Schleswig-Holstein. Der echte Norden.

Schleswig-Holstein
Landesamt für
Landwirtschaft, Umwelt
und ländliche Räume

Neobiota in deutschen Küstengewässern

Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste

2014

ALFRED-WEGENER-INSTITUT
HELMHOLTZ ZENTRUM FÜR POLAR
UND MEERESFORSCHUNG

Impressum

Herausgeber:
Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt
und ländliche Räume des Landes
Schleswig-Holstein (LLUR)
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek
Tel.: 0 43 47 / 704-0
www.llur.schleswig-holstein.de

Ansprechpartner:
Dr. Rolf Karez
Tel. 0 43 47 / 704-479
rolf.karez@llur.landsh.de

Erarbeitung durch:
Alfred-Wegener-Institut – Helmholtz-Zentrum
für Polar- und Meeresforschung
Wattenmeerstation Sylt
Hafenstr. 43, 25992 List/Sylt

AutorInnen:
Dagmar Lackschewitz, Karsten Reise
Christian Buschbaum (alle AWI)
Rolf Karez (LLUR)

Diese Arbeit wurde durch das LLUR in dem Projekt ‚Überprüfung erstellter Neobiota Listen' (Auftragsnummer: 0608.450935) mit Beteiligung des NLWKN gefördert.

Niedersächsischer Landesbetrieb
für Wasserwirtschaft,
NLWKN Küsten- und Naturschutz

Datenstand:
Juli 2014

Titel (Fotoautor):
oben: Schiffe (hier auf dem Nord-Ostsee-Kanal) sind Hauptvektoren für die Einschleppung von Meeresorganismen (C. Buschbaum).
unten links: Neuseeländische Deckelschnecken (*Potamopyrgus antipodarum*) sind im Brackwasser der Ostseeküste häufig (D. Lackschewitz).
unten Mitte: Die Japanische Felsenkrabbe (*Hemigrapsus sanguineus*) hat sich rasant an der Nordseeküste ausgebreitet (K. Reise).
unten rechts: Die pazifische Grüne Gabelalge (*Codium fragile fragile*) kommt seit den 1930er Jahren in der deutschen Nordsee vor (K. Reise).

Herstellung:
Schmidt & Klaunig, Kiel
August 2015

ISBN: 978-3-937937-73-1

Schriftenreihe:
LLUR SH – Gewässer; D 25

Diese Broschüre wurde auf Recyclingpapier hergestellt.

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der schleswig-holsteinischen Landesregierung herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Personen, die Wahlwerbung oder Wahlhilfe betreiben, im Wahlkampf zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Druckschrift nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Landesregierung zu Gunsten einzelner Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Druckschrift zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Die Landesregierung im Internet:
www.landesregierung.schleswig-holstein.de

Inhaltsverzeichnis

1. Vorwort – 6

2. Zusammenfassung – Summary – 7

3. Einleitung – 8

4. Makroalgen – 14

4.1. Rhodophyceae (Rotalgen) – 14
Aglaothamnion halliae – 14
Antithamnionella spirographidis – 15
Antithamnionella ternifolia – 16
Bonnemaisonia hamifera – 18
Callithamnion tetragonum – 20
Ceramium cimbricum – 20
Dasya baillouviana – 21
Gracilaria vermiculophylla – 23
Halurus flosculosus – 26
Mastocarpus stellatus – 26
Neosiphonia (Polysiphonia) harveyi – 27

4.2. Phaeophyceae (Braunalgen) – 30
Colpomenia peregrina – 30
Fucus evanescens – 32
Saccharina japonica – 34
Sargassum muticum – 35

4.3. Chlorophyceae (Grünalgen) – 38
Codium fragile fragile – 38
Ulva californica – 40

4.4. Charophyceae (Armleuchteralgen) – 41
Chara connivens – 41

5. Tracheophyta (Gefäßpflanzen) – 43
Cotula coronopifolia – 43
Spartina anglica – 44

6. Invertebrata (Wirbellose Tiere) – 46

6.1. Porifera (Schwämme) – 46
Chalinula (Haliclona) loosanoffi – 46
Haliclona (Soestella) xena – 47

6.2. Coelenterata (Hohltiere) – 48
Ctenophora (Rippenquallen) – 48
Mnemiopsis leidyi – 48

Cnidaria (Nesseltiere) – 51

Hydrozoa (Hydroiden) – 51
Bougainvillia macloviana – 51
Cordylophora caspia – 52
Garveia franciscana – 54
Gonionemus vertens – 56
Nemopsis bachei – 58
Thieliana (Pachycordyle/Clavopsella) navis – 60

Anthozoa (Blumentiere) – 61
Cereus pedunculatus – 61
Diadumene cincta – 62
Diadumene (Haliplanella) lineata – 64

6.3. Nematoda (Fadenwürmer) – 66
Anguillicoloides (Anguillicola) crassus – 66

6.4. Mollusca (Weichtiere) – 68
Gastropoda (Schnecken) – 68
Crepidula fornicata – 68
Potamopyrgus antipodarum – 70

Bivalvia (Muscheln) – 72
Corbicula fluminalis – 72
Crassostrea ‚angulata' – 72
Crassostrea gigas – 74
Crassostrea virginica – 77
Dreissena polymorpha – 78
Ensis directus (americanus) – 80
Mya arenaria – 82
Mytilopsis (Congeria) leucophaeata – 84
Petricolaria (Petricola) pholadiformis – 85
Rangia cuneata – 88
Teredo navalis – 88

6.5. Annelida (Ringelwürmer) – 92
Polychaeta (Vielborster) – 92
Alitta (Neanthes/Nereis) virens – 92
Aphelochaeta marioni/Tharyx killariensis – 94
Boccardiella ligerica (B. redeki/Polydora l.) – 96
Ficopomatus enigmaticus – 97
Hydroides elegans – 98
Marenzelleria spp. – 99
Marenzelleria neglecta – 100
Marenzelleria viridis – 102
Microphthalmus similis – 103
Pileolaria berkeleyana – 105
(Pileolaria militaris) – 105

Oligochaeta (Wenigborster) – 106
Branchiura sowerbyi – 106
Tubificoides heterochaetus – 106
Potamothrix spp. – 107

6.6. Xiphosura (Pfeilschwanzkrebse) – 108
Limulus polyphemus – 108

6.7. Crustacea (Krebse) – 109
Cladocera (Wasserflöhe) – 109
Cercopagis pengoi – 109

Copepoda (Ruderfüßer) – 110
Acartia (Acanthacartia) tonsa – 110
Ameira divagans divagans – 112
Mytilicola intestinalis – 112
Mytilicola orientalis – 114
Pseudodiaptomus marinus – 116

Cirripedia (Rankenfüßer) – 116
Amphibalanus (Balanus) improvisus – 116
Austrominius (Elminius) modestus – 119

Tanaidacea (Scherenasseln) – 121
Sinelobus vanhaareni (stanfordi) – 121

Mysidacea (Schwebgarnelen) – 123
Hemimysis anomala – 123
Limnomysis benedeni – 123
Paramysis lacustris – 124

Isopoda (Asseln) – 124
Proasellus coxalis – 124

Amphipoda (Flohkrebse) – 125
Caprella mutica – 125
Chelicorophium (Corophium) curvispinum – 128
Cryptorchestia (Orchestia) cavimana – 130
Dikerogammarus haemobaphes – 131
Dikerogammarus villosus – 132
Gammarus tigrinus – 135
Jassa marmorata – 137
Melita nitida – 138
Monocorophium (Corophium) sextonae – 139
Obesogammarus crassus – 140
Platorchestia (Orchestia) platensis – 141
Pontogammarus robustoides – 142

Decapoda (Zehnfüßige Krebse) – 144
Callinectes sapidus – 144
Eriocheir sinensis – 146
Hemigrapsus sanguineus – 149
Hemigrapsus takanoi/H. penicillatus – 152
(Homarus americanus) – 154
Orconectes limosus – 154
Palaemon macrodactylus – 155
Rhithropanopeus harrisii – 157

6.8. Insecta (Insekten) – 160
Telmatogeton japonicus – 160

6.9. Bryozoa (Moostierchen) – 162
Bowerbankia gracilis/B. imbricata – 162
Bugula neritina – 162
Bugula stolonifera – 163
Fenestrulina delicia – 163
Schizobrachiella verrilli – 164
Smittoidea prolifica – 164
Tricellaria inopinata – 164
Victorella pavida – 167
(Watersipora subtorquata) – 168

6.10. Tunicata (Manteltiere) – 169
Aplidium glabrum – 169
Botrylloides violaceus – 171
Botryllus schlosseri – 172
Diplosoma listerianum – 173
Molgula manhattensis – 174
Perophora japonica – 176
Styela clava – 176

7. Vertebrata (Wirbeltiere) – 179

7.1. Pisces (Fische) – 179
Neogobius melanostomus

8. Literatur – 181

9. Tabellarische Übersicht der Neobiota und kryptogenen Arten in deutschen Küstengewässern – 208

10. Neobiota an benachbarten Küsten, mit deren Ausbreitung in deutsche Gewässer gerechnet werden muss – 214

1. Vorwort

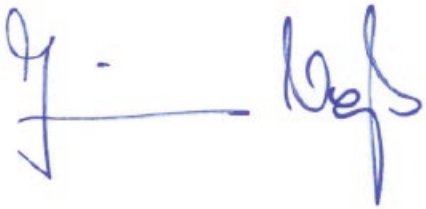
Die durch den Menschen verursachte Verschleppung von Arten in Gebiete außerhalb ihres natürlichen Vorkommens ist ein weitreichender Eingriff in Ökosysteme und die darin ablaufenden Prozesse, für den es bereits aus der Antike Belege gibt. Seit der Entstehung eines modernen Netzes von globalen Transport- und Handelswegen ist dieses Problem derart angewachsen, dass es heute als gravierende Bedrohung der globalen Biodiversität angesehen wird. Eingeschleppte Arten können sich nicht nur auf Ökosysteme auswirken, sondern auch ökonomische Probleme verursachen und die menschliche Gesundheit beeinträchtigen.

Die Ausbreitung von Arten im Meer ist keine Seltenheit, da Ozeane weltweit miteinander verbunden sind. Aber auch hier hat der Mensch v.a. durch Schiffstransporte, Aquakultur und Kanäle natürliche Ausbreitungsschranken der Meeresorganismen überwunden und damit die Ansiedlung von Arten in neuen Meeresregionen vielfach ermöglicht und gefördert. So ist auch aus unseren heimischen Meeresgebieten bereits eine große Anzahl sogenannter „Neobiota" bekannt. Selbst wenn diese noch keine heimischen Arten bis zum Aussterben verdrängt haben, sind einige von ihnen sehr augenfällig, haben unsere Ökosysteme verändert, und wir können ihre langfristigen Auswirkungen bisher kaum einschätzen.

Das Monitoring (die Überwachung) von Meeresorganismen ist in der Regel erheblich aufwändiger als es in terrestrischen Lebensräumen der Fall ist. Oft müssen Schiffe, Taucher und Spezialgeräte eingesetzt werden, mit deren Hilfe meist nur punktuelle Probenahmen erfolgen können, die kaum zu einer flächendeckenden Kenntnis über die Verbreitung von Arten führen. Auch das Auftreten ganz neuer Arten bleibt oft so lange verborgen, bis die Art häufig und weit verbreitet vorkommt. Dadurch bleiben auch die Effekte auf heimische Organismen und deren Wechselwirkungen weitgehend unbekannt. Da die Problematik zunehmend von den Gremien der Europäischen Union und globalen Organisationen erkannt wurde, sind „non-indigenous species" (bzw. ihr Fehlen) in der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie der EU als eigener „Deskriptor" einer gesunden Meeresumwelt eingeführt worden. Die IMO (International Maritime Organisation der UNO) strebt mit dem Ballastwasser-Übereinkommen (2004) eine weltweite Behandlung von Ballastwasser an. Allerdings ist das Übereinkommen völkerrechtlich derzeit noch nicht in Kraft, da von den ratifizierenden Staaten nicht die erforderlichen 35 % der Welthandelstonnage repräsentiert werden.

Für die Mitwirkung Deutschlands an diesen internationalen Prozessen, aber auch für das nationale Management unserer Küsten ist es erforderlich, eine möglichst umfassende aktuelle Liste aller in deutschen Küstengewässern vorkommenden nicht-heimischen Arten zur Verfügung zu haben. Hierfür wurde bereits 2009 mit einer Schnellerfassung von Neobiota durch das Alfred-Wegener-Institut (AWI) begonnen, bei der in einem standardisierten Verfahren („Rapid Assessment") Häfen und Marinas beprobt werden, die als Hotspots von Einschleppungen gelten. Gleichzeitig wurde die hier vorliegende Liste erstellt und fortlaufend ergänzt. In ihr sind alle bekannten Informationen zu Herkunft, Einschleppung und Auswirkung von Neobiota in deutschen Meeresgebieten zusammengetragen worden. Ebenso wurden sich in der Literatur fortsetzende Fehlinformationen ausgeräumt, die beispielsweise das generelle Vorkommen einer Art oder deren räumliche Verbreitung betreffen. Damit bildet das vorliegende Werk derzeit die umfassendste Quelle für das Vorkommen und die Ökologie nicht-heimischer Arten in deutschen Meeresgebieten.

Wir glauben, dass die vorliegende Zusammenstellung für das Management unserer Küsten und als Nachschlagewerk für viele weitere Anwendungen einer breiten Fachwelt nützlich sein kann und hoffen, dass sie auch Ihre Arbeit erleichtert und befruchtet.



Dr. Joachim Voß
Leiter des Dezernats Küstengewässer im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR)

2. Zusammenfassung

Die vorliegende Studie behandelt 108 Taxa der Makrofauna und -flora, die in Literatur und Internetdateien als nicht-heimisch oder kryptogen (unklaren Ursprungs) für deutsche Küstengewässer angegeben werden. Die Recherche basiert im Wesentlichen auf 610 Publikationen sowie 26 Internet-Datenbanken und -seiten und wird durch eigene Beobachtungen und persönliche Mitteilungen ergänzt.

Von den 108 Taxa aus Nord- und Ostsee können 70 als eingeschleppt gelten, sind etabliert oder wurden in jüngster Vergangenheit nachgewiesen. Weitere 11 Neobiota sind nicht oder waren nur temporär etabliert (ausgestorben). Von den 16 kryptogenen Arten ist die überwiegende Zahl etabliert (13).

Elf Arten wurden entweder fälschlicherweise für deutsche Gewässer angenommen, es handelt sich nicht um eingeschleppte Arten im eigentlichen Sinn oder ihr Status ist derzeit unklar.

Lediglich sieben Arten werden nach heutigem Kenntnisstand starke ökologische oder ökonomische Auswirkungen an deutschen Küsten zugeschrieben.

Weitere 35 Neobiota werden genannt, die in den Küstengewässern anderer Nord- und Ostsee-Anrainerstaaten vorkommen und mit deren Einwanderung in deutsche Küstengewässer in nächster Zeit zu rechnen ist.

2. Summary

The study reports on 108 taxa of marine and estuarine macrofauna and -flora that are claimed to be non-indigenous in German coastal waters. Exotic species introduced by humans as well as cryptogenic organisms of uncertain origin are included, and some erroneous records are discussed.

We reviewed 610 publications as well as numerous internet databases and sites on neobiota. Our personal unpublished records are also included and some recent records were kindly provided by colleagues.

Seventy species have evidently been introduced. These include well established species and species which have been discovered recently. Eleven species were established in the past but lack recent records and are assumed now to be extinct. Of the 16 cryptogenic species, the majority (13) is established. Although their origin is uncertain, it is also plausible to regard them as non-indigenous. A further 11 species were either incorrectly reported for German coastlines, cannot be regarded as alien species in a strict sense or their status is presently under debate.

Seven species are considered to be invasive and the cause of strong ecological and/or economic effects.

In addition, we list 35 neobiota that are likely to appear in German waters in the near future since they are already known from adjacent coastlines of the North or Baltic Sea.

3. Einleitung

Die zunehmende Globalisierung der Handelsbeziehungen mit schneller werdenden Schiffspassagen führt seit vielen Dekaden zu einer steigenden Flut exotischer Organismen an europäischen Küsten (Buschbaum et al. 2012, Galil 2009, Gollasch et al. 2009, Leppäkoski et al. 2002, Minchin et al. 2013, Streftaris et al, 2005, Wolff 2005). Die Verbreitung von Tieren und Pflanzen durch anthropogene Aktivitäten reicht weit in die Vergangenheit zurück und kann heute zum Teil nur vermutet oder indirekt geschlossen werden. Die betroffenen Arten können unterschiedlich bezeichnet werden. Geläufige Benennungen sind Neobiota (Neophyten, Neozoen), Aliens, eingeschleppte, nicht-heimische oder gebietsfremde Arten. Der Begriff invasiv wird genutzt, wenn für die neu im Gebiet vorhandenen und etablierten Arten negative Auswirkungen auf die heimischen Lebensräume und Organismen bekannt sind (s. u.). In diesem Fall kann die Etablierung weitreichende ökologische und ökonomische Effekte haben, deren Konsequenzen oft erst zeitversetzt erkannt werden. Eine einmal erfolgte Ansiedlung und Etablierung im marinen Lebensraum ist aber i. d. R. durch menschliche Bemühungen nicht wieder rückgängig zu machen.

Aus diesem Grund werden von nationaler und internationaler Seite Regularien angestrebt, die den Eintrag von Neobiota minimieren und weitest möglich unterbinden sollen (Olenin et al. 2011). Damit zusammenhängend soll eine Bewertung von Gewässern bezüglich des Vorkommens von gebietsfremden Arten erfolgen (Krause et al. 2011). Die notwendige Voraussetzung dafür ist eine detaillierte Kenntnis der Neobiota heimischer Küsten in Vergangenheit und Gegenwart. Da nicht-heimische Arten früher meist eher zufällig im Rahmen anderer Arbeiten entdeckt wurden und nicht Gegenstand expliziter Forschung waren, werden inzwischen weltweit Anstrengungen unternommen, abgestimmte Verfahren zur Erkennung von Neobiota einzusetzen. Diese werden meist als nationale Schnellerfassungsprogramme (‚Rapid Assessment' Verfahren) durchgeführt und ermöglichen es, Erkenntnisse über die Ansiedlung und das Ausmaß der Etablierung von Neobiota zu gewinnen und Ausbreitungswege aufzudecken (Arenas et al. 2006, Ashton et al. 2006, Cohen et al. 2005, Gittenberger et al. 2010, Hewitt et al. 2004, Lackschewitz et al. 2010, Minchin 2007).

Kenntnisse über Vektoren und Vorkommen von Arten in benachbarten Staaten erlauben es, Wege der Einschleppung und Einwanderung nachzuvollziehen, um daraus ggf. Gegenmaßnahmen zur Verbreitung der Neobiota ableiten zu können.

Neobiota sind ein wesentlicher Parameter zur Beschreibung des Umweltzustandes im Rahmen der Europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSRL) und sind hier im Deskriptor 2 manifestiert. In diesem Zusammenhang soll als ein Instrument der Überwachung und Bewertung ein **Indikator** entwickelt werden, der den Prozess der Einschleppung und Etablierung dokumentiert, den Umweltzustand beschreibt und in der Lage ist, auch den Stillstand und Rückgang von Ansiedlungen nicht-heimischer Organismen abzubilden (Buschbaum & Lackschewitz 2013).

