitoringprogrammen wünschenswert bis unerlässlich.

9 Danksagung

Wir danken dem BMVI für die Finanzierung des mikrobiologisch-gewässerhygienischen Projektes im Rahmen des KLIWAS-Ressortforschungsprogramms und somit für die Möglichkeit, dieses spannende Thema bearbeiten zu können.

Unseren Kooperationspartnern danken wir für die gute und vertrauensvolle Zusammenarbeit während der gesamten Projektlaufzeit: NLGA (Dr. Erst-August Heinemeyer, Dr. Katrin Luden), LAGuS (Dr. Gerhard Hauk, Dr. Oliver Duty), Senckenberg am Meer (Dr. Achim Wehrmann, Alexandra Markert), AWI (Dr. Gunnar Gerdts, René Erler), IOW (Dr. Gerald Schernewski, Dr. Bianca Schippmann), BSH (Dr. Frank Janssen, Birgit Klein), BAW (Dr. Fred Hesser), LAVES (Dr. Sven Ramdohr, Dr. Edda Bartelt), BfR (Dr. Eckhart Strauch, Nadja Bier).

Wir danken den Gesundheitsämtern Aurich, Leer und Cuxhaven für die Bereitschaft, an 6 niedersächsischen Badestellen Wasser- und Sedimentproben für das Nordseemonitoring zu ziehen, vor allem auch außerhalb der Badesaison. Herrn Günter Koban danken wir für seine Bereitschaft, ebenfalls bei Wind und Wetter 4 weitere Stellen für das Nordseemonitoring zu beproben.

Der Firma AquaEcology, insbesondere Dr. Claus-Dieter Dürselen, danken wir für die Beratung hinsichtlich der Planktonuntersuchungen sowie für die schnelle Übermittlung der Daten.

Dem WSA Stralsund, insbesondere Herrn Hagen Bauerhorst und der Besatzung des MS Stralsund, danken wir für ihre Unterstützung bei der Durchführung der Ostseeprobenahmen. Auch danken wir der Besatzung des Forschungsschiffes Bornhöft von der Universität Greifswald, die sich kurzfristig bereitgefunden hat mit uns eine Probenahme durchzuführen.

Den technischen Mitarbeiter/Innen Herrn Weigelt, Bianca Konrath, Michaela Theis, Marina Ohlig, Julia Bachtin, Britta Braun, Heike Hähn, Dagmar Steubing und Walter Krings danken wir für ihr wertvolle Laborarbeit.

Unseren Bachelorstudierenden Anna-Lena Baumgarten, Robert Potau Núñez und Tanja Rösch danken wir für ihr hohes Engagement, welches zum Gelingen des Projektes 3.04 vor allem hinsichtlich der Laborexperimente maßgeblich beigetragen hat.

Frau Yvonne Strunck danken wir recht herzlich für die wertvolle Unterstützung bei der Organisation des nationalen Workshops „Pathogene Vibrionen in der marinen Umwelt“ und des internationalen Symposiums „Pathogenic *Vibrio* spp. in Northern European Waters“.