Viele Neobiota, wie hier die roten Kolonien des Manteltieres *Botrylloides violaceus* und die Keulenascidie *Styela clava* (rechts im Bild), gehören zu Bewuchsgemeinschaften (‚fouling communities') und besiedeln in Häfen künstliche Hartsubstrate wie Stege und Kaimauern, überwachsen aber auch andere Organismen wie Miesmuscheln (links im Bild). (Foto: D. Lackschewitz)

Für die deutschen Küstengewässer wurden von Bund und Ländern mehrere Projekte gefördert, um den gegenwärtigen Status quo zu ermitteln. Zahlreiche Publikationen befassen sich mit Einwanderungen und Besiedlung der deutschen Küsten von Nord- und Ostsee durch Neobiota (Buschbaum et al. 2012, Gollasch & Nehring 2006, Nehring 2006, Nehring & Leuchs 1999, Wittfoth & Zettler 2013). Sie haben aber durch eine wachsende Zahl an Neuankömmlingen und die detaillierter werdenden Erfassungen nur eine zeitlich begrenzte Gültigkeit. Internet-Datenbanken, die diesem dynamischen Prozess folgen und dem aktuellen Stand zeitnah angepasst werden können (aquatic-aliens.de, DAISIE, NOBANIS), sind auf verlässliche Bezugsquellen und fortlaufende Überprüfungen angewiesen.

Die vorliegende Recherche soll den derzeitigen Kenntnisstand zu bekannten, nicht-heimischen aquatischen Pflanzen und Tieren in deutschen Küstengewässern zusammenfassen. Dafür wurden in der Literatur dokumentierte oder aus anderen nachvollziehbaren Quellen bekannte Angaben überprüft, evaluiert und zusammengefasst. Sofern widersprüchliche Angaben in den zugrunde liegenden Quellen vertreten werden, wird dieses in der Studie vermerkt. Berücksichtigt wurde Makrofauna und -flora tatsächlicher oder vermuteter exotischer Herkunft, die in verschiedenen Quellen für die deutsche Küste aufgeführt werden. Zusätzlich erscheinen sog. kryptogene Arten. Darunter versteht man Arten, bei denen es den gut begründeten Verdacht gibt, dass sie in der Vergangenheit durch anthropogene Aktivitäten an europäische und letztlich deutsche Küsten gelangt sind.

Grundlage für diese Arbeit waren Angaben aus wissenschaftlichen Publikationen, aus gedruckten Berichten der sog. ‚Grauen Literatur' und aus Internet-Datenbanken sowie von Internetseiten bis Juli 2014. Zusätzlich sind eigene und Beobachtungen von KollegInnen eingeflossen, um auch (noch) nicht publizierte Daten zu berücksichtigen.

Wenn möglich wurden die Angaben in der Literatur bis zur Originalquelle zurückverfolgt, was allerdings nicht in allen Fällen durchführbar war. Teilweise beruhten sie auf schwer zugänglichen nationalen Berichten oder nicht zugänglichen Artikeln. Darüber hinaus waren einige in Sprachen verfasst, deren die Autoren nicht mächtig sind (z. B. russisch, litauisch, polnisch). Die meisten Artikel konnten mit Hilfe von Mitarbeitern der Bibliothek des Alfred-Wegener-Institutes beschafft werden.

Manche Angaben aus umfangreich recherchierten Zusammenstellungen zu Aliens an nationalen Küsten wurden auf Grund der äußerst detailgenauen Informationen weitgehend ungeprüft übernommen. So etwa aus der Übersicht zu nicht-heimischen marinen und ästuarinen Arten an niederländischen Küsten von Wolff (2005). Auch auf die Zusammenfassung von Nehring & Leuchs (1999) zum nicht-heimischen Makrozoobenthos an der deutschen Nordseeküste wurde vielfach zurückgegriffen und Angaben von Eno et al. (1997) für britische Gewässer wurden übernommen. In diesen Artikeln werden ggf. die Originalquellen genannt.

Die Amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* gelangte Ende der 1970er Jahre wahrscheinlich im Ballastwasser von Schiffen in die Deutsche Bucht. (Foto: K. Reise)

Bei der Bewertung der Angaben zeigte sich mehrfach, dass sich einmal in die Literatur gelangte Fehlinformationen fortgesetzt hatten und schließlich zu Fakten mutiert waren. Fehlinterpretationen von Verbreitungskarten oder -listen hatten in der Vergangenheit mitunter zu falschen Angaben über Vorkommen geführt. Solche Spezies wurden trotzdem kritisch bearbeitet, um möglichst umfangreich über die in der Literatur für deutsche Küsten aufgeführten Arten zu informieren. Dies beinhaltet auch Neobiota, von denen angenommen wird, dass sie inzwischen wieder verschwunden/ausgestorben sind, sowie Pflanzen und Tiere, die erst kürzlich gefunden wurden. Für Großbritannien wird geschätzt, dass etwa 40% der ankommenden Neobiota sich nicht etablieren können (Minchin et al. 2013). Ein abschließendes Urteil kann aber immer erst Jahre später gefällt werden, so dass wir hier auch die in den letzten Jahren nachgewiesenen Arten (recent findings) mit aufnehmen, selbst wenn deren Etablierung noch unsicher ist.

Zum Aufbau und Inhalt der Listen - Begriffsklärungen

In den nachfolgenden Artenlisten werden Angaben zu gebietsfremder Makrofauna und -flora aus der deutschen Nord- und Ostsee zusammengefasst, deren Lebensraum unter oder an der mittleren Tide-Hochwasserlinie (MTHWL) liegt. Von den Gefäßpflanzen wurden nur die Laugenblume (*Cotula coronopifolia*) und das Englische Schlickgras (*Spartina anglica*) berücksichtigt.

Der größte Teil der Artenbesprechungen folgt einem einheitlichen Schema, in dem einer knappen Zusammenfassung Angaben zur Herkunft, Invasionsgeschichte, Verbreitung und Biologie etc. folgen. Dabei wurde nicht über alle Arten gleich umfassend informiert, etwa weil es sich um Einzelnachweise von Neobiota oder keine eingeschleppten Organismen im engeren Sinne handelte, weil die Organismen fast ausschließlich im Süßwasser vorkommen oder nicht ausreichend Informationen zur Verfügung standen.

Bei Angaben aus Internet-Datenbanken wird entweder das Datum der Erstellung bzw. der zu dem Zeitpunkt gültigen Aktualisierung (update) des entsprechenden Datenblattes angegeben oder das Datum des Zugangs zur Seite.

Die Art- und Gattungsnamen orientieren sich an der taxonomischen Nomenklatur von WoRMS (World Register of Marine Species). Bei Arten, die unter einem älteren Namen bekannter sind, der auch heute noch häufig verwendet wird, wird dieser in der Überschrift mit angegeben (Bsp. *Alitta* (*Nereis*) *virens*). Arten, deren Namen in Klammern gesetzt wurden (*Watersipora subtorquata*, *Homarus americanus*) kommen sehr wahrscheinlich bereits in deutschen Küstengewässern vor, es fehlen jedoch noch eindeutige Nachweise im Freiland.

Die Begriffe **Alien**, **nicht-heimisch** (non-native), **gebietsfremd** (non-indigenous) und **eingeschleppt** (introduced) werden synonym verwendet und bezeichnen Arten aus anderen Meeresgebieten, die durch anthropogene Mitwirkung (human mediated) an die heimischen Küsten gelangt sind. Einige Autoren fassen den Begriff noch enger und bezeichnen nur solche Organismen als Aliens, die ursprünglich nicht dem Nordost-Atlantik entstammen. All diesen Arten ist gemein, dass erst menschliches Handeln sie in die Lage versetzte, natürliche geographische Barrieren oder Meeresströmungen zu überwinden.

Als ‚**kryptogen**' (cryptogenic) werden Arten bezeichnet, deren genaue Herkunft und Invasionsgeschichte im Dunklen liegt, die aber wegen begründeter Vermutungen für eingeschleppt gehalten werden (Carlton 1996).

Als ‚**invasiv**' gilt nach der Definition der ‚Convention on Biological Diversity' (CBD): "An alien species whose introduction and/or spread threaten biological diversity." Diese Kategorie kann problematisch sein, weil eine Art sich in einem Gebiet invasiv und in einem anderen nicht invasiv verhalten kann. Außerdem kann eine Art zunächst invasiv sein, im Folgenden dann aber harmlos oder um-

Erst 1835 wurde der große Seeringelwurm (*Nereis virens*) von europäischen Küsten beschrieben. Die sehr späte Erwähnung einer so auffälligen und heute häufigen Art legt ein Invasionsereignis nahe, selbst wenn die Einschleppung nicht dokumentiert ist. (Foto: K. Reise)

gekehrt. Entsprechend kann dann eine Einstufung der Art die Folge einer subjektiven Entscheidung sein.

Hinsichtlich der Etablierung eingeschleppter Arten sind die zeitlichen Grenzen naturgemäß fließend. Eine gebietsfremde Art, die seit langem an heimischen Küsten angesiedelt, z. T. weit verbreitet und zu einem integrierten Bestandteil der heimischen Flora und Fauna geworden ist, wird als etabliert oder permanent etabliert (permanently established) bezeichnet. Im anderen Fall als nicht etabliert, ausgestorben (extinct) oder temporär etabliert (temporarily established). Für Arten, die erst vor einigen Jahren, meist lokal und in geringen Abundanzen nachgewiesen wurden und über deren Etablierungs- und Ausbreitungstendenzen noch keine Klarheit herrscht, kann kein abschließendes Urteil gefällt werden. Sie werden als ‚kürzlich nachgewiesen' bezeichnet.

Über die Einschleppungsmechanismen exotischer Arten kann sehr häufig nur aufgrund ihrer Biologie oder ihres lokalen Auftretens spekuliert werden. Allgemeine, in der Literatur geäußerte Vermutungen werden in den Listen wiedergegeben, selbst wenn sie untereinander widersprüchlich sind.

Die überwiegende Zahl der Neuankömmlinge steht mit Schiffstransporten im Zusammenhang (Nunes et al. 2014). In der Regel finden diese Einschleppungen unabsichtlich statt, sei es, dass Jugendstadien oder adulte Organismen mit Ballastwasser verfrachtet werden (Carlton & Geller 1993) oder Tiere und Pflanzen von Bewuchs-Gemeinschaften (fouling communities) an den Außenwänden von Schiffsrümpfen in fremde Gewässer gelangen (Mineur et al. 2012, Sylvester et al. 2011). Der weltweite Handel mit Aquakulturorganismen (z.B. Austern, Miesmuscheln) spielt an der deutschen Küste zwar nur lokal eine Rolle, hat sich aber zum Zentrum massiver Ausbreitungen entwickelt, insbesondere wenn wiederholter Besatz der Kulturen die Populationen der Neuankömmlinge mit immer neuem Nachschub versorgt (Wolff & Reise 2002). Generell entstammen die für Aquakulturen bestimmten Organismen Herkunftsgebieten, die in ihren Bedingungen dem Zielort ähnlich sind, d.h. die Wahrscheinlichkeit ihrer erfolgreichen Ansiedlung und damit auch das Überleben der mit ihnen kommenden Begleitarten ist sehr hoch.

Zahlenmäßig geringer waren in der Vergangenheit absichtlich zu unterschiedlichen Zwecken angesiedelte oder ausgesetzte Arten, wie etwa das Englische Schlickgras *Spartina anglica* zur Landgewinnung oder verschiedene Krebse wie die Schwebgarnele *Limnomysis benedeni* und der Flohkrebs *Obesogammarus crassus* als zusätzliche Fischnahrung.

Die für manche Küsten nicht unerhebliche absichtliche Freisetzung oder das ‚Entsorgen' exotischer Tiere und Pflanzen aus Aquarien oder dem Nahrungsmittelhandel spielt für deutsche Meeresküsten dagegen bisher so gut wie keine Rolle.

Weitreichende Folgen hatte aber der Bau von Kanälen in Ost- und Zentraleuropa, durch die brackwassertolerante Süßwasserarten des ponto-kaspischen Raumes, der das Schwarze und Kaspische Meer sowie den Aralsee umfasst, Zugang zu den Flussästuaren der Nord- und Ostsee bekamen. Dabei werden im Wesentlichen drei Einwanderungsrouten genannt, die als ‚Northern', ‚Central' und ‚Southern Migration (Invasion) Corridor' bezeichnet werden und bei Bij de Vaate et al. (2002), Wolff (2005) und Arbaciauskas et al. (2008) näher beschrieben und dargestellt werden.

Transozeanische Schiffspassagen und der Handel mit Aquakulturorganismen (hier: Austernzuchtanlage) führen zur Verbreitung von Arten über natürliche biogeographische Barrieren hinaus. (Fotos: C. Buschbaum)

Auch aus dem Mittelmeerraum verbreiteten sich brackwassertolerante, überwiegend limnische Arten über Flüsse und künstliche Wasserwege bis in die Flussmündungen, unterstützt durch Schiffstransporte und/oder angeheftet an Treibgut.

Einwanderung und Ausbreitung exotischer Pflanzen und Tiere an europäischen Küsten müssen sinnvollerweise länderübergreifend betrachtet werden. Die meisten Arten wurden primär in andere als die deutschen Meeresgebiete eingeschleppt und gelangten erst durch sekundäre Transporte oder durch natürliche Ausbreitung von dort an unsere Küsten (Buschbaum et al. 2012). Daher wird in den Listen, soweit bekannt und ohne Anspruch auf Vollständigkeit, auch das Vorkommen von Neobiota an Küsten benachbarter Nord- und Ostseeanrainerstaaten aufgeführt. Dieses Wissen kann mögliche Ausbreitungswege aufdecken und helfen, eventuelle zukünftige Einwanderungen aus Nachbarländern vorauszusehen.

Der national ausgerichtete Fokus dieser Recherche ist dem Bedarf der Behörden angepasst. Aus diesem Umfeld stammen auch viele ausgewertete Berichte der ‚Grauen Literatur', deren Daten in wissenschaftlichen Publikationen nur begrenzt Eingang finden. Neben Funden aus regelmäßigen Monitoring-Vorhaben werden auch in zeitlich begrenzten Projekten nicht selten Arten erstmals für deutsche Gewässer nachgewiesen bzw. ihre Verbreitung dokumentiert. Dieses Wissen gelangt häufig erst verzögert zur allgemeinen Kenntnisnahme.

Die Meeresgebiete von Nord- und Ostsee werden im Wesentlichen wie bei Gollasch et al. (2009) angegeben definiert. Die Grenzen sind aber nicht in allen Fällen statisch zu betrachten, etwa weil Festlegungen für mobile Organismen (Fische, Plankton) nur bedingt sinnvoll sind oder weil Vorkommen von Neobiota nicht kleinräumig recherchierbar waren.

Zum Gebiet der Nordsee zählen die Ostküste Großbritanniens, der äußerste östliche Bereich der französischen Kanalküste, die Küsten von Belgien, den Niederlanden und Deutschland sowie die dänische Westküste und der Skagerrak mit Abschnitten der dänischen, norwegischen und schwedischen Küste. Im Norden verläuft die Grenze von Schottland über die Orkney- und Shetland-Inseln zum norwegischen Festland nördlich von Bergen. Der Übergang vom Skagerrak zum Kattegat markiert die Trennlinie zur Ostsee und orientiert sich von der jütländischen Nordspitze bei Skagen ostwärts zur schwedischen Westküste. Der Nord-Ostsee-Kanal (NOK) bildet eine Brackwasserverbindung zwischen dem Elbästuar und der Kieler Bucht.

In den Listen wird für die meisten Arten eine Einschätzung hinsichtlich ihrer Auswirkungen vorgenommen. Es muss allerdings darauf hingewiesen werden, dass diese Beurteilungen unter starken Vorbehalten zu betrachten sind. Die Einteilungen beruhen z. T. auf Literaturangaben, die aus anderen Meeresgebieten stammen und nur bedingt übertragbar sind, unvollständig sein können und sich mit der Zeit und im Verlauf der Etablierung verändern können (Buschbaum et al. 2006). Gerade hinsichtlich der Invasoren der jüngeren Vergangenheit ist das Ausmaß möglicher Effekte noch nicht geklärt.

Die pazifische Schnecke *Rapana venosa*, die bereits an vielen europäischen Küsten vorkommt, wurde in deutschen Gewässer noch nicht gefunden. (Foto: K. Reise)

Künstliche Wasserstraßen wie der Nord-Ostsee-Kanal ermöglichen oder beschleunigen die Ausbreitung von Arten. (Foto: C. Buschbaum)

Generell wurden drei Kategorien unterschieden:

1. Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind
2. Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind
3. Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen

Für einige Arten sind offenkundige Veränderungen, die mit ihrer Ausbreitung verbunden waren (z.B. Pazifische Auster *Crassostrea gigas*) und auch deren ökonomische Auswirkungen (z.B. Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* im Süßwasser) unbestritten.

Andere Spezies können als ökologische ‚Schläfer' erst viel später Auswirkungen zeigen, wenn beispielsweise veränderte klimatische oder hydrographische Bedingungen ihre Vorkommen erhöhen und damit ihr Einfluss zunimmt (Reise et al. 2006).

Von einigen Organismen kennt man aus anderen Meeresgebieten gravierende negative Auswirkungen (z.B. die Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi*, die Grünalge *Codium fragile fragile*). Diese Effekte haben sich an den deutschen oder europäischen Küsten bisher nicht gezeigt, sind aber für die Zukunft nicht auszuschließen.

Für die überwiegende Zahl eingeschleppter Arten sind jedoch bislang keine auffälligen Veränderungen in der heimischen Küstenfauna und -flora oder dramatische ökonomische Folgen erkennbar. Ein Grund dafür wird in den noch ausreichend vorhandenen freien Nischen der erdgeschichtlich jungen Meeresgebiete von Nord- und Ostsee gesehen. Ein weiterer Grund sind die wechselhaften Lebensbedingungen an der Küste. Selten sind dadurch alle Bereiche vollständig genutzt. So können sich neu ankommende Arten etablieren, ohne andere zu verdrängen.

Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* hat sich im gesamten Wattenmeer ausgebreitet. (Foto: K. Reise)

Absicht und Zweck der vorliegenden Übersicht

Neben einer notwendigen Aktualisierung der von Gollasch & Nehring (2006) publizierten Übersicht zu aquatischen Neobiota in deutschen Gewässern waren vermehrt Diskrepanzen und Unklarheiten zwischen verschiedenen Angaben zu eingeschleppten Organismen an deutschen Küsten aufgetreten. Daher wurden für alle bis Juli 2014 bekannten eingeschleppten oder vermutlich eingeschleppten Arten an deutschen Küsten Übersichten mit Quellenangaben zusammengestellt, die auch als Basis für die Indikatorentwicklung im Rahmen der EU-MSRL (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) dienen können.

Darüber hinaus liefert die Zusammenstellung Grundlagen für nationale Managemententscheidungen, gibt selbst aber keine Handlungsanweisungen vor. Was über die Verhinderung weiterer Einschleppungen hinaus getan werden kann, muss zwischen den Betroffenen und den Interessengruppen politisch entschieden werden. Auch für diesen Diskurs bietet die vorliegende Übersicht eine Grundlage.

Gleichzeitig soll sie Neueinsteigern die Einarbeitung in diese Thematik erleichtern. Zu betonen ist aber, dass für eine gute Datenerhebung eine gründliche taxonomische Arbeitsweise entscheidend ist. Gerade bei neu eingeschleppten Arten ist eine zweifelsfreie Identifizierung essentiell und oft nicht ohne Hilfe von Spezialisten möglich. Ebenso wichtig ist eine gute Kenntnis der heimischen Arten, um überhaupt neu eingeschleppte Arten abgrenzen zu können.

Danksagung

Unser Dank gilt den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Bibliothek des Alfred-Wegener-Institutes, speziell Frau A. Müritzsch, ohne die mancher schwierig zu beschaffende Artikel nicht Eingang gefunden hätte.

Für Informationen und mündliche Mitteilungen zu Neobiota und deren Vorkommen bedanken wir uns bei G. Bock, R. Bönsch, M. Feis, H.-D. Franke, W. Groepler, K. Hoppe, B. Kind, H. Kuhbier, R. Kuhlenkamp, G. Millat, S. Piepiorka, A. Schanz, D. Schories, L. Schüler und M. Zettler.

4. Makroalgen

4.1. Rhodophyceae (Rotalgen)

Aglaothamnion halliae (F.S. Collins) N.E. Aponte, D.L. Ballantine & J.N. Norris, 1997

***Aglaothamnion halliae* ist eine kleinwüchsige Rotalge, deren Vorkommen wohl aufgrund einer Fehlinformation für die deutsche Küste angenommen wurde. Die Art stammt von der Südostküste der USA und aus der Karibik und ist in norwegische und schwedische Küstenabschnitte eingeschleppt.**

Syn.: *Callithamnion halliae* F.S. Collins 1900
Aglaothamnion westbrookiae (Rueness & L'Hardy 1991)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, kein Vorkommen an deutschen Küsten

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: amerikanische Ostküste; Florida, North Carolina und Karibik (www.algaebase.org, www.frammandearter.se)

Vektor: unbekannt, nach Gollasch et al. 2009 und www.frammandearter.se vermutlich als Schiffsbewuchs

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Nach dem ICES Report No. 284 (2007) entspricht die auf Helgoland seit den 1960er Jahren vorkommende *Callithamnion byssoides* (Kornmann & Sahling 1983) der nicht-heimischen Art *Aglaothamnion halliae* (J. Rueness, pers. comm.). Darauf bezieht sich vermutlich auch der in der DAISIE Datenbank (2013) angegebene Erstnachweis 1960 für Helgoland. Dies ist eine Fehlinformation, die Arten sind nicht identisch. Nach Kuhlenkamp (pers. Mitt. 2010) gibt es den Namen *Aglaothamnion halliae* erst seit 1997, davor hieß die Art *A. westbrookiae* oder *Callithamnion halliae,* aber nie *C. byssoides*.
Es gibt keinen Nachweis von *Aglaothamnion halliae* in der deutschen Nordsee (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Schories et al. 2009, Kuhlenkamp pers. Mitt. 2010).

Ostsee: -
Laut HELCOM HOLAS Liste 2009 kommt die Art sowohl in den Küstengewässern der Kieler Förde (division 50), als auch in den deutschen Küstengewässern der Mecklenburger Bucht (division 46) vor. Dafür konnte keine Bestätigung gefunden werden. Ein möglicher Grund ist, dass *Aglaothamnion halliae* mit *Callithamnion byssoides* gleichgesetzt wurde (s.o.). Letztere ist synonym mit *Aglaothamnion tenuissimum*, die in der Ostsee vorkommt.
Schories et al. (2009) geben weder für *A. halliae*, noch für ihre beiden Synonyme ein Vorkommen in deutschen Küstengewässern an.

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Alge wurde 2003 nördlich von Göteborg im Skagerrak und 2005 südlich davon im östlichen Kattegat beobachtet (Nyberg 2007, www.frammandearter.se). Sie wird auch für Norwegen angegeben, an der dänischen Küste kommt sie offenbar aber nicht vor (Nielsen 2005).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (www.algaebase.org, www.frammandearter.se)
Schweden (Nyberg 2007, www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Da die Art offenbar aus wärmeren Gewässern stammt, ist ihr Vorkommen im kälteren Wasser der skandinavischen Küsten bemerkenswert.

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Gollasch et al. 2009, Kornmann & Sahling 1983, Nielsen 2005, Nyberg 2007, Schories et al. 2009
HELCOM HOLAS Liste 2009
ICES Report No. 284, 2007 (S. 19)
www.algaebase.org (15.05.2013)
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE, 15.05.2013)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 09.12.2011)

Antithamnionella spirographidis (Schiffner) Wollaston

Im August 2012 wurde diese zierliche, intensiv rot gefärbte Alge nahe des Hörnumer Hafens (Sylt) auf Miesmuschelaggregaten wachsend gefunden. In diesem Gebiet sind ausgedehnte sublitorale Muschelkulturen *(Mytilus edulis)* angesiedelt. Ob die Alge sich in Zukunft etabliert, bleibt abzuwarten.

Syn.: *Antithamnion spirographidis Schiffner*
Antithamnion tenuissimum Gardner

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, 2012 nachgewiesen

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordpazifik (Maggs & Stegenga 1999)

Vektor: sehr wahrscheinlich mit Schiffen, da die Alge häufig mit Docks und Häfen assoziiert ist (Eno et al. 1997); eine starke Verbreitung in Marinas an der südenglischen Küste legt eine sekundäre Verbreitung auch mit Sportbooten nahe (Maggs & Stegenga 1999). Wolff (2005) vermutet für die Niederlande jedoch einen Eintrag mit Aquakulturmuscheln. (Vermutlich wurde *A. spirographidis* von Europa aus mit Schiffen nach Australien eingeführt (Eno et al. 1997)).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2012 bei Hörnum/Sylt (Lackschewitz et al. 2012)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Antithamnionella spirographidis wurde erstmals 1906 in Plymouth gesammelt, jedoch nicht vor 1911 aus dem Mittelmeer beschrieben (Maggs & Stegenga 1999) (www.algaebase.org gibt das Jahr 1914 an). Von dort aus gelangte die Alge nach England, wo sie nach Eno et al. (1997) an der britischen Süd- und Westküste heutzutage weit verbreitet ist. Minchin et al. (2013) bestätigen die Verbreitung im Ärmelkanal (und Keltischer See). Inwieweit dies in das Gebiet der Nordsee reicht, ist nicht bekannt. Maggs & Stegenga (1999) geben für die Nordsee lediglich niederländische Vorkommen an.
Aus den belgischen Häfen Zeebrügge und Oostende kamen erste Nachweise 1992 (Kerckhof et al. 2007), während in den Niederlanden bereits gegen 1974 Vorkommen aus einer Austernzucht in der Oosterschelde bekannt waren. Dort ist die Alge seit 1993 relativ häufig (Maggs & Stegenga 1999, Wolff 2005), aber erst 2009 beobachteten Gittenberger et al. (2010) auch Ansiedlungen im Wattenmeer.
Im deutschen Wattenmeer wurde *A. spirographidis* erstmals 2012 in der Nähe des Hörnumer Hafens (Sylt) im Zuge einer ‚Rapid Assessment' Untersuchung gefunden (Identifizierung durch R. Kuhlenkamp). In dieser Gegend werden sublitorale Miesmuschelkulturen (*Mytilus edulis*) betrieben, die in der Vergangenheit auch mit importierten Saatmuscheln bestückt worden waren.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013), es ist aber unsicher, ob das Vorkommen bis zur britischen Nordseeküste reicht.
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)
Deutschland (Lackschewitz et al. 2012)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Eine Unterscheidung der sehr ähnlichen Schwesterarten *Antithamnionella spirographidis* und *Antithamnionella ternifolia* (s.u.) erfordert i. d. R. eine mikroskopische Betrachtung. Bei beiden handelt es sich um intensiv rot gefärbte zierliche Algen, die auf natürlichen wie künstlichen Hartsubstraten wachsen und sich schnell durch Fragmentierung vegetativ vermehren können (Eno et al. 1997). Die Thalli besitzen stark lichtbrechende sog. ‚gland cells', von denen angenommen wird, dass sie die Thalli vor zu starker Beweidung schützen (Maggs & Stegenga 1999).

Auswirkungen und invasives Potential:
Es werden wegen der geringen Größe der Pflanzen keine gravierenden Auswirkungen auf das Ökosystem erwartet (Gittenberger et al. 2010).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Eno et al. 1997, Gittenberger et al. 2010, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2012, Maggs & Stegenga 1999, Minchin et al. 2013, Wolff 2005
www.algaebase.org (20.05.2013)

Antithamnionella ternifolia (J.D. Hooker & Harvey) Lyle

Das Vorkommen dieser leuchtend rot gefärbten Alge ist historisch für die deutsche Nordseeküste lediglich durch ein Driftexemplar von Helgoland belegt. Im September 2010 wurden zahlreiche Exemplare aus dem Nordsylter Wattenmeer dieser Art zugeordnet, die sich dort spätestens 2007 angesiedelt hat.

Syn.: *Antithamnionella sarniensis* Lyle

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, kürzlich nachgewiesen (Nordsee)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: unklar (www.marinespecies.org); südliche Hemisphäre, möglicherweise Australien (Eno et al. 1997, Nelson & Maggs 1996)

Vektor: wahrscheinlich im Bewuchs von Schiffsrümpfen und Tauwerk (Eno et al. 1997)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: vor 2007 bei List/Sylt, endgültige Artbestimmung erst 2010 (List/Sylt; Lackschewitz et al. 2010). Das bei Gollasch et al. (2009) und Schories et al. (2009) angegebene Vorkommen ohne Jahresangabe bezieht sich wahrscheinlich auf einen undatierten Helgoländer Driftfund im Kornmann-Sahling-Herbar (Bartsch & Kuhlenkamp 2000).
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Nach Wolff (2005) gelangte die Alge wahrscheinlich als Schiffs- und Festmacherbewuchs nach England und wurde möglicherweise mit Austern oder durch Meeresströmungen in die Niederlande verfrachtet. Maggs & Hommersand (1993) bezeichnen Plymouth 1906 als Erstnachweis für Europa, gefolgt von einem Fund in Nordfrankreich 1910, der von Maggs & Stegenga (1999) als Erstnachweis für Europa angegeben wird. 1921 erschien die Alge auf den Kanalinseln und 1951 in den Niederlanden (Oosterschelde bei Yerseke). Nach Wolff (2005) war die Art aber nur zeitweilig in den Niederlanden etabliert, und es gab nur einen sicheren Nachweis einer festgewachsenen Pflanze (1951), der auch bei Maggs & Stegenga (1999) erwähnt wird. Weitere Individuen wurden nur angespült gefunden (Wolff 2005). Für belgische Gewässer nennen Kerckhof et al. (2007) Oostende 1970 als Ort und Datum des Erstnachweises.

Für die deutsche Nordsee geben Bartsch & Kuhlenkamp (2000) den Fund eines Driftexemplars auf Helgoland im Kornmann-Sahling-Herbar ohne ein zugehöriges Datum an (möglicherweise bezieht sich die Angabe 1999 in der DAISIE-Datenbank (Juli 2012) darauf). Auf Helgoland war die Alge lange Zeit allerdings nicht etabliert (Kuhlenkamp pers. Mitt. März 2010). Erst im Sommer 2014 wurde sie in größerer Menge im Felswatt gefunden (Kuhlenkamp pers. Mitt. Aug. 2014).

Im September 2010 wurden die im Nordsylter Wattenmeer (List) auf Steinen, Holz und Muscheln wachsenden Rotalgen dieser Art zugeordnet (Determinierung durch R. Kuhlenkamp). Fotos belegen jedoch, dass die Alge dort offenbar bereits seit spätestens 2007 vorkam (Reise pers. Mitt.), ohne dass sie als Neophyt erkannt worden war. Auch in den Jahren 2009 bis 2013 wurde die Art dort angetroffen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Lackschewitz et al. 2010)
Niederlande (Wolff 2005; nur temporär etabliert)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Großbritannien (Eno et al. 1997, Maggs & Stegenga 1999)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

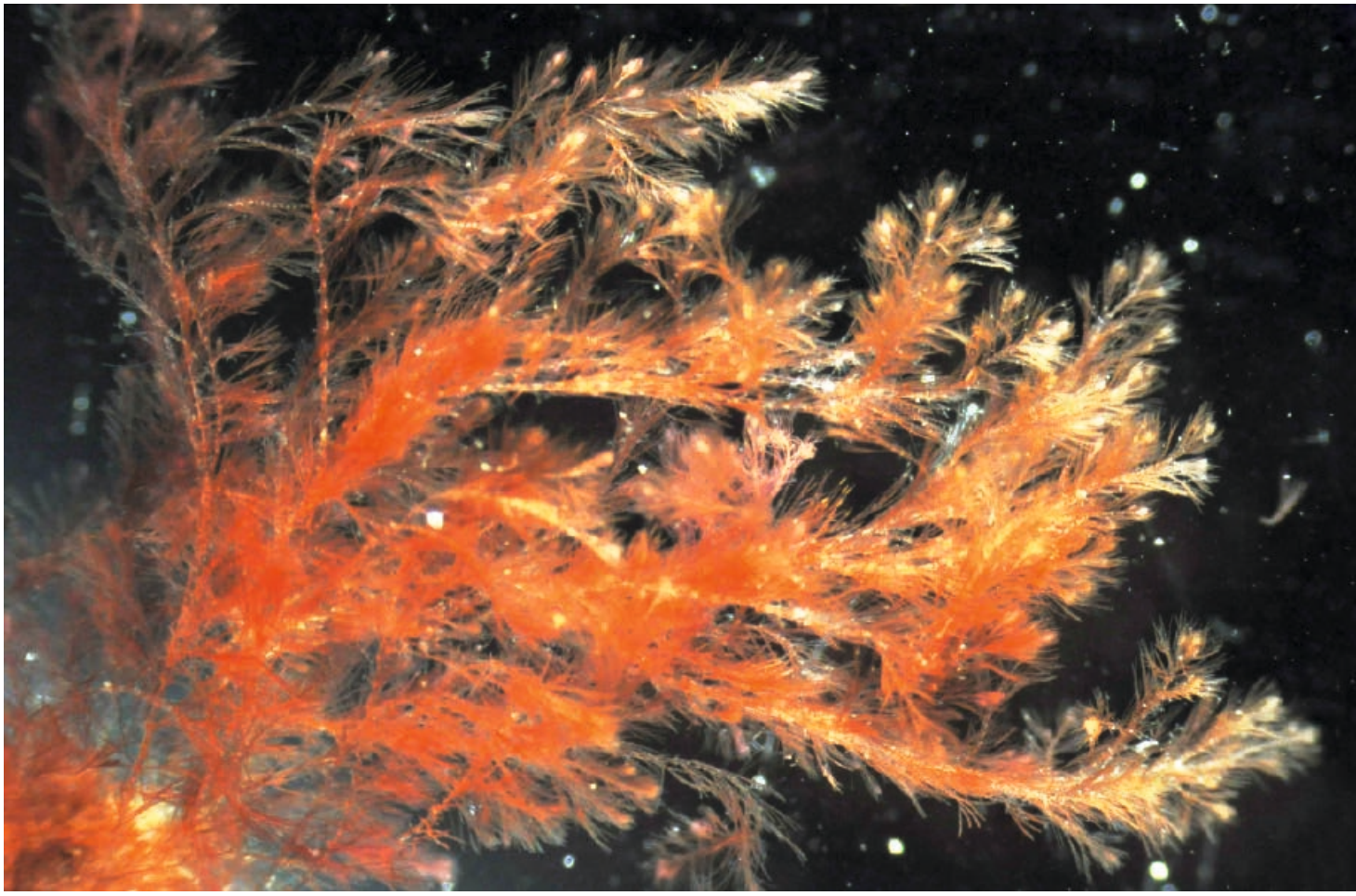
Zur Biologie und Ökologie:
Antithamnionella ternifolia ist eine zierliche, leuchtend rot gefärbte Alge, die sich überwiegend vegetativ durch Fragmentierung vermehrt. Nach Eno et al. (1997) hat die Art eine hohe Wachstumsrate, besiedelt alle Arten von Untergrund (Seegras, Algen, Tiere, Steine und künstliche Substrate) und ist robust gegenüber veränderten Umweltbedingungen. Im Gebiet von Sylt wurde sie überwiegend auf natürlichen Substraten wachsend gefunden.

Auswirkungen und invasives Potential:
Antithamnionella ternifolia ist an der englischen Süd- und Südwestküste sowie in NO-England und Ost-Schottland weit verbreitet (Maggs & Stegenga 1999). An britischen Küsten hat sie ihr Vorkommen in 30 Jahren schnell ausgedehnt (Eno et al. 1997). Ihre Unempfindlichkeit

begünstigt die Verschleppung über weite Entfernungen und bietet gute Voraussetzungen für die Invasion neuer Lebensräume. Wallentinus (2002) stuft *Antithamnionella ternifolia* als invasive Art ein. An der deutschen Nordseeküste sind bislang auch aufgrund der lokalen Begrenztheit noch keine gravierenden Auswirkungen aufgetreten.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Eno et al. 1997, Gollasch et al. 2009, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2010, Maggs & Hommersand 1993, Maggs & Stegenga 1999, Nelson & Maggs 1996, Schories et al. 2009, Wallentinus 2002, Wolff 2005
www.marinespecies.org (21.05.2013)



Die Seitenäste der leuchtend rot gefärbten Alge *Antithamnionella ternifolia* drängen sich endständig pfauenfederartig zusammen. (Foto: D. Lackschewitz)

Bonnemaisonia hamifera Hariot, 1891

Die Alge besitzt zwei makroskopische Erscheinungsphasen: Den filamentösen Tetrasporophyten *Trailliella*, der früher als eigene Art betrachtet wurde und bereits seit Ende des 19. Jh. aus Gewässern um Helgoland bekannt ist, und den Gametophyten *Bonnemaisonia*. Dieser wurde erst 1962 auf Helgoland nachgewiesen, wo er offenbar in unregelmäßigen Abständen massenhaft auftritt.