10 Literatur

- Alter T, Appel B, Bartelt E, Dieckmann R, Eichhorn C, Erler R, Frank C, Gerdt G, Gunzer F, Hühn S, Neifer J, Oberheitmann B & Strauch E. 2011. *Vibrio* - Infektionen durch Lebensmittel und Meerwasser. Das Netzwerk VibrioNet stellt sich vor. Bundesgesundheitsblatt 54: 1235–1240
- Alter T, Dieckmann R, Hühn S & Strauch E. 2012. Pathogene Mikroorganismen: *Vibrio* – Grundlagen, Nachweis, Relevanz und Präventionsmaßnahmen. B. Behr's Verlag GmbH & Co. KG, Hamburg
- Andersen PH. 2006. Infections with seawater bacteria. EPI-NEWS 2006: 26-32
- Andersson Y & Ekdahl K. 2006. Wound infections due to *Vibrio cholerae* in Sweden after swimming in the Baltic Sea, summer 2006. Euro Surveill 11: E060803 060802 doi 2013 [pii]
- Baffone W, Tarsi R, Pane L, Campana R, Repetto B, Mariottini GL & Pruzzo C. 2006. Detection of free-living and plankton-bound vibrios in coastal waters of the Adriatic Sea (Italy) and study of their pathogenicity-associated properties. Environmental Microbiology 8(7): 1299-1305
- Baker-Austin C, Trinanes J, Taylor NGH, Hartnell R, Siitonen A & Martinez-Urtaza J. 2013. Emerging *Vibrio* risk at high latitudes in response to ocean warming. Nature Climate Change 3: 73-77
- Baker-Austin C., Trinanes JA, Hartnell R, Taylor N, Siitonen A & Martinez-Urtaza J. 2011. Emerging *Vibrio* risk in the Baltic Sea. Vibrio2011, The Fourth Conference on the Biology of Vibrios, Santiago de Compostela, Spain. Abstract Book: 184
- Baker-Austin C, Stockley L, Rangdale R & Martinez-Urtaza J. 2010. Environmental occurrence and clinical impact of *Vibrio vulnificus* and *Vibrio parahaemolyticus*: a European perspective. Environ Microbiol Rep 2(1): 7-18
- Barbieri E, Falzano L, Fiorentini C, Pianetti A, Baffone W, Fabbri A, Matarrese P, Casiere A, Katouli M, Kühn I, Möllby R, Bruscolini F & Donelli G. 1999. Occurrence, diversity, and pathogenicity of halophilic *Vibrio* spp. and non-O1 *Vibrio cholerae* from estuarine waters along the Italian Adriatic coast. Appl. Environ. Microbiol. 65: 2748-2753
- Bauer A, Ostensvik O, Florvag M, Ormen O & Rørvik LM. 2006. Occurrence of *Vibrio parahaemolyticus*, *V. cholerae*, and *V. vulnificus* in Norwegian Blue Mussels (*Mytilus edulis*). Appl Environ Microbiol 72(4):3058–3061

- Belkin S & Colwell RR (eds). 2006. Oceans and Health – Pathogens in the Marine Environment. Springer Science+Business Media, New York
- Bennish ML. 1994. Cholera: pathophysiology, clinical features, and treatment. p. 229-255. In: Wachsmuth IK, Blake PA & Olsvik O (eds.). *Vibrio cholerae* and Cholera: Molecular to Global Perspectives. ASM Press, Washington, D.C.
- Blake PA. 1994. Historical perspectives on pandemic cholera. p. 293-295. In: Wachsmuth IK, Blake PA & Olsvik O (eds.). *Vibrio cholerae* and Cholera: Molecular to Global Perspectives. ASM Press, Washington, D.C.
- Blake PA, Merson MH, Weaver RE, Hollis DG & Heublein PC. 1979. Disease caused by a marine *Vibrio*: clinical characteristics and epidemiology. N. Engl. J. Med. 300: 1-5
- Blackwell K & Oliver J. 2008. The ecology of *Vibrio vulnificus*, *Vibrio cholerae*, and *Vibrio parahaemolyticus* in North Carolina estuaries. J Microbiol 46(2): 146–153
- BMU. 2012. Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Anfangsbewertung der deutschen Nordsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.
- BMU. 2012. Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie – Anfangsbewertung der deutschen Ostsee nach Artikel 8 Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie.
- Böer S.I., Heinemeyer E.A., Luden K., Erler R., Gerdt G. & Brennholt N. (2013): Temporal and spatial distribution patterns of potentially pathogenic *Vibrio* spp. at recreational beaches of the German North Sea. *Microbial Ecology* 65(4): 1052-1067. doi:10.1007/s00248-013-0221-4
- Caburlotto G, Ghidini V, Gennari M, Tafi MC & Lleo MM. 2008. Isolation of a *Vibrio parahaemolyticus* pandemic strain from a marine water sample obtained in the northern Adriatic. Euro Surveill 13: 8068
- Chase E & Harwood VJ. 2011. Comparison of the Effects of Environmental Parameters on Growth Rates of *Vibrio vulnificus* Biotypes I, II, and III by Culture and Quantitative PCR Analysis. Appl. Environ. Microbiol. 77(12): 4200–4207
- Colwell RR. 1996. Global climate and infectious disease: the cholera paradigm. Science 274: 2025-2031
- Dalsgaard A, Albert MJ, Taylor DN, Shimada T, Meza R, Serichantalergs O & Echeverria P. 1995. Characterization of *Vibrio cholerae* non-O1 serogroups obtained from an outbreak of diarrhea in Lima, Peru. J. Clin. Microbiol. 33: 2715-2722
- Drake SL, DePaola A & Jaykus LA. 2007. An overview of *Vibrio vulnificus* and *Vibrio parahaemolyticus*. Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety. 6. 120-144

- DePaola A, Caspers GM & Alexander D. 1994. Densities of *Vibrio vulnificus* in the intestines of fish from the U.S. Gulf Coast. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 984-988
- Eiler A, Johansson M & Bertilsson S. 2006. Environmental influences on *Vibrio* populations in Northern temperate and boreal coastal waters (Baltic and Skagerrak Seas). *Appl Environ Microbiol* 72(9): 6004-6011
- Ellingsen AB & Rørvik LM. 2008. Occurrence of potentially pathogenic *Vibrio* spp. in Norwegian seawater. In: Ellingsen AB (ed) *Vibrio parahaemolyticus*, *V. cholerae* and *V. vulnificus* in Norway, with special attention to *V. parahaemolyticus*. Dissertation, Norwegian School of Veterinary Science
- Ellingsen AB, Jørgensen H, Wagley S, Monshaugen M & Rørvik LM. 2008. Genetic diversity among Norwegian *Vibrio parahaemolyticus*. *J Appl Microbiol* 105: 2195–2202
- EU-Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG
- Farmer III JJ, Janda JM & Birkhead K. 2003. *Vibrio*. p. 706-718. In: Murray PM (ed.). *Manual of Clinical Microbiology*. ASM Press
- Frank C, Littmann M, Alpers K & Hallauer J. 2006. *Vibrio vulnificus* wound infections after contact with the Baltic Sea, Germany. *Euro Surveill.* 11(33): pii=3024
- Fries JS, Characklis GW & Noble R. 2008. Sediment–water exchange of *Vibrio* sp. and fecal indicator bacteria: Implications for persistence and transport in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Water Research* 42: 941–950
- Froelich J & Sporbeck O. 2008. UVU zur Errichtung und Betrieb des Gas- und Dampfturbinenkraftwerks Lubmin III EWN, Anlage 30: Fischereigutachten Greifswalder Bodden
- Hervio-Heath D, Colwell RR, Derrien A, Robert-Pillot A, Fournier JM & Pommepuy M. 2002. Occurrence of pathogenic *Vibrios* in coastal areas of France. *J Appl Microbiol* 92: 1123–1135
- Hlady WG & Klontz KC. 1996. The epidemiology of *Vibrio* infections in Florida, 1981-1993. *J Infect Dis* 173. 1176-1183
- Honda T, Arita M, Takeda T, Yoh M & Miwatani T. 1985. Non-O1 *Vibrio cholerae* produces two newly identified toxins related to *Vibrio parahaemolyticus* hemolysin and *Escherichia coli* heat-stable enterotoxin. *Lancet* ii: 163-164.
- Honda S, Goto I, Minematsu I, Ikeda N, Asano N, Ishibashi M, Kinoshita Y, Nishibuchi M, Honda T & Miwatani T. 1987. Gastroenteritis due to Kanagawa negative *Vibrio parahaemolyticus*. *Lancet* 1: 331-332