Syn.: *Trailliella intricata* Batters. 1896 (Tetrasporophyt)
Asparagopsis hamifera (Hariot) Okamura 1921

Deutscher Name: -
Englischer Name: Pink cotton wool (für den Tetrasporophyten)

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik/Japan (Eno et al. 1997, Maggs & Stegenga 1999)

Vektor: unbekannt; es wird sowohl über eine Einschleppung nach Europa mit Muscheln (Eno et al. 1997) als auch durch Ballastwasser oder Schiffsbewuchs spekuliert (www.frammandearter.se).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: Der Tetrasporophyt *Trailliella* ist seit Ende des 19. Jh. bekannt (ein Belegexemplar im Herbarium Kuckuck stammt aus dem Jahr 1900) (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Kornmann & Sahling 1983, 1994)
1962 für den Gametophyten *Bonnemaisonia* (Bartsch & Kuhlenkamp 2000).
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In Nordwest-Europa trat der Gametophyt *Bonnemaisonia* erstmals 1893 im Süden von Großbritannien auf, der Sporophyt *Trailliella* bereits 1890 (Eno et al. 1997, Maggs & Stegenga 1999). Die dänische Küste wurde nach Thomsen et al. (2007a) bereits 1900 erreicht. Die Autoren beziehen sich auf eine dänische Publikation, die wir nicht gesehen haben. In Schweden wurde die Alge zu Beginn des 20. Jh. gefunden. Internet-Datenbanken (www.frammandearter.se und Baltic Sea Alien Species Database) geben das Jahr 1902 mit der Quelle Jansson (1994) an. Diese Arbeit wurde nicht überprüft. Nach Nyberg (2007) war der erste schwedische Fund im Jahr 1905. Auch an der norwegischen Küste erschien die Alge erstmals 1902, wobei der Gametophyt dort nur sporadisch auftritt (Hopkins 2002). Aus den Niederlanden ist lediglich angespültes Material, überwiegend des Sporophyten, bekannt und die Art gilt als nicht etabliert (Wolff 2005).

Im Helgoländer Raum kam der Sporophyt *Trailliella* bereits Ende des 19. Jh. regelmäßig im Sublitoral vor, der Gametophyt *Bonnemaisonia* erst nach 1959 (Bartsch & Kuhlenkamp 2000). Ende der 1960er Jahre trat *Bonnemaisonia* in großen Mengen im Helgoländer Watt auf (Kornmann & Sahling 1983, 1994). Die Autoren konnten die Pflanze nach 1972 dann nicht mehr beobachten, aber in den 1990er Jahren wurden wieder Driftexemplare gefunden und 1999 besiedelte sie in großen Mengen das nordöstliche Felswatt (Bartsch & Kuhlenkamp 2000). Bartsch & Kuhlenkamp (2009) führen sie in der Liste Helgoländer Makroalgen, geben aber keinen Hinweis auf ihre aktuelle Verbreitung.

Anmerkung: Das Datum 1959 als ‚first record' für *Bonnemaisonia* taucht mehrfach in der Literatur auf. Richtigerweise schreiben Bartsch & Kuhlenkamp (2000): ‚were first recorded after 1959'. In der bei Schories et al. (2009) zitierten Arbeit von Kornmann & Sahling (1962) berichten diese über einen Fund von *Bonnemaisonia* im Helgoländer Felswatt vom Juni 1962 und schreiben: ‚*Bonnemaisonia* ist neu für Helgoland.' Danach wäre das Datum des Erstnachweises 1962.
Für die bei Schories et al. (2009) angegebene Verbreitung im Nord- und Ostfriesischen Wattenmeer konnte keine Quelle gefunden werden.

Für die Ostsee gibt Nielsen (2005) ein Vorkommen nicht weiter südlich als bis in den großen Belt an.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (Hopkins 2002)
Schweden (Nyberg 2007, Wallentinus 2002, www.frammandearter.se)
Dänemark (nach Nielsen 2005 nur der Tetrasporophyt *Trailliella*; Thomsen et al. 2007a)
Deutschland (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009)
(Niederlande – nur Driftexemplare; Wolff 2005)
Großbritannien (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (Nyberg 2007, www.frammandearter.se)
Dänemark (Nielsen et al. 1995, mit der Anmerkung: ‚Gametophyte not reported from the Baltic Sea area'.)

Zur Biologie und Ökologie:
Die Alge besitzt zwei makroskopische Phasen: den filamentösen Tetrasporophyten (*Trailliella intricata* bzw. die *Trailliella*-Phase, engl.: pink cotton wool), der früher als eigene Art betrachtet wurde, und den Gametophyten *Bonnemaisonia hamifera*. Die Thalli von *Bonnemaisonia* zeichnen sich durch hakenförmige Fortsätze aus, mit denen sie sich an anderen Pflanzen oder Substraten festklammern. Reißen diese ab, können aus den Fragmenten neue Pflanzen entstehen. Beide Phasen sind in der Lage, sich vegetativ durch Fragmentierung zu vermehren (Maggs & Stegenga 1999).

Der Tetrasporophyt scheint in nordeuropäischen Gewässern sehr viel häufiger aufzutreten als der Gametophyt (www.frammandearter.se) und war lange vor dem Gametophyten aus tieferem Wasser um Helgoland bekannt. Zur Reifung benötigen die Algen mindestens 13 °C und spezielle Lichtverhältnisse (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, www.frammandearter.se), so dass Gametophyten in sehr kaltem Wasser nicht ausgebildet werden.

Vor Beweidung sind die Pflanzen durch Inhaltsstoffe geschützt.

Auswirkungen und invasives Potential:
Der fädige Tetrasporophyt (*Trailliella*) lebt auf anderen Algen, kann diese komplett überwachsen und ist mithin ein Konkurrent um Licht, Raum und Nährstoffe. Der Gametophyt besiedelt Felsen und leere Molluskenschalen (nach www.frammandearter.se jedoch nicht lebende Tiere) oder klammert sich mit Hilfe seiner hakenförmig gebogenen Zweige an andere Pflanzen und Substrate, wodurch er leicht abgerissen, verdriftet und damit verbreitet werden kann. Es sind keine gravierenden negativen Auswirkungen bekannt.
Die Art gilt bei Wallentinus (2002) als invasiv, während www.nobanis.org (Juli 2012) sie als nicht invasiv bezeichnet. Für Deutschland sind bislang keine negativen Auswirkungen bekannt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009, Eno et al. 1997, Hopkins 2002, Kornmann & Sahling 1962, 1983, 1994, Maggs & Stegenga 1999, Minchin et al. 2013, Nielsen 2005, Nielsen et al. 1995, Nyberg 2007, Schories et al. 2009, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 11.12.2006)
http://www.corpi.ku.lt/nemo/alien species directory.html (Baltic Sea Alien Species Database) (Aktualisierung v. 25.10.2010)
www.nobanis.org (Aktualisierung v. 18.04.2006)

Callithamnion tetragonum (Withering) S.F. Gray, 1821

Callithamnion tetragonum ist eine epiphytisch wachsende Rotalge (www.algaebase.org), die 2007 als Neuzugang im Helgoländer Felswatt auftauchte. Sie gilt aber nicht als eingeschleppt in Folge anthropogener Aktivitäten und ist somit kein Alien im engeren Sinne. Möglicherweise ist sie durch Drift oder Arealerweiterung aus ihrem südlicher gelegenen Verbreitungsgebiet (Mittelmeer) hierher gelangt. Eine eventuelle Etablierung bleibt abzuwarten.

Ein Nachweis aus deutschen Küstengewässern ist durch einen Driftfund aus dem Jahr 1881 im Kornmann-Sahling Herbar belegt (Bartsch & Kuhlenkamp 2000). 2007 wird sie im Helgoländer Felswatt gefunden (Bartsch & Kuhlenkamp 2009) und von Schories et al. (2009) als Neophyt mit zusätzlichem Vorkommen im ostfriesischen Wattenmeer aufgeführt. Für letzteren Standort wurde jedoch keine Quelle gefunden.

Außerhalb deutscher Gewässer wird sie von Nielsen (2005) für Kattegat, Beltsee und Öresund genannt. Andere nationale Listen nicht-heimischer Organismen aus benachbarten Nordsee-Anrainerstaaten führen sie ebenfalls nicht als eingeschleppte Art auf, auch wenn die Alge dort laut www.algaebase.org vorkommt (z.B. in den Niederlanden).

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, 2009, Nielsen 2005, Schories et al. 2009
www.algaebase.org (23.05.2013)

Ceramium cimbricum H.E. Petersen

Ceramium cimbricum ist eine zierliche Rotalge mit den für diese Gattung charakteristischen Zangen an den Spitzen der Zweige.

Ihren Status als kryptogene Art begründen Gittenberger et al. (2010) mit der schnellen Expansion der Populationen in den Niederlanden innerhalb der letzten Jahre, eine für Invasionsereignisse typische Entwicklung.

Die Art wurde 1920 aus dem Limfjord (Dänemark) beschrieben (Rueness 1992) und ist weltweit verbreitet (www.algaebase.org). Sowohl aus nordeuropäischen Gewässern, wie auch dem NW Atlantik und Pazifik sind Vorkommen bekannt (Maggs & Hommersand 1993, www.algaebase.org). Molekulargenetische Analysen schließen einen pazifischen Ursprung nicht aus (Skage et al. 2005).

Neben den britischen Inseln (Maggs & Hommersand 1993) ist sie von nordeuropäischen Küsten aus Norwegen (Skage et al. 2005) bekannt und Nielsen (2005) gibt für Dänemark den Limfjord, Kattegat und Beltsee an.
Im Sommer **2010** wurde sie erstmals für die deutsche Küste an Bootsstegen im Hafen von Hörnum/Sylt dokumentiert (Lackschewitz et al. 2010) (Determinierung durch R. Kuhlenkamp). Auch in den darauffolgenden Sommern 2011 und 2012 wuchs sie an Schwimmstegen im Hörnumer Sportboothafen.

Gittenberger et al. (2010), die die Alge 2009 erstmals im niederländischen Wattenmeer nachwiesen, erwarten keine maßgeblichen negativen Auswirkungen durch diese kleinwüchsige Art auf das Ökosystem.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Gittenberger et al. 2010, Lackschewitz et al. 2010, Maggs & Hommersand 1993, Nielsen 2005, Rueness 1992, Skage et al. 2005
www.algaebase.org (24.05.2013)

Dasya baillouviana (Gmelin) Montagne, 1841

Die Thalli von *Dasya baillouviana* wirken durch einen ‚Mantel' monosiphoner Filamente behaart, wodurch die Alge ein auffälliges Erscheinungsbild bietet. Seit 2002 ist die Art in deutschen Küstenabschnitten der westlichen Ostsee verbreitet und stellenweise häufig. Im Gezeitenbereich der deutschen Nordsee wurde sie erstmals im Juli 2014 gefunden. Bislang sind keine negativen Auswirkungen bekannt.

Syn.: *Dasya pedicellata* (C. Agardh) C. Agardh, 1824
Fucus baillouviana S.G. Gmelin

Deutscher Name: -
Englischer Name: Chenille-Weed

Status: nicht-heimische Art, etabliert (westliche Ostsee)

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: An der Nordamerikanischen Atlantikküste von Nova Scotia bis in die Karibik, wie auch in Europa im Mittelmeer bis nach Cadiz weit verbreitet. Offenbar ist die Alge an beiden Standorten heimisch (Den Hartog 1964, Maggs & Stegenga 1999, Nygren 1970, Thomsen et al. 2007a, Wolff 2005).

Schories & Selig (2006) nennen den pazifischen Raum als Ursprung.

Vektor: unbekannt; die Art wurde in den Niederlanden erstmals in der Nähe von Austernkulturen gefunden (Den Hartog 1964). Gollasch et al. (2009) geben Schiffsbewuchs an und www.frammandearter.se vermuten neben Aquakultur auch Ballastwasser als Vektor.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: Juli 2014 (Reise & Lackschewitz, eigene Beob.)
Ostsee: 2002 (Schories & Selig 2006)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Nach Wolff (2005) wurde an der Nordseeküste ein erstes Exemplar 1948 in Rockanje (NL) angespült und ab 1950 wurden auch angeheftete Pflanzen an niederländischen Küsten entdeckt (Den Hartog 1964). Im schwedischen Skagerrak trat *Dasya* erstmals 1953 auf (Den Hartog 1964, Maggs & Stegenga 1999, Nyberg 2007, www.frammandearter.se) und 1961 wurden driftende Exemplare im Kattegat bei Samsø (DK) beobachtet (Wolff 2005, www.frammandearter.se). Den Hartog (1964) erwähnt das Vorkommen der Alge Anfang der 1960er Jahre im dänischen Belt. Offenbar ist das Siedlungsgebiet von *Dasya* in dänischen Gewässern auf die Ostküste beschränkt, denn für die Jütländische Nordseeküste gibt Nielsen (2005) kein Vorkommen an. In Norwegen, wo die Art inzwischen an der Südküste bis in den Skagerrak hinein vorkommt, wird als Datum des ersten Auftauchens 1966 genannt (www.frammandearter.se).

Schon 1987 wurden driftende Exemplare im Grenzgebiet zwischen Dänemark und der deutschen Ostseeküste beobachtet, aber erst 2002 konnte die Alge im deutschen Teil der westlichen Ostsee siedelnd festgestellt werden, wo sie inzwischen regelmäßig auftritt und als etabliert gelten kann (Schories & Selig 2006).
Ein in manchen Datenbanken vermerktes Vorkommen von *Dasya baillouviana* an der dänischen und deutschen Nordseeküste war bislang nicht bestätigt. Für beide Länder wird die Alge bisher nur für die Ostseeküste angegeben. Bei www.frammandearter.se (2012) wird explizit (noch) kein Vorkommen für die deutsche Nordseeküste, Belgien und Großbritannien genannt. Inzwischen wurden erste Exemplare im Juli 2014 bei Hörnum/Sylt entdeckt (eigene Beob. Reise & Lackschewitz).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande (Den Hartog 1964, Wolff 2005)
Deutschland (Reise & Lackschewitz, eigene Beob. bei Hörnum/Sylt, Juli 2014)
Norwegen (Wallentinus 2002, www.frammandearter.se)
Schweden (Nyberg 2007)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Norwegen (Wallentinus 2002, www.frammandearter.se)
Schweden (Nyberg 2007, Wallentinus 2002)
Dänemark (Nielsen 2005, Nielsen et al. 1995, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002)
Deutschland (Schories & Selig 2006, Schories et al. 2009)

Zur Biologie und Ökologie:
Das Erscheinungsbild von *Dasya baillouviana* ist durch einen ‚Mantel' pigmentierter, monosiphoner Filamente, welche die Zweige umhüllen, unverwechselbar. Die Thalli können sehr lang werden (bis 175 cm (Den Hartog 1964, Maggs & Stegenga 1999, Wolff 2005)) und wachsen bevorzugt in nährstoffreichem, auch Schadstoff-belastetem Wasser, selbst wenn dieses mit Schwefelwasserstoff angereichert ist. Obwohl die Art wärmere Gewässer bevorzugt, sind speziell die Haftscheiben in der Lage, niedrige

Temperaturen zu überdauern und zu überwintern (www.frammandearter.se). Steigende Wassertemperaturen könnten diese Art in Zukunft begünstigen (Thomsen et al 2007a).
Driftende Exemplare oder Fragmente werden häufig angetroffen, und die Alge gedeiht am besten in leicht brackigem Wasser, dessen Salzgehalt unter dem von Meerwasser liegt (15-25 psu), kann aber auch ein breites Salinitätsspektrum tolerieren (Maggs & Stegenga 1999, Nygren 1970, www.frammandearter.se). Ein Grund, warum die Art bisher die englische Ostküste und deutsche Nordseeküste nicht besiedelt hat, liegt möglicherweise in ihrer Sensitivität gegenüber starkem Wellengang (Den Hartog 1964, Maggs & Stegenga 1999). Nyberg (1970) gibt an, dass *Dasya* Orte bevorzugt, die sich außer durch niedrige Salzgehalte zwar durch starke Wasserströmungen, aber fehlende Gezeiten auszeichnen.

Auswirkungen und invasives Potential:
Negative Auswirkungen sind nach Internet-Datenbanken bislang nicht dokumentiert und die Alge gilt als nicht invasiv (Wallentinus 2002). Eine mögliche Raumkonkurrenz ist denkbar, da sie sich schnell entwickeln und rasch über verdriftende, sich vegetativ vermehrende Teile ausbreiten kann (Maggs & Stegenga 1999, Nygren 1970, Schories & Selig 2006, www.frammandearter.se). Jedoch sind bis zum momentanen Zeitpunkt keine Probleme mit der Alge bekannt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Den Hartog 1964, Gollasch & Nehring 2006, Gollasch et al. 2009, Maggs & Stegenga 1999, Nielsen 2005, Nielsen et al. 1995, Nyberg 2007, Nygren 1970, Schories & Selig 2006, Schories et al. 2009, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Abgerissene Teile der Rotalge *Dasya baillouviana*, an denen die ‚Behaarung' durch monosiphone Filamente gut zu erkennen ist. (Foto: K. Reise)

Gracilaria vermiculophylla (Ohmi) Papenfuss, 1967

***Gracilaria vermiculophylla* wurde zu Beginn dieses Jahrhunderts zunächst an der deutschen Nordseeküste und wenig später auch in der westlichen deutschen Ostsee nachgewiesen. An beiden Standorten breitete sie sich rasch aus, bildet stellenweise dichte Matten und kann als etabliert gelten. Die Effekte und potentiellen Auswirkungen auf das Ökosystem werden unterschiedlich bewertet.**

Syn.: *Gracilaria asiatica* Zhang & Xia, 1985
Gracilariopsis vermiculophylla Ohmi, 1956

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Ost- und Südost-Asien (Nordwest-Pazifik); Vorkommen an der amerikanischen Ost- und Westküste und an vielen europäischen Küsten (Nyberg 2007, Rueness 2005, Thomsen et al. 2005, 2007b, Weinberger et al. 2008).

Vektor: Sowohl der Transport mit japanischen Austern (Rueness 2005), als auch eine Einschleppung als ‚fouling' Organismus oder mit Ballastwasser und Sediment nach Europa und in die USA werden in Erwägung gezogen (Nyberg et al. 2009, www.frammandearter.se). Eine sekundäre, begrenzte Ausbreitung von jungen Pflanzen oder Pflanzenteilen ist auch durch Strömungen oder in Netze und Schiffszubehör verwickelt denkbar. Letztlich ist der genaue Vektor unbekannt (Thomsen et al. 2007b).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2002 im nordfriesischen Wattenmeer (Nehls 2006 in Schories et al. 2009)
Ostsee: 2005 (als Driftfund in Kiel Schilksee) (Schories & Selig 2006), (in Schories et al. 2009 wird für diesen Fund 2006 angegeben)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Vermutlich war die Rotalge schon eine ganze Weile vor dem publizierten Erstfund in nordeuropäische Gewässer eingeschleppt worden, wurde aber zunächst mit der heimischen *Gracilaria gracilis* verwechselt. Nach Rueness (2005) wurde *G. vermiculophylla* in Europa erstmals 1996 in der Bretagne (Nordfrankreich) als nicht-heimische Art erkannt. Gittenberger et al. (2010) (nach Stegenga et al. 2007, einem holländischen Artikel, den wir nicht geprüft haben) geben ein Vorkommen aus dem Rheindelta bei Yerseke im Jahr 1994 an, und herbarisierte Exemplare von 1998 zeigen, dass sie zu diesem Zeitpunkt in den Niederlanden vorgekommen sein muss (Rueness 2005). Die Angabe bei Gittenberger et al. (2009), dass die Alge bereits in den 1980er Jahren massenhaft im Oostvoornse Meer bei Rotterdam aufgetreten ist, offenbar damals aber nicht als Alien wahrgenommen wurde (Gittenberger et al. 2009), wird in der englischen Fassung (Gittenberger et al. 2010) nicht wiederholt.
D.h. eine erste Einwanderung nach Nordeuropa erfolgte möglicherweise bereits in den 1980er Jahren ins Rheindelta, was eine Einschleppung mit Austern (Kulturen in der Oosterschelde) oder durch Schiffe (Hafen Rotterdam) nahe legen würde.
2009 finden Gittenberger et al. (2010) bei Untersuchungen zur Schnellerfassung nicht-heimischer Arten *G. vermiculophylla* weit verbreitet im niederländischen Wattenmeer. Bei Wolff (2005) wird die Art für die Niederlande jedoch noch nicht aufgeführt, möglicherweise weil sich ihr Vorkommen bis zum Zeitpunkt der Publikation (2005) in den Niederlanden noch auf ungeklärte Funde beschränkte und die Beobachtungen in den 1980er und 1990er Jahren bis dahin nicht sicher dieser Art zugeordnet wurden.
Für belgische und britische Küsten liegen bisher keine Angaben vor (z. B. bei Eno et al. 1997, Kerckhof et al. 2007, Minchin et al. 2013).