- Honda T, Ni Y & Miwatani T. 1988. Purification and characterization of a hemolysin produced by a clinical isolated of Kanagawa phenomenon-negative *Vibrio parahaemolyticus* and related to the thermostable direct hemolysin. *Infect Immun* 56: 961-965
- Hoyer J, Engelmann E, Liehr RM, Distler A et al.. 1995. Septic shock due to *Vibrio vulnificus* serogroup 04 wound infection aquired from Baltic Sea. *Eur J Clin Microbiol Infect Dis* 14: 1016-1018
- IPCC AR4 SYR. 2007. Core Writing Team, Pachauri RK & Reisinger A (eds). *Climate Change 2007: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC
- Jones MK & Oliver JD. 2009. *Vibrio vulnificus*: disease and pathogenesis. *Infect Immun* 77: 1723-1733
- Jores J, Stephan R, Knabner D, Gelderblom HR et al.. 2003. Isolation of *Vibrio vulnificus* and atypical *Vibrio* from surface waters of the Baltic Sea in Germany. *Berl Munch Tierärztl Wochenschr* 116: 396-400
- Joseph SW, Colwell RR & Kaper JB. 1982. *Vibrio parahaemolyticus* and related halophilic Vibrios. *Critical Reviews in Microbiology* 10(1): 77-124
- Kaneko T & Colwell RR. 1978. The annual cycle of *V. parahaemolyticus* in Chesapeake Bay. *Microb Ecol* 4: 135–155
- Kaper JB, Morris JG & Levine MM. 1995. Cholera. *Clin. Microbiol. Rev.* 8: 48-86
- Kelly MT. 1982. Effect of temperature and salinity on *Vibrio (vulnificus)* occurrence in a Gulf Coast environment. *Appl Environ Microbiol* 44: 820-824
- Kelly MT & Stroh EMD. 1988. Temporal relationship of *Vibrio parahaemolyticus* in patients and the environment. *J Clin Microbiol* 26: 1754-1756
- Koh EGL, Huyn JH & LaRock PA. 1994. Pertinence of indicator organisms and sampling variables to *Vibrio* concentrations. *Appl. Environ. Microbiol.* 60: 3897-3900
- Kuhnt-Lenz K, Krengel S, Fetscher S, Heer-Sonderhoff A et al.. 2003. Sepsis with bullous necrotizing skin lesions due to *Vibrio vulnificus* aquired through recreational activities in the Baltic Sea. *Eur J Clin Microbiol Infect Dis* 23: 49-52
- Lehmann A, Getzlaff K & Harlass J. 2011. Detailed assessment of climate variability of the Baltic Sea area for the period 1958–2009. *Clim Res* 46: 185-196
- Lukinmaa S, Mattila K, Lehtinen V, Hakkinen M, Koskela M, Siitonen A (2006) Territorial waters of the Baltic Sea as a source of infections caused by *Vibrio*

cholerae non-O1, non-O139: report of 3 hospitalized cases. Bacteriology 54: 1-6

- Martinez-Urtaza J, Bowers JC, Trinanes J & DePaola A. 2010. Climate anomalies and the increasing risk of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio vulnificus* illnesses. Food Research International: 1780-1790
- Meyer-Reil, L-A. 2005. Mikrobiologie des Meeres. UTB
- Morris JG. 1994. Non-O group 1 *Vibrio cholerae* strains not associated with epidemic disease. p. 103-115. In: Wachsmuth IK, Blake PA & Olsvik O (eds.). *Vibrio cholerae* and Cholera: Molecular to Global Perspectives. ASM Press, Washington, D.C.
- Nikulin G, Kjellström E, Hansson U, Strandberg G & Ullerstig A. 2011. Evaluation and future projections of temperature, precipitation and wind extremes over Europe in an ensemble of regional climate simulations. Tellus A 63(1): 41-55.
- Nishibuchi M & Kaper JB. 1995. Thermostable direct hemolysin gene of *Vibrio parahaemolyticus*: a virulence gene acquired by a marine bacterium. Infect Immun 63: 2093-2099
- Nishibuchi M, Fasano A, Russell RG & Kaper JB. 1992. Enterotoxigenicity of *Vibrio parahaemolyticus* with and without genes encoding thermostable direct hemolysin. Infect. Immun. 60(9): 3539-3545
- Novotny L, Dvorska L, Lorencova A, Beran V & Pavlik I. 2004. Fish: a potential source of bacterial pathogens for human beings. Vet. Med. – Czech 49: 343–358
- Oberbeckmann S, Wichels A, Wiltshire KH & Gerdt G. 2011. Occurrence of *Vibrio parahaemolyticus* and *Vibrio alginolyticus* in the German Bight over a seasonal cycle. Antonie van Leeuwenhoek J Microbiol 100(2): 291-307
- Oberbeckmann S, Fuchs BM, Meiners M, Wichels A, Wiltshire KH & Gerdt G. 2012. Seasonal Dynamics and Modeling of a *Vibrio* Community in Coastal Waters of the North Sea. Microb Ecol 63(3): 543-551
- Oliver JD. 2000. The viable but nonculturable state and cellular resuscitation. In: Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology. Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, Halifax, Canada, pp. 723–730
- Oliver JD & Kaper JB. 2001. *Vibrio* species, p. 228-264. In: Doyle MP, Beuchat LR & Monteville TJ (eds.). Food microbiology: fundamentals and frontiers. ASM Press, Washington, D.C.
- Oliver JD, Hite F, McDougald D, Andon NL & Simpson LM. 1995. Entry into, and resuscitation from, the viable but nonculturable state by *Vibrio vulnificus* in an estuarine environment. Appl. Environ. Microbiol. 61: 2624–2630

- Oliver JD, Warner RA & Cleland DR. 1982. Distribution and ecology of *Vibrio vulnificus* and other lactose-fermenting marine vibrios in coastal waters of the southeastern United States. Appl. Environ. Microbiol. 44: 1404-1414
- Pfeffer CS, Hite MF & Oliver JD. 2003. Ecology of *Vibrio vulnificus* in estuarine waters of Eastern North Carolina. Appl Environ Microbiol 69: 3526-3531
- Rehnstam-Holm A-S & Godhe A. 2012. Dynamics of *Vibrio* spp. in relation to phytoplankton community composition and environmental conditions. In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (Ed.): Pathogenic *Vibrio* spp. in Northern European Waters. International Symposium, 31 May - 1 June 2012 in Koblenz. Veranstaltungen 4/2012, Koblenz, Mai 2012, 80 S.; DOI: 10.5675/BfG_Veranst_2012.4
- Robert Koch Institut. 2004. Fallberichte: *Vibrio vulnificus*-Infektion: Zwei schwere Erkrankungsverläufe. Epidemiologisches Bulletin 13: 105-106
- Robert Koch Institut. 2006. Hinweis auf mögliche Wundinfektionen durch *Vibrio vulnificus* bei Kontakt mit warmem Meerwasser. Epid Bull 32: 277
- Robert-Pillot A, Guénolé A, Lesne J, Delesmont R, Fournier JM & Quilici ML. 2004. Occurrence of the *tdh* and *trh* genes in *Vibrio parahaemolyticus* isolates from waters and raw shellfish collected in two French coastal areas and from seafood imported into France. Int J Food Microbiol 91: 319–325
- Ruppert J, Panzig B, Guertler L, Hinz P, Schwesinger G, Felix SB & Frießecke S. 2004. Two cases of severe sepsis due to *Vibrio vulnificus* wound infection acquired in the Baltic Sea. Eur J Clin Microbiol Infect Dis 23 (12): 912-915
- Schets FM, van den Berg HHJL, Marchese A, Garbom S & de Roda Husman AM. 2011. Potentially human pathogenic vibrios in marine and fresh bathing waters related to environmental conditions and disease outcome. Int J Hyg Envir Health 214(5):399–406
- Schets FM, van den Berg HH, Demeulmeester AA, van Dijk E, Rutjes SA, van Hooijdonk HJ & de Roda Husman AM. 2006. *Vibrio alginolyticus* infections in the Netherlands after swimming in the North Sea. Euro Surveill 11: E061109 061103 doi 2077 [pii]
- Schippmann B., Schernewski G., Hauk G., Brennholt N., Böer S.I. & Schwarz F. (eingereicht): Recurrent *Vibrio* spp. presence in a southern Baltic Sea bay: analysis with a 3-D ocean model system. Marine Pollution Bulletin.
- Schippmann B, Schernewski G & Gräwe U. 2013a. *Escherichia coli* pollution in a Baltic Sea lagoon: A model-based source and spatial risk assessment. International Journal Hygiene and Environmental Health 216(4): 408–420. doi.org/10.1016/j.ijheh.2012.12.012
- Schippmann B, Schernewski G, Gräwe U, Burchard H & Walczykiewicz T. 2013b. A