An der deutschen Nordseeküste wurde sie erstmals im Jahr 2002 im nordfriesischen Wattenmeer gefunden (Buschbaum et al. 2008 nach Nehls pers. Mitt.). Nehls (pers. Mitt. in Schories & Selig 2006) berichtet 2004 aus dem ostfriesischen Wattenmeer, dass die Alge dort Muschelbänke komplett überwucherte. Dagegen hat sie Helgoland offenbar noch nicht erreicht (Bartsch & Kuhlenkamp 2009).

In Westschweden bei Göteborg und an der dänischen Ostküste (Horsens Fjord) erschien *Gracilaria vermiculophylla* 2003 (Nyberg 2007, Nyberg et al. 2009, Rueness 2005). Thomsen et al. (2007b) beschreiben ihre Ausbreitung entlang der dänischen Nord- und Ostseeküste, in Limfjord und Kattegat.

2005 wurden erste Exemplare in der deutschen Ostsee bei Kiel Schilksee gefunden (Schories & Selig 2006), und die Autoren prognostizierten, dass sich *Gracilaria vermiculophylla* aufgrund ihrer Invasionsgeschichte in

nordeuropäischen Gewässern auch in der Kieler Bucht etablieren wird. Weinberger et al. (2008) fanden diese Vermutung bestätigt, konnten aber keine weitere großräumige Expansion in die Ostsee feststellen, obwohl das physiologische Potential der Alge dieses erlauben würde (Schories et al. 2009).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Dänemark (Nyberg 2009, Thomsen et al. 2007b)
Deutschland (Buschbaum et al. 2008, Schories & Selig 2006)
Niederlande (Gittenberger et al. 2009, 2010, Rueness 2005)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Thomsen et al. 2007a, b)
Schweden (Nyberg 2009)
Deutschland (Schories & Selig 2006)

Zur Biologie und Ökologie:
Gracilaria vermiculophylla tritt häufig in Form großer Matten aus lose ineinander verschlungener Thalli auf (Schories & Selig 2006, Thomsen et al. 2007b). Die Alge wird deutlich größer (über 100 cm) als die heimische Art *Gracilaria gracilis* (ein fotografischer Vergleich beider Arten ist in www.frammandearter.se abgebildet) und ist variabel in der Färbung. Die Cystocarpien der weiblichen Gametophyten sind als kleine Knoten an den Zweigen erkennbar und bilden einen augenfälligen Hinweis bei der Identifizierung im Freiland. Neben der sexuellen Reproduktion findet eine vegetative Vermehrung durch Fragmentierung statt.

Ihre Toleranz gegenüber extremen Temperaturen und geringen Lichtintensitäten bis hin zu zeitweiser Dunkelheit befähigt die Alge zu einem Transport im Ballastwasser (Hu & Juan 2014).

Thalli können auf festem Substrat und Muschelschalen festgewachsen oder auch frei im Wasser treibend vorkommen, wobei große Pflanzen nicht mehr frei schwimmen, sondern am Boden mit den Strömungen driften (www.frammandearter.se). Häufig werden Thallusfragmente auch durch bentische Fauna wie Polychaeten oder Bivalvia am Boden verankert (Thomsen et al. 2007b), wo sie zu neuen Pflanzen und ggf. Algenmatten auswachsen.

Die Art bevorzugt in der Ostsee flache, geschützte Häfen und Buchten, wo sie mit dem heimischen Tang *Fucus vesiculosus* um Licht und Sauerstoff konkurriert. Thomsen et al. (2007b) finden vergleichsweise niedrige Abundanzen an Orten, an denen die Pflanzen starkem Wellengang ausgesetzt sind. Andererseits bezeichnen die Autoren das Vorkommen der Alge 2005 an der exponierten Westseite der Nordseeinsel Mandø als ‚abundant', und im deutschen und niederländischen Wattenmeer ist *G. vermiculophylla* auch an hydrodynamisch energiereichen Standorten verbreitet.

Gracilaria vermiculophylla ist relativ unempfindlich gegenüber unterschiedlichen Salinitäten (Rueness 2005, Thomsen et al. 2007b), und die Einwanderung in die Ostsee war durch ihre hohe Brackwassertoleranz erwartet worden (Schories & Selig 2006).

Auswirkungen und invasives Potential:
Gracilaria vermiculophylla wird von den meisten Quellen als invasiv bewertet. Die Internet-Datenbank www.aquatic-aliens.de bezeichnet sie für deutsche Küsten als IAS (an invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or species). Bei www.nobanis.org (Aktualisierung 18.04.2006) galt sie zunächst als ‚nicht invasiv' für deutsche Küsten, wird momentan (02.06.2014) für Dänemark und Schweden aber als invasiv bewertet (und wird für deutsche Meeresgebiete momentan nicht aufgeführt).

Thomsen et al. (2007b) vermuten, dass ‚this invader has the potential to dramatically alter the ecology of shallow north European bays and estuaries', und auch Gittenberger et al. (2010) erwarten aufgrund der stellenweise dichten Algenmatten, unter denen es zu Sauerstoffdefiziten kommt, einschneidende Auswirkungen auf das Wattenmeer Ökosystem.

Nach Nyberg et al. (2009) ist in den kommenden Jahren mit einer zunehmenden Besiedlung der flachen, niedrig-energetischen Sedimentböden der Ostsee durch *G. vermiculophylla* zu rechnen. Dort sowie in Häfen und Buchten könnte die Rotalge zu einer starken Konkurrenz für den in der Ostsee verbreiteten Tang *Fucus vesiculosus* werden, der durch die Eutrophierung ohnehin hohem Stress ausgesetzt ist (Hammann et al. 2013).

Beschattung, Konkurrenz und Sauerstoffdefizite durch Bedeckung und Abbau von *Gracilaria* setzen heimische Lebensgemeinschaften unter Druck (Buschbaum et al. 2008, www.frammandearter.se), während andererseits neue Habitate und Rückzugsorte für Invertebraten und Epiphyten auf den vergleichsweise unstrukturierten Sedimentböden entstehen (Hammann et al. 2013, Nyberg et al. 2009, Thomsen 2010). Dieser Effekt kann sich allerdings dann ins Negative kehren, wenn die gestiegene Dichte der Konsumenten auskeimende Pflanzen wie etwa *Fucus vesiculosus* übermäßig dezimiert (Hammann et al. 2013),

während gleichzeitig *Gracilaria* von herbivoren Generalisten als Futterquelle gemieden wird (Hu & Juan 2014).

Im deutschen Wattenmeer ist es nach anfänglichen Massenvorkommen in den letzten Jahren zu deutlich geringeren Dichten ohne dramatische Auswirkungen gekommen. Aufgrund der vergleichsweise kurzen Zeitspanne seit der Etablierung dieser Alge in hiesigen Gewässern kann ihr Einfluss auf die Ökosysteme noch nicht abschließend beurteilt werden. Momentan ist die Art weit verbreitet, ohne dass die Effekte eine kritische Grenze überschritten hätten.

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2009, Buschbaum et al. 2008, Eno et al. 1997, Gittenberger et al. 2009, 2010, Hammann et al. 2013, Hu & Juan 2014, Kerckhof et al. 2007, Minchin et al. 2013, Nyberg 2007, Nyberg et al. 2009, Rueness 2005, Schories & Selig 2006, Schories et al. 2009, Thomsen 2010, Thomsen et al. 2005, 2007b, Weinberger et al. 2008, Wolff 2005
www.aquatic-aliens.de (Aktualisierung v. 14.01.2012)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)
www.nobanis.org (Aktualisierung v. 18.04.2006)

Gracilaria vermiculophylla bildete besonders zu Beginn ihrer Ausbreitung dichte Matten in Küstengewässern. (Foto: K. Reise)

Halurus flosculosus (J. Ellis) Maggs & Hommersand, 1993

Die Rotalge kommt an vielen Küsten Europas vor (Maggs & Hommersand 1993, www.algaebase.org), gilt jedoch nirgends als anthropogen eingeschleppt. Entsprechend taucht sie nicht in Neobiota-Listen auf, selbst wenn Nachweise für die fraglichen Küsten vorliegen (z. B. Großbritannien, Niederlande).
Für 2007 geben Bartsch & Kuhlenkamp (2009) ein Vorkommen auf Helgoland an mit dem Hinweis, dass diese Alge normalerweise eine südlichere Verbreitung hat. Kuhlenkamp (pers. Mitt. März 2010) bezeichnet sie aber als derzeit nicht etabliert für Helgoland. Schories et al. (2009) listen *Halurus flosculosus* als Neophyt für Helgoland und die ostfriesische Küste auf. Das niedersächsische Vorkommen wird durch die angegebene Quelle (Bartsch & Kuhlenkamp 2009) allerdings nicht bestätigt. Nach Kolbe (2006) existiert neben unsicheren und Driftfunden ein sehr alter Nachweis (Hauck 1885) für die niedersächsische Küste (diese Originalquelle wurde nicht geprüft).

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2009, Kolbe 2006, Maggs & Hommersand 1993, Schories et al. 2009 www.algaebase.org (10.05.2013)

Mastocarpus stellatus (Stackhouse) Guiry

***Mastocarpus stellatus* kommt an vielen europäischen Küsten vor und gilt allgemein nicht als anthropogen eingeschleppt. Eine Ausnahme bildet die deutsche Nordseeküste, wo in den 1970er Jahren durch wissenschaftliche Feldversuche auf Helgoland isländisches Material freigesetzt wurde und sich dort etablieren konnte. Die Insel ist bislang der einzige bekannte Standort für diese Art an der deutschen Küste.**

Syn.: *Gigartina stellata* (Stackh.) Batters

Deutscher Name: Nadeltang
Englischer Name: (False) Carrageen moss, Irish moss

Status: für die deutsche Küste eine anthropogen eingeschleppte Art, etabliert auf Helgoland

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: weit verbreitet an vielen Küsten Europas, der USA und Kanadas sowie Nordwest-Afrikas (Kornmann & Sahling 1994, www.algaebase.org). Die bei Helgoland etablierten Populationen sind auf isländisches Material zurückzuführen, das in den 1970er Jahren in Feldversuchen verwendet worden war (Kornmann & Sahling 1994).

Vektor: unbeabsichtigte Verbreitung von wissenschaftlichem Versuchsmaterial

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1983 auf Helgoland (Kornmann & Sahling 1994)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Mastocarpus stellatus ist an nordeuropäischen Küsten weit verbreitet und kommt an der Kanalküste, in den Niederlanden, in Skagerrak und Kattegat und in Südnorwegen vor (Gittenberger et al. 2010, Kornmann & Sahling 1994, Nielsen et al. 1995, www.algaebase.org). Die Alge gilt im Allgemeinen nicht als exotische Art und wird insofern nicht in entsprechenden Datenbanken und Listen eingeschleppter Biota geführt.

Maggs & Stegenga (1999) bezeichnen die Art für viele Nordseeküsten als nativ und bemerken, dass sie nicht als exotisch für die Nordsee gelten kann.

Gittenberger et al. (2010), die *Mastocarpus stellatus* im westlichen holländischen Wattenmeer (Texel, Den Helder) finden, geben eine Verbreitung an der niederländischen Küste seit mindestens dem frühen 19. Jh. an. Nach Ansicht der Autoren gibt es keinen Hinweis, dass es sich um eine anthropogen eingeschleppte Art handelt.

Anders stellt sich die Situation für die deutsche Nordseeküste dar, wo *Mastocarpus stellatus* als eingeschleppt bewertet werden muss: Nach Kornmann & Sahling (1994) fanden in den 1970er Jahren auf Helgoland Freilandversuche mit Material aus Island statt und 1983 wurde die Alge erstmals im Felswatt wachsend angetroffen. Inzwischen ist sie überall auf Hartsubstraten im Gezeitenbereich der Insel zu finden und breitete sich bis zum Jahr 1999 weiter aus (Bartsch & Kuhlenkamp 2000). Bisher gibt es allerdings keine Nachweise von anderen Standorten.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (Kornmann & Sahling 1994)
Dänemark (Nielsen 2005)
Deutschland (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Kornmann & Sahling 1994)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010)
Großbritannien (www.algaebase.org)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Limfjord, Kattegat) (Nielsen 2005)

Zur Biologie und Ökologie:
Kornmann & Sahling (1994) beschreiben für *Mastocarpus* an europäischen Küsten zwei Typen mit unterschiedlichem Lebenszyklus: Solche mit direkter Entwicklung folioser Thalli, die auf Island und in Dänemark verbreitet sind, und solche mit einem heteromorphen Generationswechsel über einen Tetrasporophyten, die in Spanien und Portugal vorkommen. In Frankreich, England und Irland werden beide Typen gefunden.

Dass Helgoland an der deutschen Küste der einzige Standort dieser Rotalge zu sein scheint (Schories et al. 2009), führen Kornmann & Sahling (1994) auf das Fehlen geeigneter Substrate zurück. Dieses änderte sich erst mit der Zunahme künstlicher Hartsubstrate in Form von Hafenschutzanlagen. Warum die Alge nicht auch in anderen Häfen solche Strukturen besiedelt, ist unbekannt. Da junge und vegetative Pflanzen mit der ähnlichen Art *Chondrus crispus* verwechselt werden können, besteht auch die Möglichkeit, dass mancherorts das Vorkommen von *Mastocarpus stellatus* unbemerkt bleibt.

Die Pflanzen werden als Rohstoff für Carrageen verwendet (englischer Name) und sind daher an den Atlantikküsten Europas und Kanadas von wirtschaftlicher Bedeutung (Kornmann & Sahling 1994).

Auswirkungen und invasives Potential:
Für Helgoland berichten Kornmann & Sahling (1994) und Bartsch & Kuhlenkamp (2000) von einer rasanten Ausbreitung der Alge innerhalb von 16 Jahren, offenbar aber ohne negative Folgen. Gittenberger et al. (2009) finden die Alge begrenzt auf den westlichen Teil des niederländischen Wattenmeeres und sehen keine gravierenden Effekte auf das Ökosystem.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Gittenberger et al. 2010, Kornmann & Sahling 1994, Maggs & Stegenga 1999, Nielsen 2005, Nielsen et al. 1995, Schories et al. 2009, www.algaebase.org (15.05.2013)

Neosiphonia (Polysiphonia) harveyi (J. Bailey) M.-S. Kim, H.-G. Choi, Guiry & G.W. Saunders

Die pazifische Rotalge bleibt im Freiland vermutlich häufig unentdeckt, da die Abgrenzung zu nah verwandten Arten schwierig ist und einer mikroskopischen Analyse bedarf. Mit Ausnahme einiger sicherer Nachweise ist die Verbreitung der Alge an der deutschen Nordseeküste unklar, vermutlich ist sie aber nicht selten. Die Zuordnung der Art führte in der Vergangenheit durch die konfuse Benennung vielfach zu Verwechslungen, so dass rückwirkend und aktuell eine genaue Verbreitung schwer zu beurteilen ist.

In der Literatur wird häufig auch der ältere Name *Polysiphonia harveyi* verwendet.

Syn.: *Polysiphonia harveyi* J. Bailey 1848
Polysiphonia insidiosa (J. Agardh) P.L. Crouan & H.M. Crouan 1867

Deutscher Name: -
Englischer Name: Harvey's siphon weed

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordpazifik (Japan) (Eno et al. 1997, McIvor et al. 2001, Wolff 2005), mit einer weiten Verbreitung an nordwest-atlantischen und europäischen Küsten. Maggs & Stegenga (1999) vermuten die europäischen Populationen ‚may represent the last step in a cascade of introductions that started in the North Pacific'. Molekulare Daten deuten auf mindestens zwei unabhängige Einschleppungen verschiedenen Ursprungs in den Nordatlantik, wobei sowohl die Einschleppung nach Europa via Nordamerika, als auch die direkte Invasion aus Japan denkbar sind (McIvor et al. 2001).

Vektor: unbekannt. Da die Alge häufig epiphytisch wächst, wird auch über eine Einschleppung mit *Codium* und eine sekundäre Verbreitung mit *Codium* und/oder *Sargassum* spekuliert (Maggs & Stegenga 1999, McIvor et al. 2001). Daneben werden Aquakultur (Gollasch & Nehring 2006) und Schiffstransporte (DAISIE-Datenbank) als mögliche Vektoren genannt.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: vor 1977. Das genaue Datum ist unbekannt. Maggs & Stegenga (1999) geben an, dass Kornmann & Sahling (1977) die Alge als *Polysiphonia violacea* auf Helgoland gesammelt und in ihrem Buch abgebildet haben. Auf dieses Datum wird sich vielerorts bezogen. (Irrtümlich wird als Datum auch 1978 genannt.)
(Das in manchen Internetbanken genannte Datum 1960 wird bei Maggs & Stegenga (1999) und Wolff (2005) für die Niederlande angegeben und entspricht dem ersten Nachweis für den Bereich der Nordsee.)

Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:

Neosiphonia (*Polysiphonia*) *harveyi* wurde 1908 erstmalig für Großbritannien an der Kanalküste (Dorset) als *P. insidiosa* dokumentiert (Maggs & Hommersand 1993, Maggs & Stegenga 1999). Möglicherweise war sie aus Nordfrankreich dorthin gelangt, wo sie bereits um 1832 in der Bretagne gesammelt worden war (Eno et al. 1997, Maggs & Stegenga 1999, Wolff 2005). Für das Gebiet der Nordsee erfolgte der erste Nachweis 1960 aus dem niederländischen Rheindelta (Wolff 2005). Dort wie auch im niederländischen Wattenmeer ist die Alge inzwischen verbreitet und stellenweise häufig (Gittenberger et al. 2009, Maggs & Stegenga 1999, Wolff 2005).

Für Belgien und Dänemark geben Maggs & Stegenga (1999) Nachweise als *P. fibrillosa* an (diese Art entspricht nach Maggs & Hommersand (1993) und www.algaebase.org allerdings *P. violacea*). Kerckhof et al. (2007) nennen als Erstnachweis von *Polysiphonia* (*Neosiphonia*) *harveyi* an der belgischen Küste erst das Jahr 2000. In dänischen Gewässern kommt *Neosiphonia harveyi* im Limfjord und nördlichen Kattegat vor (Nielsen 2005), womit nach Nyberg (2007) die südlichste Ausbreitung in die Ostsee erreicht ist.