model tool for bathing water quality management: A case study on Salmonella occurrence at the southern Baltic coast. Ocean and Coastal Management accepted

- Simpson LM, White VK, Zane SF & Oliver JD. 1987. Correlation between virulence and colony morphology in *Vibrio vulnificus*. Infect Immun 55: 269-272
- Stypulkowska-Misiurewicz H, Pancer K & Roszkowiak A. 2006. Two unrelated cases of septicemia due to *Vibrio cholerae* non-O1, non-O139 in Poland, July and August 2006. Euro Surveill 11: E061130 061132 doi 2088 [pii]
- Tamplin ML. 1994. The seasonal occurrence of *Vibrio vulnificus* in shellfish, seawater, and sediment of United States coastal waters and the influence of environmental factors on survival and virulence. Final report to Saltonstall-Kennedy Grant Program. Project NA27.FD0117-01. U.S. Department of Commerce, Seattle, Wash.
- Tantillo GM, Fontanarosa M, Di Pinto A & Musti M. 2004. Updated perspectives on emerging vibrios associated with human infections. Lett Appl Microbiol 39: 117–126
- Theede K, Pfeiffer P & Skovbjerg H. 2008. Septic shock after exposure to *Vibrio vulnificus*. Ugeskrift for Laeger 170(21): 1849
- Turner JW, Good B, Cole D & Lipp EK. 2009. Plankton composition and environmental factors contribute to *Vibrio* seasonality. The ISME Journal 3: 1082-1092
- Van Landuyt HW, Van Hulle BMC, Fossepre JM, Verschraegen G (1985) The occurrence of *Vibrio* spp. at the Belgian coast. Acta Clin Belg 40:12–16
- Vanoy RW, Tamplin ML & Schwarz JR. 1992. Ecology of *Vibrio vulnificus* in Galveston Bay oysters, suspended particulate matter, sediment and seawater: detection by monoclonal antibody- immunoassay- most probable number procedures. Journal of Industrial Microbiology 9: 219–223
- Veenstra J, Rietra PJG, Coster JM, Slaats E & Dirks-Go S. 1994. Seasonal variations in the occurrence of *Vibrio vulnificus* along the Dutch coast. Epidemiol Infect 112:285–290
- Vezzulli L, Pezzati E, Moreno M, Fabiano M, Pane L, Pruzzo C & the VibrioSea Consortium. 2009. Benthic ecology of *Vibrio* spp. and pathogenic *Vibrio* species in a coastal Mediterranean environment (La Spezia Gulf, Italy). Microb Ecol 59(4): 208–818
- Williams LA & LaRock PA. 1985. Temporal occurrence of *Vibrio* species and *Aeromonas hydrophila* in estuarine sediments. Appl. Environ. Microbiol. 50: 1490–1495

zitierte KLIWAS-Schlussberichte der

Klimabedingte
Änderungen der
Gewässerhygiene
und Auswirkungen
auf das Baggergut-
management in den
Küstengewässern