Für die deutsche Nordsee bezeichnen Maggs & Stegenga (1999) die bei Kornmann & Sahling (1977) als *P. violacea* abgebildete Alge als *N. harveyi*. Nach Kuhlenkamp (pers. Mitt. 2010) hatte sich rückwirkend in der Tat herausgestellt, dass die von Kornmann & Sahling gesammelten Algen zumindest teilweise der seit längerem ansässigen Art *Neosiphonia harveyi* entsprachen.
Wallentinus nennt im ICES Report No. 284 (2007) das Vorkommen in NW-Deutschland unklar: ‚Nothing is known about its current status'. Ein Grund ist sicherlich die schwierige Abgrenzung im Freiland zu ähnlichen Arten.

Im Sommer 2010 wurden im Rahmen einer Pilotstudie zur ‚Schnellerfassung nicht-heimischer Arten' gesammelte fertile Rotalgen aus Wilhelmshaven und Hörnum/Sylt aufgrund ihrer morphologischen Merkmale *Neosiphonia harveyi* zugeordnet (Lackschewitz et al. 2010). Die Pflanzen stammten aus dem Bewuchs von Schwimmpontons. Sehr wahrscheinlich ist die Art auch an der deutschen Nordseeküste relativ verbreitet, wird aber im Freiland nicht erkannt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):

Großbritannien (Eno et al. 1997)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)
Deutschland (Kornmann & Sahling 1983, Lackschewitz et al. 2010)
Schweden (Nyberg 2007)
Norwegen (Wallentinus 2002)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):

Dänemark (Nielsen 2005)
Schweden (nach www.frammandearter.se weit verbreitet an der schwedischen Westküste bis ins nördliche Kattegat)

Zur Biologie und Ökologie:

Mikroskopisch kann die Art an der Anordnung der Chloroplasten erkannt werden (Maggs & Hommersand 1999) sowie an morphologischen Strukturen der Spermatangien bei fertilen Pflanzen (Eno et al. 1997).
Die Alge wächst sehr erfolgreich sowohl epiphytisch, als auch epizoisch und besiedelt künstliche Hartsubstrate im Eu- und Sublitoral. Dabei toleriert sie einen weiten Temperaturbereich. Metabolite schützen *Neosiphonia harveyi* vor starker Beweidung z. B. durch *Littorina* (Maggs & Stegenga 1999).

Auswirkungen und invasives Potential:

Neosiphonia harveyi kommt als Bewuchsart sowohl epiphytisch und epizoisch, als auch auf künstlichen Hartsubstraten wie Tauen, Schiffs- und Fischereizubehör und Pontons vor (Maggs & Stegenga 1999) und kann mit mobilen Ausrüstungsgegenständen leicht verbreitet werden.

Wallentinus (2002) bezeichnet die Alge als invasiv, jedoch bezweifeln Gittenberger et al. (2009) eine nachhaltige Auswirkung auf die Ökologie des Wattenmeeres durch diese vergleichsweise kleinwüchsige Alge.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Eno et al. 1997, Gittenberger et al. 2009, Gollasch & Nehring 2006, Kerckhof et al. 2007, Kornmann & Sahling 1977, 1983, Lackschewitz et al. 2010, Maggs & Hommersand 1993, Maggs & Stegenga 1999, McIvor et al. 2001, Nielsen 2005, Nyberg 2007, Wallentinus 2002, Wolff 2005

ICES Report No. 284 (2007)
www.algaebase.org (30.05.2013)
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE-Datenbank) (18.02.2010)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 11.11.2008)

Die Spermatangien von *Neosiphonia harveyi* entstehen an dichotom verzweigten Trichoblasten und haben sterile endständige Zellen. (Foto: D. Lackschewitz)

4.2. Phaeophyceae (Braunalgen)

Colpomenia peregrina Sauvageau, 1927

***Colpomenia peregrina* ist eine auffällige Braunalge mit distinktem Habitus, die in mehreren Nordsee-Anrainerstaaten etabliert ist. Für Vorkommen an der deutschen Nord- oder Ostseeküste gibt es jedoch keine belastbaren Quellen in der Literatur.**

Syn.: *Colpomenia peregrina* (Sauvageau) Hamel, 1937
Colpomenia sinuosa var. *peregrina* Sauvageau, 1927

Deutscher Name: -
Englischer Name: Oyster thief

Status: nicht-heimische Art, (noch) kein Vorkommen an der deutschen Küste

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Einige Autoren (Fletcher & Farrell 1999, Wolff 2005) geben die Atlantikküste Nordamerikas als Ursprung an und vermuten eine Einschleppung gegen Ende des 19. Jh. mit Amerikanischen Austern (*Crassostrea virginica*). Anderen zufolge stammt die Alge aus dem Pazifik (Fletcher 1987), speziell wird die amerikanische Pazifikküste als ‚Native Range' genannt (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013, Wallentinus 2002). Auch von dort wird mit *C. virginica* (die allerdings an der amerikanischen Atlantikküste heimisch ist) ein möglicher Transportvektor genannt (Eno et al. 1997).

Im Mittelmeer, wo *Colpomenia* ebenfalls als nicht-heimisch gilt (Occhipinti Ambrogi 2002), war die Alge schon vor hundert Jahren weit verbreitet. Sollte eine Besiedlung nordeuropäischer Küsten von dort ausgegangen sein, zieht Cotton (1908) die Einschleppung mit Schiffen oder Aquakulturorganismen in Erwägung.

Vektor: möglicherweise mit Austern, letztlich aber unbekannt (Fletcher & Farrell 1999, Wolff 2005). Sekundäre Verbreitung auch mit Meeresströmungen (Cotton 1908, Eno et al. 1997).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: Die Angabe ‚1905' bei Gollasch & Nehring (2006) dürfte eine Verwechselung sein, da die Alge zu diesem Zeitpunkt erstmals in Nordeuropa an der französischen Küste auftrat (Cotton 1908, Fletcher & Farrell 1999, Goulletquer et al. 2002).
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Ursprünglich in Europa im Mittelmeer und an der spanischen Atlantikküste verbreitet, tauchte die Alge 1905 an der Küste der Normandie auf (Cotton 1908). 1906 und 1907 wurde sie an mehreren Abschnitten der Bretagne und Normandie gefunden und schließlich 1907 auch in England (Cornwall). Nachfolgend dehnte sie sich an die nordeuropäischen Küsten aus (Eno et al. 1997, Fletcher & Farrell 1999, Wolff 2005). Kerckhof et al. (2007) nennen *Colpomenia* für Belgien allerdings nicht, in den Niederlanden ist sie dagegen stellenweise häufig und etabliert (Wolff 2005). Neben einer natürlichen Arealerweiterung durch Strömungen und Verdriftung werden Austerntransporte als Verbreitungsvektor angenommen.

Für die deutschen Küstengewässer findet sich weder bei Bartsch & Kuhlenkamp (2000) (marine Makroalgen von Helgoland; nach I. Bartsch, pers. Mitt. 2009, wurde die Art bisher auf Helgoland nicht gefunden), noch bei Kolbe (2006) für die niedersächsische Küste oder bei Schories et al. (2009) für die deutsche Nord- und Ostsee ein Hinweis auf *Colpomenia*. Auch www.algaebase.org gibt kein Vorkommen für deutsche Küsten an.
Für die Ostsee nennt die ‚Baltic Sea Alien Species Database' als Datum und Ort des Erstfundes 1930 mit einer Verbreitung in Kattegat und Beltsee. Die angegebene Referenz, ein Artikel in russischer Sprache mit englischem Abstract, konnte nicht eingesehen werden.

Nielsen et al. (1995) begrenzen das Vorkommen auf das westliche Kattegat und Thomsen et al. (2007a) sowie Nyberg (2007) nennen als ‚furthest distribution into the Baltic Sea' den Limfjord und das nördliche Kattegat. Insofern scheint eine Ausdehnung in die deutsche Ostsee unwahrscheinlich, auch wenn die HELCOM HOLAS-Liste (2009) dies für Küstengewässer der Mecklenburger und Kieler Bucht (division 46, 50) anzeigt.
Wallentinus (2002) nennt Vorkommen für Norwegen, Schweden, Dänemark, die Niederlande und Großbritannien, nicht jedoch für die deutsche Nordsee.

Trotz gegenteiliger Angaben in verschiedenen Datenbanken konnte kein Nachweis von *Colpomenia peregrina* für die deutsche Nord- oder Ostseeküste gefunden werden.

Eine mögliche Einwanderung in Abschnitte der deutschen Nordseeküste wird durch einen relativen Mangel

an geeigneten Habitaten, abgesehen von Muschelbänken, erschwert - ist aber nicht auszuschließen. Die Art kommt bereits in den meisten Nordsee-Anrainerstaaten vor, und ihre Verbreitung erfolgt neben Austerntransporten offenbar auch durch driftendes Material. Die sich im Freiland ausdehnende Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*) könnte als Substrat die Ansiedlung von *Colpomenia* begünstigen. Für die deutsche Ostseeküste scheint aufgrund des abnehmenden Salzgehaltes eine Einwanderung unwahrscheinlich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013)
Niederlande (Wolff 2005)
Norwegen (Hopkins 2002)
Schweden (Nyberg 2007)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Nielsen et al. 1995, Thomsen et al. 2007a)
Schweden (www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Durch ihren auffälligen Habitus in Form einer luftgefüllten Blase ist *Colpomenia peregrina* nahezu unverwechselbar. Lediglich die Braunalge *Laethesia difformis* gleicht ihr, eine Art, die einige Jahre im Helgoländer Felswatt vorkam (Bartsch pers. Mitt.) und vereinzelt im Watt (Reise pers. Mitt.) gefunden wurde. Die Thalli von *Colpomenia* sind jedoch von anderer Textur und die Wände der Gasblase dünner.
Colpomenia peregrina misst normalerweise zwischen 7 und 9 cm, kann aber auch bis zu 25 cm groß werden (www.frammandearter.se). Die Alge vermehrt sich schnell und hat keine natürlichen Fressfeinde. In gemäßigten Breiten ist sie weltweit verbreitet (Eno et al. 1997).

Auswirkungen und invasives Potential:
Allgemein geht man von keinen gravierenden Folgen für die Umwelt aus. In Muschelkulturen kann *Colpomenia*, die u. a. auf Hartsubstraten wie z.B. Muschelschalen wächst, durch ihren gasgefüllten Thallus bei entsprechender Größe oder Anzahl der anhaftenden Individuen aufschwimmen und mit der Muschel verdriften (daher der englische Name ‚Oyster thief'). Berichte darüber existieren vom Beginn des 20. Jh. aus Frankreich (Cotton 1908). Nach Eno et al. (1997) ist dieses Phänomen in Großbritannien allerdings noch nicht aufgetreten, was auf geänderte Methoden in den Austernzuchten zurückzuführen sein mag.
Wallentinus (2002) bezeichnet die Alge für Schweden als invasiv, während sie für andere Küsten offenbar moderater bewertet wird.

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Cotton 1908, Eno et al. 1997, Fletcher 1987, Fletcher & Farrell 1999, Gollasch & Nehring 2006, Goulletquer et al. 2002, Hopkins 2002, Kerckhof et al. 2007, Kolbe 2006, Minchin et al. 2013, Nielsen et al. 1995, Nyberg 2007, Occhipinti Ambrogi 2002, Schories et al. 2009, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002, Wolff 2005
HELCOM HOLAS Liste 2009
www.algaebase.org (13.01.2014)
www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, Aktualisierung v. 25.10.2010)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 11.12.2006)

Fucus evanescens (C. Agardt, 1820)

Der erste sichere Nachweis für den Tang *Fucus evanescens* an der deutschen Ostseeküste stammt von 1990 aus der Flensburger Förde. Eine weitere Verbreitung in die östliche Ostsee wird durch die Abhängigkeit der Reproduktion vom Salzgehalt begrenzt. In der deutschen Nordsee kommt die Alge nicht vor.

Syn.: *Fucus distichus evanescens* (C. Agardt) H.T. Powell, 1957
Fucus inflatus var. *evanescens* (C. Agardt) Rosenvinge, 1893

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert in der Ostsee

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Wikström et al. (2002) bezeichnen die Braunalge als zirkumpolare Art der arktischen Ozeane. Andere Quellen beschränken das Ursprungsgebiet auf den arktischen Nordatlantik (USA, Kanada) (Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002, Zaiko 2004) bzw. den Nordpazifik (Fletcher & Farrell 1999, Gollasch & Nehring 2006).

Vektor: unbekannt; Gollasch & Nehring (2006) und die Datenbank www.frammandearter.se vermuten Schiffsbewuchs und/oder Verdriftung der Thalli.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 1990 in der Flensburger Förde Schueller & Peters 1994)
Gollasch & Nehring (2006) geben 1989 an. Für die Angabe 1925 (‚discovered on the Baltic coast of Germany') in der Datenbank www.frammandearter.se konnten keine Belege gefunden werden.

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Vor den 1920er Jahren waren europäische Vorkommen von *Fucus evanescens* auf den östlichen Nordatlantik, Island, die Faröer und Shetland Inseln, die Westküste Norwegens und den Oslofjord begrenzt (Schueller & Peters 1994).
Fletcher & Farrell (1999) vermuten, dass *F. evanescens* möglicherweise schon etwa 100 Jahre früher aus dem Pazifik eingeschleppt wurde.

Für die Nordsee ist neben den Vorkommen auf den Shetland Inseln und an der norwegischen Küste lediglich ein Nachweis vom nordschottischen Festland von 1970 bekannt (Schueller & Peters 1994). Driftende Exemplare an der dänischen Skagerrakküste (Nielsen 2005) könnten ihren Ursprung möglicherweise auch an der norwegischen Küste haben. Abgesehen davon scheinen in der Nordsee keine weiteren Funde dokumentiert zu sein. Speziell für den südlichen Bereich wird die Art weder bei Wolff (2005) für die Niederlande oder Kerckhof et al. (2007) für Belgien erwähnt, noch erscheint *F. evanescens* in der Liste Helgoländer Algen (Bartsch & Kuhlenkamp 2000).

Für die Ostsee führt Zaiko (2004a) als Ort und Datum des Erstfundes Kattegat und Beltsee im Jahr 1924 an. Die angegebene Quelle, Jansson 1994, konnte nicht eingesehen werden. Ebenfalls für 1924 nennen Schueller & Peters (1994) und Nyberg (2007) einen ersten Nachweis von der schwedischen Skagerrakküste (Fjällbacka) und damit aus dem Gebiet der Nordsee. Es ist zu vermuten, dass die unterschiedliche Abgrenzung der Meeresgebiete zu diesem Widerspruch führt und es sich um dieselben Belege handelt. Für die Ostsee müsste damit ein Fund von der schwedischen Westküste (Varberg) im Jahr 1933 (Schueller & Peters 1994) als Erstnachweis gelten.

Im Verlauf der folgenden Jahrzehnte breitete sich der Tang vermutlich durch natürliche Prozesse nach Süden in den Öresund bis nach Kopenhagen (1948) (Lund 1949) und Malmö (1955) (Schueller & Peters 1994) aus.

An der deutschen Ostseeküste wird *Fucus evanescens* dann erstmals 1990 im Rahmen eines Monitorings (als *F. distichus*) in der Flensburger Förde gefunden. Vorher wird sie von keinem Autor für den deutschen Teil der Ostsee erwähnt, auch wenn unklare Funde aus der Kieler Förde ein mögliches früheres Vorkommen nicht ausschließen (Schueller & Peters 1994). 1993 finden die Autoren die Alge in fleckenhafter Verteilung (patchy distribution) entlang der Kieler Förde und in angrenzenden Küstenabschnitten, 2013 wird sie im Strelasund auf Rügen nachgewiesen (Lackschewitz et al. 2013).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Schueller & Peters 1994)
Dänemark (Driftfunde, Nielsen 2005)
Norwegen (Schueller & Peters 1994, Wikström et al. 2002)
Schweden (Schueller & Peters 1994)

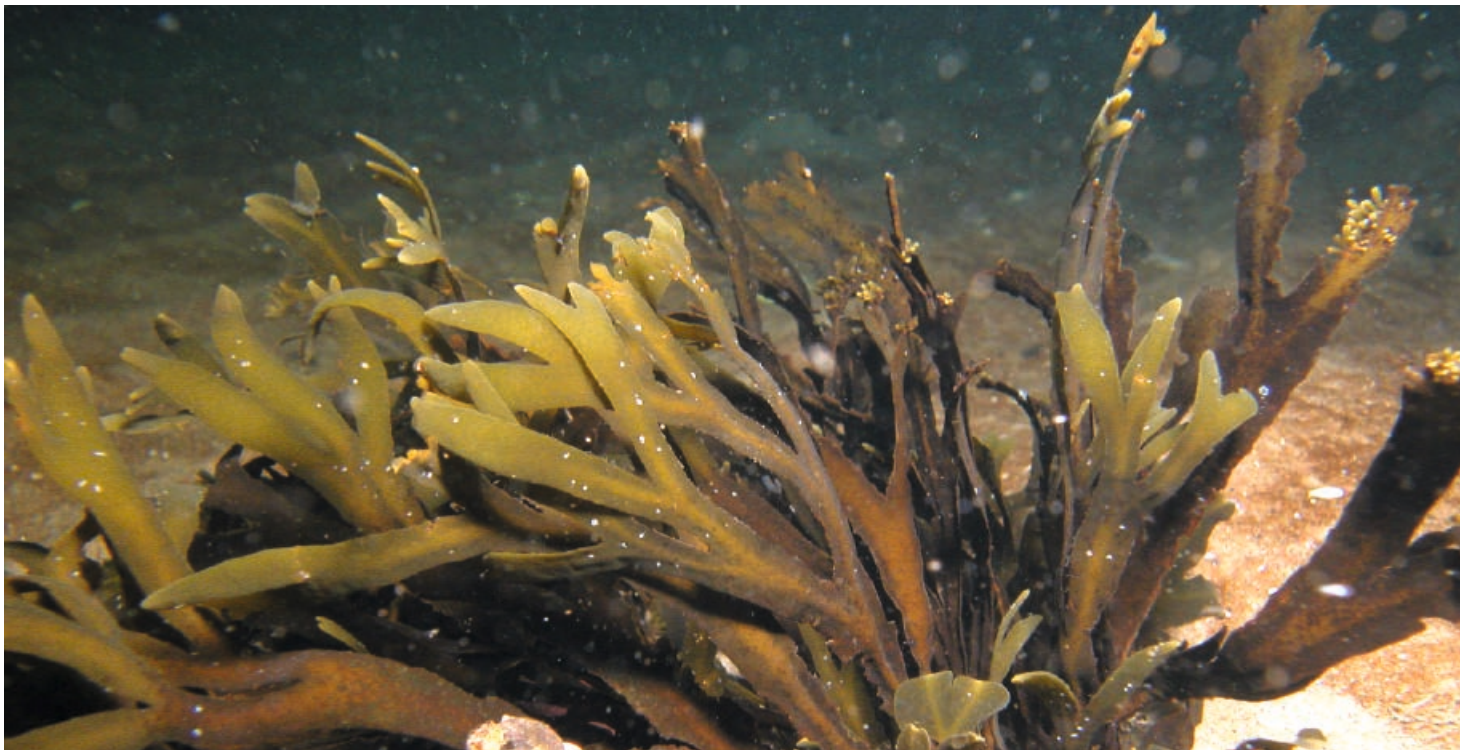
Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (Wikström et al. 2002)
Dänemark (Lund 1949, Nielsen 2005)
Deutschland (Schueller & Peters 1994)