Projekte 1.03/2.01 „Klimaprojektionen Küste/Klimawandelszenarien Küste“:

Bülow K, Ganske A, Hüttl-Kabus S, Klein B, Klein H, Löwe P, Möller J, Schade N, Tinz B, Heinrich H & Rosenhagen G. 2014. Ozeanische und atmosphärische Referenzdaten und Hindcast-Analysen für den Nordseeraum. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 1.03. KLIWAS-30/2014. DOI: 10.5675/Kliwas_30/2014_1.03

Bülow K, Ganske A, Hüttl-Kabus S, Klein B, Klein H, Löwe P, Möller J, Schade N, Tinz B, Heinrich H & Rosenhagen G. 2014. Entwicklung gekoppelter regionaler Modelle und Analyse von Klimawandelszenarien für die Nordseeregion. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 2.01. KLIWAS-31/2014. DOI: 10.5675/Kliwas_31/2014_2.01

Projekte 2.04/3.02 „Betroffenheiten Seeschifffahrtsstraßen u. Anpassungsoptionen“:

Seiffert R, Hesser F, Büscher A, Fricke B, Holzwarth I, Rudolph E, Sehili A, Reiß G & Winkel N. 2014. Auswirkungen des Klimawandels auf die deutsche Küste und die Ästuare. Mögliche Betroffenheiten der Seeschifffahrtsstraßen und Anpassungsoptionen hinsichtlich der veränderten Hydrodynamik und des Salz- und Schwebstofftransports. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 2.04/3.02. KLIWAS-36/2014. DOI: 10.5675/Kliwas_36/2014_3.02

und des Projektes 3.08 „Sauerstoffgehalte Nordseeästuar“:

Hein B, Wyrwa J, Viergutz C & Schöl A. 2014. Projektionen für den Sauerstoffhaushalt des Elbe-Ästuars - Folgen für die Sedimentbewirtschaftung und das ökologische Potenzial. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 3.08. KLIWAS-42/2014. DOI: 10.5675/Kliwas_42/2014_3.08

11 Abkürzungen

Allel	Ausprägungsform eines Gens, welche durch geringfügige Variationen in der Basensequenz der DNA entsteht
BAH/AWI	Biologische Anstalt Helgoland / Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung
BAW	Bundesanstalt für Wasserbau
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CFU	colony forming unit, s. auch KBE
CPS	antiphagocytic polysaccharide capsule = Kapselpolysaccharid, welches zu den Hauptvirulenzfaktoren von <i>V. vulnificus</i> gehört und ihm vermutlich ermöglicht einer Phagozytose durch Makrophagen zu entgehen; das Allel 1 wird mit klinischen Stämmen in Verbindung gebracht, das Allel 2 mit Umweltstämmen
<i>ctxA</i>	Choleratoxin-Gen von <i>V. cholerae</i> , welches für die typische Cholera-Erkrankung mit wässriger Diarrhoe verantwortlich ist
IOW	Institut für Ostseeforschung Warnemünde
KBE	Koloniebildende Einheiten = Maß der Bakterienkonzentration
LAGuS	Landesamt für Gesundheit und Soziales Mecklenburg-Vorpommern
LAVES	Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
MPN	most probable number = statistisches Verfahren zur Abschätzung der Anzahl an Mikroorganismen in einer Probe basierend auf einer dezimalen Verdünnungsreihe
MSRL	Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt („Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie“)
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NLGA	Niedersächsisches Landesgesundheitsamt