Zur Biologie und Ökologie:
Die 10-25 cm langen Thalli dieser Alge ähneln *Fucus vesiculosus*, besitzen aber keine Blasen und schmalere, dichotom verzweigte Äste mit flacher Mittelrippe, die zum Ende hin ganz verschwindet. (Für eine Übersicht und Vergleich der Morphologien der *Fucus*-Arten s. Schueller & Peters 1994.)
Mit ihrer vertikalen Verbreitung vom mittleren bis in das obere Litoral besetzt sie einen ähnlichen Siedlungsraum wie *F. vesiculosus*, *F. serratus* und *Ascophyllum nodosum*. Dabei bevorzugt sie konkurrenzarme Standorte bis zu 10 m Tiefe, wie Häfen oder ‚disturbed environments' (Zaiko 2004a) sowie eutrophierte Gewässer mit geringem Wasseraustausch (Schueller & Peters 1994).
In der Ostsee kommt *Fucus evanescens* in einem Salinitätsbereich von 5-30 psu vor, wobei das Optimum etwa bei 20 psu liegt. Unter einem Salzgehalt von 10 psu findet keine Reproduktion mehr statt, so dass die Ausbreitung in die östliche Ostsee unwahrscheinlich ist (Wikström et al. 2002).
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Auswirkungen und invasives Potential:
Durch Abwehrstoffe verhindert *Fucus evanescens* recht effektiv die Beweidung des Thallus durch ‚grazer' und das Wachstum von Epiphyten. Sofern es zu Konkurrenz und Verdrängung anderer Arten mit ähnlichen Ansprüchen im Lebensraum käme (z.B. von *Fucus vesiculosus*), würde damit auch eine reduzierte oder veränderte Biodiversität einhergehen (Wikström & Kautsky 2004, Zaiko 2004a). Andererseits schafft ihr opportunistisches Wachstum an ansonsten artenarmen Standorten neue Habitate für assoziierte Arten. Nach Zaiko (2004a) besteht auch die Möglichkeit einer Hybridisierung mit *Fucus serratus*. Darüber hinaus sind keine weiteren negativen Auswirkungen bekannt und die Art gilt als nicht invasiv (Wallentinus 2002).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Fletcher & Farrell 1999, Gollasch & Nehring 2006, Jansson 1994, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2013, Lund 1949, Nielsen 2005, Nyberg 2007, Schueller & Peters 1994, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002, Wikström et al. 2002,
Wikström & Kautsky 2004, Wolff 2005, Zaiko 2004a



Der Tang *Fucus evanescens* in der Ostsee. (Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von D. Schories)

Saccharina japonica (Areschoug) C.E. Lane, C. Mayes, Druehl & G.W. Saunders, 2006

Die Alge kam als *Laminaria ochotensis* in den Jahren 1980 und 1981 bei Helgoland in Freilandexperimenten zum Einsatz, wurde aber wieder entfernt. Es gibt keinen Hinweis auf rezente Vorkommen an der deutschen Nordseeküste.

Syn.: *Laminaria ochotensis* Miyabe, 1902

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, nicht etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik/Japan (Bolton et al. 1983, Fletcher & Farrell 1999)

Vektor: wissenschaftliche Freilandexperimente (Bolton et al. 1983)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1980 vor Helgoland (Bolton et al. 1983)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Saccharina japonica (L. ochotensis) wurde 1980 und 1981 in Kreuzungsexperimenten im Freiland bei Helgoland eingesetzt. Die Pflanzen wurden jedoch in nicht-fertilem Zustand wieder entfernt und es wurde große Sorgfalt auf das Vermeiden unkontrollierter Ausbreitung verwendet (Bolton et al. 1983, Wallentinus 1999a). Bei diesen Versuchen kamen auch *Laminaria longicruris* von der kanadischen Atlantikküste sowie *L. saccharina* (gültiger Name *Saccharina latissima*) von verschiedenen europäischen und nicht-europäischen Standorten zur Anwendung. Keine der experimentell eingesetzten Algen hat sich im Freiland angesiedelt (Fletcher & Farrell 1999). Entsprechend wird die Alge nicht in der Liste Helgoländer Makroalgen aufgeführt (Bartsch & Kuhlenkamp 2000).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Bolton et al. 1983)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Die reinen, japanischen Stämme von *S. japonica* wuchsen unter den Bedingungen bei Helgoland schlecht, jedoch entwickelten sich Hybride mit *L. saccharina* (*Saccharina latissima*) normal (Bolton et al. 1983).

Auswirkungen und invasives Potential: Unbekannt.

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Bolton et al. 1983, Fletcher & Farrell 1999, Wallentinus 1999a

Sargassum muticum (Yendo) Fensholt, 1955

In der deutschen Nordsee hat sich *Sargassum muticum* seit 1988 (Helgoland) bzw. 1993 (nordfriesisches Wattenmeer, Sylt) etabliert und bildet stellenweise ausgedehnte Wälder im flachen Sublitoral. Für die Küstengewässer der deutschen Ostsee gibt es keinen Nachweis.

Syn.: *Sargassum kjellmanianum* f. *muticum* Yendo, 1907

Deutscher Name: Japanischer Beerentang
Englischer Name: Japweed, Japanese seaweed, Japanese wireweed, Strangle weed

Status: nicht-heimische Art, etabliert in der Nordsee

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik; Japan, China, Russland, Korea (Fletcher & Farrell 1999, Josefsson & Jansson 2011); inzwischen an der gesamten nordamerikanischen Pazifikküste von Alaska bis Mexiko verbreitet sowie an nordwest-europäischen Küsten, im Mittelmeer und an der nord-afrikanischen Küste (Fletcher & Farrell 1999, Sabour et al. 2013, Wallentinus 1999b), nicht jedoch in der Antarktis und an der amerikanischen Ostküste (www.frammandearter.se).

Vektor: unbekannt, aber primär sehr wahrscheinlich über Austerntransporte, sekundär durch Verdriftung mit Meeresströmungen (Buschbaum 2005, Kremer et al. 1983, Sabour et al. 2013, Wallentinus 1999b, Wolff 2005). Aber auch Schiffsbewuchs und -transport von Sporen und jungen Thalli oder Verbreitung von Thallusfragmenten durch Schiffe und deren Ausrüstung werden diskutiert (Kremer et al. 1983, Wallentinus 1999a, b).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1988 auf Helgoland (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Wallentinus 1999a, b);
bereits 1981/1982 angespülte Thalli an der ostfriesischen Küste (Kremer et al. 1983)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Sargassum muticum wurde 1973 erstmals in Südengland beobachtet (Farnham et al. 1973). Es wird allgemein vermutet, dass die Alge zunächst unbeabsichtigt mit japanischen oder kanadischen Austerntransporten nach Frankreich gelangte, von wo aus driftende Thalli England erreichten (Fletcher & Farrell 1999, Kremer et al. 1983). Der Nachweis von der nordfranzösischen Küste erfolgte nach Wallentinus (1999b) allerdings erst 1976, jedoch gab es offenbar schon 1974 Hinweise auf Vorkommen (Gray & Gareth Jones 1977). (Die Jahresangabe ‚1971' des britischen Erstfundes bei Eno et al. 1997 ist vermutlich ein Druckfehler, auf diese Angabe bezieht sich auch Wolff 2005.)
An der belgischen Küste wurden festgewachsene *Sargassum*-Pflanzen erstaunlicherweise erst ab 1999 (Wallentinus 1999b) gefunden, obwohl lange vorher schon (seit 1972) fertile Fragmente an den Küsten angetrieben worden waren (Kerckhof et al. 2007).
Ab 1977 erreichten zunehmend größere Mengen angespülter *Sargassum*-Thalli die niederländische Küste, und 1980 entdeckte man die ersten Pflanzen bei Texel (Kremer et al. 1983, Wolff 2005). Inzwischen ist der Japanische Beerentang im Sublitoral des westlichen niederländischen Wattenmeeres weit verbreitet (Gittenberger et al. 2010).

In den darauf folgenden Jahren dehnte sich *Sargassum muticum* an die deutsche Nordseeküste aus. Kremer et al. (1983) berichten von wiederholten Funden angespülter Thalli an den Stränden von Borkum, Norderney und Mellum in den Jahren 1981 und 1982. 1988 wurden dann erste festgewachsene Pflanzen im Helgoländer Südhafen entdeckt (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Wallentinus 1999a, b). Ab 1993 etablierte sich der Japanische Beerentang zunehmend auch im Sylter Wattenmeer (Schories & Albrecht 1995), wo er inzwischen mancherorts dichte Bestände im flachen Sublitoral bildet (Lang & Buschbaum 2010).
Kolbe (2006) findet keinen Nachweis für *Sargassum* an der niedersächsischen Wattenmeerküste, jedoch berichtet Kuhbier (pers. Mitt., März 2010) von einem Vorkommen in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre bei Minsener Oog/Oldeoog in der Jademündung (Buttloch). Inwieweit dieses Vorkommen weiterhin existiert, ist unklar. Inzwischen wurden aber wiederholt und zunehmend festgewachsene Pflanzen auf Muschelbänken im niedersächsischen Wattenmeer festgestellt (Millat, mdl. 18.03.2014, Jahrestagung LTER-D).

Bereits 1984 hatten sich erste Pflanzen im westlichen Limfjord angesiedelt (Stæhr et al. 2000, Wallentinus 1999b, Weidema 2000). Nielsen (2005) führt für die dänische Westküste driftende Exemplare an und Wallentinus (1999b) zitiert einen Nachweis südlich des Eingangs zum Limfjord. Ab 1992 etablierte sich die Alge dann auch im dänischen Kattegat. Nielsen (2005) und Thomsen et al.

(2007a) nennen als Verbreitung von *Sargassum muticum* in dänischen Gewässern den Limfjord, Skagerrak und Kattegat und verzeichnen zusätzlich driftende Pflanzen aus dem Öresund.
Aus schwedischen Gewässern ist die Alge seit 1987 bekannt (Driftexemplare seit 1985, www.frammandearter.se), wobei Nyberg (2007) mit Helsingborg, am nördlichen Eingang des Öresunds, ihre südlichste Ausbreitung angibt. Aus Norwegen, wo *Sargassum* die Süd- und Westküste bis nördlich Bergen erobert hat (Wallentinus 1999b, www.frammandearter.se), wurden schon 1984 Driftfunde und 1988 erste festgewachsene Pflanzen gemeldet.

Eine weitere Ausbreitung in die zentrale Ostsee ist aufgrund der abnehmenden Salinität eher unwahrscheinlich. Offenbar wirken Salzgehalte unter 20 psu insbesondere auf die Reproduktion stark limitierend (Wallentinus 1999b). Damit ist auch die in der HELCOM HOLAS Liste (2009) angegebene Verbreitung in der Kieler und Mecklenburger Bucht (division 46 und 50) zweifelhaft. Weidema (2000) führt für die Begrenzung auf schwedische Küstenabschnitte nördlich des Öresund die dort vorherrschenden nordwärts gerichteten Meeresströmungen und einen Mangel an geeigneten Substraten an.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Farnham et al. 1973, Fletcher & Farrell 1999)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Buschbaum 2005, Schories & Albrecht 1995)
Dänemark (Nielsen 2005, Stæhr et al. 2000, Wallentinus 1999b)
Norwegen (Wallentinus 1999b, www.frammandearter.se)
Schweden (Nyberg 2007)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Nielsen 2005, Thomsen et al. 2007a)
Schweden (Nyberg 2007, Wallentinus 1999b)

Zur Biologie und Ökologie:
Sargassum muticum ist eine große, stark verzweigte Braunalge, deren Länge mehrere Meter erreichen kann. Gasgefüllte Gewebekammern (Pneumatocysten) verleihen dem Thallus Auftrieb und halten ihn nicht nur an seinem Wuchsort aufrecht im Wasser, sondern begünstigen auch die Verdriftung von abgerissenen Pflanzen oder Pflanzenteilen. Neben der vegetativen Vermehrung über Fragmente und abgeworfene Seitenäste kann die Alge sich monözisch über Selbstbefruchtung reproduzieren, so dass verdriftete Thalli mit massenhaft Keimlingen besetzt sein können, die andernorts neue Populationen initiieren. Durch ihre geringe Trockenresistenz erstreckt sich die Verbreitung vom Übergang zwischen Eu- und Sublitoral bis in 1–2 m Tiefe bei Niedrigwasser. Bei Salinitäten unter 20 psu scheint die Reproduktion stark beeinträchtigt zu sein, so dass Vorkommen im Brackwasser selten sind (Buschbaum 2005, Kremer et al. 1983, Wallentinus 1999b, www.frammandearter.se).

Auswirkungen und invasives Potential:
Zwischen dem ersten Auftauchen an der deutschen Nordseeküste und heute hat sich *Sargassum muticum* im flachen Sublitoral des Wattenmeeres fest etabliert, stellenweise explosionsartig ausgebreitet und damit das Artenspektrum augenfällig verändert. Obwohl durch Größe und schnelles Wachstum sehr konkurrenzstark, konnte bisher eine Verdrängung heimischer Arten im deutschen Wattenmeer nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden (Buschbaum 2005). Als Grund wird die geringe Überschneidung im Lebensraum angenommen, die im Watt höchstens mit *Fucus vesiculosus* forma *mytili* gegeben ist. Dieser hat sein Hauptverbreitungsgebiet jedoch auf Muschelbänken im Gezeitenbereich (Albrecht & Reise 1994), der von *Sargassum* wegen seiner geringeren Trockenresistenz gemieden wird. Die Diversität der mit *Sargassum* assoziierten Arten kann sogar die heimischer Algen übertreffen (Buschbaum 2005), und dichte *Sargassum*-Bestände können zu erhöhten Sedimentationsraten führen (www.frammandearter.se).

Eine weitere Ausdehnung der Bestände ist an der deutschen Nordseeküste durch den Mangel an Haftsubstraten begrenzt. Mit der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) entstehen im Wattenmeer jedoch neue potentielle Ansiedlungsbereiche für *Sargassum*, die sonst heimischen Algen einen Ersatz für verloren gegangene Lebensräume, wie *Ostrea edulis*- und *Mytilus*-Bänke bieten könnten (Lang & Buschbaum 2010).

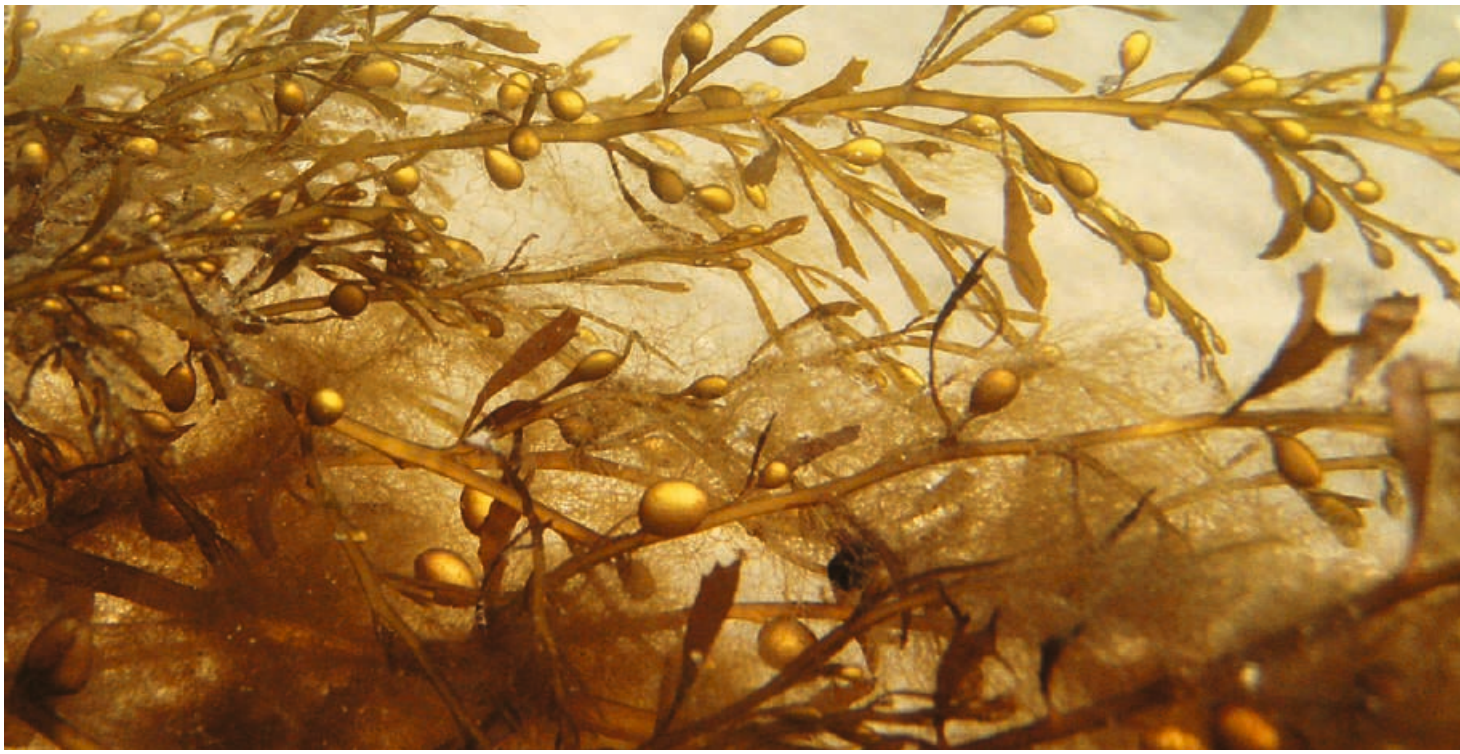
Sargassum muticum wird als IAS eingestuft (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or species (www.aquatic-aliens.de)). Das invasive Potential der Alge ist unbestritten, und auch Wallentinus (2002) bewertet *Sargassum* als ‚highly invasive species'.

An der französischen Atlantikküste (www.frammandearter.se) und im dänischen Limfjord (Stæhr et al. 2000) wurden Konkurrenz um Substrat und Licht mit anderen Makrophyten gezeigt. An der irischen Küste hatte *S. muticum* in Feldversuchen einen negativen Einfluss auf die Biomasse heimischer Algen (Salvaterra et al. 2013).

Auch verschiedene Beeinträchtigungen ökonomischer Art sind möglich, wie eine geringere Attraktivität touristisch genutzter Gebiete sowie Bewuchs und Verstopfen von Aquakultur-Einrichtungen, Fischernetzen und/oder Schiffs- und Hafenstrukturen (Gray & Gareth Jones 1977, Wallentinus 1999b). Von Sportbootfahrern wird beklagt, dass sich Algenstränge um die Schiffsschrauben wickeln und die Boote dadurch manövrierunfähig werden.