PCR	polymerase chain reaction = Polymerase-Kettenreaktion; molekularbiologische Untersuchungsmethode zur Vervielfältigung von DNA	Klimabedingte Änderungen der Gewässerhygiene und Auswirkungen auf das Baggergutmanagement in den Küstengewässern
psu	Practical Salinity Unit	
O1/O139	Serotypen von <i>V. cholerae</i> , die für den Ausbruch von Cholera-Epidemien verantwortlich sind	
spp.	species pluralis; mehrere, nicht im Einzelnen zu nennende Spezies einer Gattung (steht als Zusatz hinter deren wissenschaftlichem Namen)	
SST	sea surface temperature = Meeresoberflächenwassertemperatur	
TCBS	thiosulphate citrate bile sucrose agar = Nährmedium zur Isolierung und selektiven Kultivierung von Bakterien der Gattung <i>Vibrio</i> , das aus Natriumthiosulfat, Natriumcitrat, Gallensalze und Saccharose besteht	
<i>tdh</i>	thermostable direct hemolysine gene = hitzestabiles Hämolysin-Gen, welches ein Virulenz-Protein bei <i>V. parahaemolyticus</i> codiert	
TIC	total inorganic carbon = gesamter anorganischer Kohlenstoff (z.B. Karbonate)	
TOC	total organic carbon = gesamter organischer Kohlenstoff	
<i>trh</i>	<i>tdh</i> -related hemolysine gene = Gen, welches ein Virulenz-Protein bei <i>V. parahaemolyticus</i> codiert	
<i>vcg</i>	virulence-correlated gene = Virulenz-assoziiertes Gen bei <i>V. vulnificus</i> ; die Ausprägung <i>vcgE</i> wird mit Umweltstämmen in Verbindung gebracht, die Ausprägung <i>vcgC</i> mit klinischen Stämmen	
WSA	Wasser- und Schifffahrtsamt	
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung	
16S rRNA Typ A	Genotyp von <i>V. vulnificus</i> , der mit Umweltstämmen in Verbindung gebracht wird	
16S rRNA Typ B	Genotyp von <i>V. vulnificus</i> , der mit klinischen Stämmen in Verbindung gebracht wird	



Bundesanstalt für Wasserbau
Kompetenz für die Wasserstraßen

**Bundesanstalt für Wasserbau
(BAW)**

Kußmaulstraße 17
76187 Karlsruhe

www.baw.de
info@baw.de

**Bundesamt für Seeschifffahrt
und Hydrographie (BSH)**

Bernhard-Nocht-Straße 78
20359 Hamburg

www.bsh.de
posteingang@bsh.de



**BUNDESAMT FÜR
SEESCHIFFFAHRT
UND
HYDROGRAPHIE**



Deutscher Wetterdienst (DWD)

Frankfurter Straße 135
63067 Offenbach/Main

www.dwd.de
info@dwd.de

**Bundesanstalt für
Gewässerkunde (BfG)**

Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

www.bafg.de
posteingang@bafg.de



IMPRESSUM

Herausgeber:

Bundesanstalt für Gewässerkunde
KLIWAS Koordination
Am Mainzer Tor 1
Postfach 20 02 53
56002 Koblenz
Tel.: 0261 / 1306-0
Fax: 0261 / 1306-5302
E-Mail: kliwas@bafg.de
Internet: <http://www.kliwas.de>

Redaktion: KLIWAS-Koordination,
Bundesanstalt für Gewässerkunde

Autoren: Nicole Brennholt, Simone Böer,
Ernst-August Heinemeyer, Katrin Luden,
Gerhard Hauk, Oliver Duty,
Anna-Lena Baumgarten, Robert Potau Núñez,
Tanja Rösch, Achim Wehrmann,
Alexandra Markert, Frank Janssen,
Bianca Schippmann, Georg Reifferscheid

Layout: Christin Hantsche und Tobias Knapp,
Bundesamt für Seeschifffahrt
und Hydrographie - Rostock

Druck: Bundesanstalt für Gewässerkunde

DOI: 10.5675/Kliwas_38/2014_3.04