Kategorie 1 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind)

Literatur: Albrecht & Reise 1994, Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Buschbaum 2005, Eno et al. 1997, Farnham et al. 1973, Fletcher & Farrell 1999, Gittenberger et al. 2010, Gray & Gareth Jones 1977, HELCOM HOLAS Liste 2009, Josefsson & Jansson 2011, Kerckhof et al. 2007, Kolbe 2006, Kremer et al. 1983, Lang & Buschbaum 2010, Nielsen 2005, Nyberg 2007, Sabour et al. 2013, Salvaterra et al. 2013, Schories & Albrecht 1995, Stæhr et al. 2000, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 1999a, b, 2002, Weidema 2000, Wolff 2005
www.aquatic-aliens.de (24.02.2013)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)



Gasgefüllte Blasen geben *Sargassum muticum* Auftrieb, deren Thalli dichte Bestände im flachen Sublitoral bilden. (Fotos: K. Reise)

4.3. Chlorophyceae (Grünalgen)

Codium fragile ssp. fragile (Suringa) Hariot, 1889

***Codium fragile* ssp. *fragile* (syn. *C. fragile* ssp. *tomentosoides)* ist an der deutschen Nordseeküste nur von wenigen Standorten bekannt. In der deutschen Ostsee kommt die Art nicht vor. Aufgrund ihrer geringen Verbreitung sind negative Auswirkungen, wie sie von anderen Küsten bekannt sind, nicht zu erwarten.**

Syn.: *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (van Goor) Silva, 1955
Codium mucronatum var. *tomentosoides* van Goor, 1923

Deutscher Name: Grüne Gabelalge
Englischer Name: Green sea fingers, Dead man's fingers

Status: nicht-heimische Art, etabliert (wenige Standorte an der deutschen Nordseeküste)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordpazifik um Japan (Eno et al. 1997, Wolff 2005); inzwischen weltweit verbreitet (Provan et al. 2005)

Vektor: unbekannt; möglicherweise als Schiffsbewuchs (Wolff 2005); innerhalb Europas wahrscheinlich als Schiffsbewuchs und/oder mit Austern (Chapman 1999, Wolff 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1930 auf Helgoland (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Chapman 1999, Kornmann & Sahling 1994)
Ostsee: -
(für ein Vorkommen südlich von Kattegat und Beltsee gibt es keine sicheren Hinweise. Lediglich die HELCOM HOLAS Liste (2009) nennt die Art für die Küstengewässer der Mecklenburger und Kieler Bucht ohne eine Quelle anzugeben.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Angaben über ein Vorkommen von *Codium fragile* ssp. *fragile* (*tomentosoides*) in irischen Gewässern bereits im Jahr 1833 sind möglicherweise falsch. Der erste sichere Nachweis der Alge an nordeuropäischen Küsten stammt von 1900 aus den Niederlanden (Wolff 2005). Da zu dieser Zeit noch keine kommerziellen Austerntransporte stattfanden, hält Wolff (2005) die Einschleppung der Alge als Schiffsbewuchs für das Wahrscheinlichste. Chapman (1999) beschreibt die Ausbreitung von *Codium fragile* ssp. *tomentosoides (fragile)* in Gewässern der britischen Inseln und südwärts bis ins westliche Mittelmeer, im deutschen Nordseeraum sowie entlang skandinavischer Küsten bis ins Kattegat und gibt als Vektor innerhalb Europas Austerntransporte an. Eno et al. (1997) erwähnen eine beschleunigte Ausbreitung in den 1940er Jahren und vermuten den Bewuchs von Kriegsschiffen als Ursache.

An der deutschen Nordseeküste ist *Codium fragile* ssp. *fragile* an den Standorten Helgoland (1930) und Sylt (1932) etabliert (Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Chapman 1999, Schories et al. 1997) und wurde 2012 mit mehreren Exemplaren bei einer ‚Rapid Assessment' Untersuchung in Wilhelmshaven gefunden (Lackschewitz et al. 2012). Kolbe (2006) gibt kein Vorkommen für *Codium* an der niedersächsischen Küste an, jedoch scheint es zu Beginn der 1980er Jahre bis mindestens in die zweite Hälfte der 1990er Jahre eine Ansiedlung bei Minsener Oog/Oldeoog in der Jademündung (im Buttloch) gegeben zu haben (Kuhbier pers. Mitt., März 2010). Ob dieses Vorkommen weiterhin existiert, ist unklar.

Für dänische Küsten nennen Thomsen et al. (2007) 1919 als Jahr des Erstnachweises, wahrscheinlicher ist allerdings das Jahr 1920, in dem ein Exemplar (als *C. mucronatum*) im Limfjord gefunden wurde, das Silva (1957) als ersten skandinavischen Fund bezeichnet. 1935 wurde *Codium fragile* an der dänischen Nordseeküste angespült, und im Laufe dieses Jahrzehnts erfolgten mehrfache Meldungen der Alge aus Limfjord und Kattegat (Silva 1957).

An der schwedischen Skagerrak- und Kattegatküste erschien *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (*fragile*) 1938. Die Angaben über die genaue Lokalität (Långø bzw. Brandholmen) variieren bei Silva (1957) und Nyberg (2007). Beide angegebenen Orte befinden sich im Bereich des Zusammentreffens dieser Meeresgebiete. Im norwegischen Oslofjord siedelte sich die Alge um 1950 an (Silva 1957).

Die Baltic Sea Alien Species Database nennt 1932 als Jahr des Erstfundes, wobei diese Angabe auf einen russischen Artikel mit englischem Abstract zurückgeht (Nikolaev 1951), der nicht eingesehen werden konnte. Nyberg (2007) nach Silva (1957) führt für eben dieses Jahr den Erstnachweis einer weiteren Unterart auf, *Codium fragile*

ssp. *scandinavicum*, die wie *C. f.* ssp. *fragile* ebenfalls an der südlichen Skagerrakküste der Region Bohuslän gefunden wurde. Möglicherweise ist das angegebene Datum daher der anderen Unterart zuzuordnen, zumal beide Subspezies nur mikroskopisch klar zu trennen sind.

Zaiko (2005a) bestätigt das von Nikolaev (1951) für die 1930er Jahre beschriebene Vorkommen im Gebiet der schwedischen Westküste, hält aber eine weitere Verbreitung in die Ostsee für fraglich. Auch Nielsen (2005), Nyberg (2007) und Thomsen et al. (2007) geben für Dänemark und Schweden lediglich Skagerrak, Kattegat und Limfjord an, so dass ein Vorkommen von *Codium fragile* ssp. *fragile* im Gebiet der deutschen Ostseeküste ausgeschlossen scheint.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Chapman 1999)
Dänemark (Chapman 1999, Thomsen et al. 2007)
Norwegen (Hopkins 2002)
Schweden (Silva 1957)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Silva 1957, Thomsen et al. 2007)
Schweden (Silva 1957)

Die pazifische Gabelalge *Codium fragile fragile*. (Foto: K. Reise)

Zur Biologie und Ökologie:
Codium ist eine dunkelgrüne Alge mit dichotom verzweigten Segmenten. Die Thalli sind rund und schwammig und bestehen mikroskopisch aus Zellschläuchen (Utrikeln). Diese laufen im Fall von *C. fragile* ssp. *fragile* am Ende in Spitzen aus, wodurch sie sich von anderen Unterarten unterscheidet.

Von den bekannten Subspezies gilt *C. fragile* ssp. *fragile* als diejenige, die am weitesten verbreitet und in neue Gebiete eingewandert ist. Die Alge besiedelt das flache Sublitoral. In physiologischer Hinsicht eigentlich eine Warmwasserart, kann die Alge aber auch Temperaturen im Minusbereich verkraften und toleriert einen breites Spektrum von Licht- und Nahrungsverhältnissen (Chapman 1999).

Auswirkungen und invasives Potential:
Verglichen mit dem Nordwest-Atlantik (USA, Kanada), sind die europäischen Pflanzen kleinwüchsiger und die Bestände sind weniger dicht (Chapman 1999). Dadurch ist eine Modifizierung von Habitaten bei weitem nicht so ausgeprägt, wie es von nordwest-atlantischen Küsten bekannt ist, und die Konkurrenz zu heimischen Arten ist eher schwach. Jedoch wird *C. fragile* ssp. *fragile* in Südengland die zeitweise Verdrängung der heimischen *C. tomentosum* angelastet sowie in Norwegen die von *C. vermilara* (Eno et al. 1997, Wallentinus 2002). Weltweit werden mit dieser Alge allerdings erhebliche Effekte in Zusammenhang gebracht (Mineur et al. 2012). Auswirkungen wie ein übermäßiges Bewachsen artifizieller Strukturen und Muschelzuchten, Beeinträchtigung des Tourismus durch große Mengen verrottender Algen oder Verdrängung mariner Makrophyten, wie sie von anderen Küsten bekannt sind (Provan 2005, Zaiko 2005a), sind aufgrund des geringen Vorkommens an der deutschen Nordsee zur Zeit nicht zu erwarten.

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Bartsch & Kuhlenkamp 2000, Chapman 1999, Eno et al. 1997, Hopkins 2002, Kerckhof et al. 2007, Kolbe 2006, Kornmann & Sahling 1994, Lackschewitz et al. 2012, Mineur et al. 2012, Nielsen 2005, Nikolaev 1951, Nyberg 2007, Provan et al. 2005, Schories et al. 1997, Silva 1957, Thomsen et al. 2007a, Wallentinus 2002, Wolff 2005, Zaiko 2005a
HELCOM HOLAS Liste 2009
http://www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html
(Baltic Sea Alien Species Database, 14.03.2013)

Ulva californica Wille, 1899

Eine pazifische Grünalge von der nordamerikanischen Westküste (Tanner 1986), die in Europa bisher nur aus Großbritannien und Irland (Minchin 2007, Loughnane et al. 2008) bekannt war. Spezielle morphologische Ausprägungen trennen sie von anderen Arten der Gattung ab, jedoch ist es wohl nur Experten möglich, die Alge auch im Freiland zu erkennen, zumal dieser Gruppe eine ausgeprägte phänotypische Plastizität zu eigen ist.

2008 wurde sie an der niedersächsischen Küste (Knechtsand, Wangerooge) gesammelt und durch R. Kuhlenkamp bestimmt (pers. Mitt., April 2014).

Literatur: Loughnane et al. 2008, Minchin 2007, Tanner 1986

4.4. Charophyceae (Armleuchteralgen)

Chara connivens Salzm. ex A. Braun, 1835

Rezente Vorkommen der überwiegend limnischen Armleuchteralge *Chara connivens* sind auf Küsten in der östliche Ostsee begrenzt. Trotz alter Nachweise aus der Schlei und der Greifswald-Rügen Region, kann die Art für die deutsche Küste als ausgestorben gelten. Ihr Status als eingeschleppte Art ist umstritten.

Syn.: -

Deutscher Name: ‚Armleuchteralge' (Sammelbegriff für verschiedene Arten der Characeae)
Englischer Name: Convergent stonewort

Status: unklar; in der deutschen Ostsee vorübergehend etabliert, ausgestorben; (kryptogen www.frammandearter.se); Blindow (pers. Mitt. Nov. 2012) hält die Art nicht für eingeschleppt

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Westeuropa (Binnengewässer); www.frammandearter.se)

Vektor: möglicherweise mit festem Schiffsballast (Sand, Steine) in historischer Zeit in die Ostsee gekommen (www.frammandearter.se, http://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-species/red-list-of-macrophytes)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 1858 bei Schleswig (Luther 1979)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der Ursprung und das genaue Einwanderungsdatum von *Chara connivens* nach Nordeuropa sind unbekannt. Es wird vermutet, dass die Art in historischer Zeit mit festem Schiffsballast in die Ostsee eingeschleppt wurde, da sich bemerkenswerterweise alle Vorkommen an der schwedischen Küste nahe ehemaligen Ballast 'dumping sites' befanden (Luther 1979, www.helcom.fi, www.frammandearter.se). Schon im 19. Jh. wurde auf diese Möglichkeit hingewiesen, mit der sich die begrenzten Verbreitungsareale in der Ostsee erklären ließen (Schubert & Blindow 2003). Blindow (pers. Mitt. 2012) schließt diese Möglichkeit inzwischen allerdings aus, da mittlerweile auch Vorkommen weit ab von Schifffahrtswegen und ehemaligen ‚dumping sites' bekannt sind.

Das Vorkommen in der Ostsee ist für die überwiegend limnische Art sehr begrenzt und die Bestände haben offenbar nur an estnischen Küsten zugenommen. Schubert & Blindow (2003) geben (bis 2002) rezente Standorte in Schweden und Estland an und historische Nachweise von den Küsten Deutschlands, Polens, Litauens und Lettlands.

Alte Nachweise an der deutschen Ostseeküste existieren von der Schlei, aus der Darss-Zingster Boddenkette und aus der Greifswald-Rügen Region, die aber z. T. schon über 100 Jahre zurückliegen (Luther 1979, Schubert & Blindow 2003). Die DAISIE-Internet Datenbank gibt *C. connivens* als etablierte Art für die deutsche Ostsee an, was sicher unzutreffend ist, da nicht nur Schubert & Blindow (2003), sondern auch Hamann & Garniel (2002) in einer Rote-Liste-Aufstellung über ‚Die Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins' keine aktuellen Funde verzeichnen und für das gegenwärtige Vorkommen von *Chara connivens* resümieren, dass ‚…*Chara connivens* bundesweit als verschollen gilt'. Auch Blümel & Raabe (2004) finden keine rezenten Vorkommen entlang der deutschen Ostseeküste, so dass die Art für die deutschen Küsten als ausgestorben gelten kann.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Kein Vorkommen
(Für die Südostküste Großbritanniens wird die Art als limnisch angegeben, mit der Bemerkung, dass sich die Standorte häufig in Meeresnähe befinden und *Chara connivens* ‚mildly salty conditions' toleriert (http://www.arkive.org/convergent-stonewort/chara-connivens/range-and-habitat.html))

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (nur historische Nachweise; Luther 1979, Schubert & Blindow 2003)
Polen (historische Nachweise; Schubert & Blindow 2003)
Litauen (historische Nachweise; Schubert & Blindow 2003)
Lettland (historische Nachweise; Schubert & Blindow 2003)
Estland (rezente Nachweise; Schubert & Blindow 2003)
Finnland (unsicher; Schubert & Blindow 2003)
Schweden (rezente Nachweise; Schubert & Blindow 2003, www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
C. connivens bleibt mit ca. 15 cm meist vergleichsweise klein und wächst bevorzugt auf sandigem Grund im

Flachwasser geschützter Buchten. Obwohl eine überwiegend limnische Art, toleriert sie Salinitäten von 1-8 psu. (Alle Angaben aus Schubert & Blindow 2003)

Auswirkungen und invasives Potential:
Wallentinus (2002) bezeichnet *C. connivens* für die Ostsee aufgrund von Eutrophierung und schwindendem Lebensraum als gefährdet. Die Art wird von ‚grazern' eher verschmäht (Kotta et al. 2004) und spielt damit keine entscheidende Rolle in der Nahrungskette. Jedoch bieten dichte Bestände kleinen Meeresorganismen einen geschützten Lebensraum und können so zu einer höheren Diversität beitragen (www.frammandearter.se).

Literatur: Blümel & Raabe 2004, Hamann & Garniel 2002, Kotta et al. 2004, Luther 1979, Schubert & Blindow 2003, Wallentinus 2002
www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, 25.10.2010)
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE-Datenbank, 03.2013)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 01.09.2011)
http://helcom.fi/baltic-sea-trends/biodiversity/red-list-of-species/red-list-of-macrophytes (19.01.2015)

5. Tracheophyta (Gefäßpflanzen)

Cotula coronopifolia L.

Die Laugenblume *Cotula coronopifolia* ist eine Salzwiesenpflanze, die schon früh nach Europa kam. Da sie oberhalb der MTHWL wächst, findet sie in Listen mariner Neobiota selten Eingang. Sie kann lokal durchaus häufig sein.

Syn.: -

Deutscher Name: Krähenfußblättrige Laugenblume
Englischer Name: Water (Golden, Brass) button, Buttonweed

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süß- bis Brackwassermarschen

Ursprungs-/Donorgebiet: Südafrika; allerdings schon zu Cooks Zeiten in Neuseeland (Wolff 2005), heute weltweit verbreitet (Haeupler & Muer 2000)

Vektor: unbekannt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1739 (Wolff 2005)
Ostsee: ?

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Nach Wolff (2005) ist *Cotula coronopifolia* seit 1739 aus NW-Deutschland bekannt. In den Niederlanden wurde sie erstmals 1846 auf einem Deich an der brackigen Zuiderzee nachgewiesen und ist heute eine etablierte Art in Brack- und Süßwassermarschen.
Für Norddeutschland gibt das Bundesamt für Naturschutz (www.floraweb.de) ihre Verbreitung entlang der Nordseeküste an (sie ist z. B. im Deichvorland des Elbeästuars stellenweise häufig) sowie vereinzelte Vorkommen an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste.
Die Internet-Datenbank www.discoverlife.org nennt Bestände für Dänemark (westl. Limfjord) und Schweden (Gotland). Vermutlich ist die Pflanze aber weit verbreitet.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (www.floraweb.de)
Dänemark (www.discoverlife.org)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (www.floraweb.de)
Schweden (www.discoverlife.org)

Zur Biologie und Ökologie:
Eine gelb blühende Salzwiesenart, die auch auf feuchten Wiesen und Ufern wächst. Sie ist salzresistent, verträgt aber keine dauernde Überflutung (www.floraweb.de).

Auswirkungen und invasives Potential:
Nicht bekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Haeupler & Muer 2000, Wolff 2005
www.floraweb.de (10.03.2010)
www.nobanis.org (24.07.2012)
www.discoverlife.org (27.03.2013)

Die Laugenblume *Cotula coronopifolia* im Deichvorland der Elbe bei Brunsbüttel. (Foto: K. Reise)

Spartina anglica Hubbard, 1968

Ursprünglich zu Landgewinnung und Küstenschutz aus England eingeführt, hat sich *Spartina anglica* an der gesamten deutschen Nordseeküste im Wattenmeer und in den Flussästuaren angesiedelt und ist möglicherweise in weiterer Ausbreitung begriffen. Trotz erheblichem Einfluss auf den Lebensraum der oberen Gezeitenzone sind bislang starke negative Auswirkungen nicht bekannt. Spontane genetische Veränderungen und Bastardisierung mit unbekannten Folgen sind nicht auszuschließen.

Syn.: *Spartina townsendii* var. *anglica* C.E. Hubbard

Deutscher Name: Englisches Schlickgras
Englischer Name: Cord-grass

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: England; in zahlreichen Ländern weltweit angepflanzt (www.frammandearter.se)

Vektor: absichtlich für Landgewinnung und Küstenschutz eingeführt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1927 (Gollasch & Nehring 2006, Loebl et al. 2006, Nehring & Hesse 2008)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Das Schlickgras *Spartina alterniflora* wurde bereits vor 1870, möglicherweise mit Ballastwasser, von der nordamerikanischen Ostküste nach England eingeschleppt. Dort hybridisierte es mit der ansässigen Art *Spartina maritima* zum sterilen Bastard *Spartina* x *townsendii*. Aus diesem entstand durch Chromosomendopplung um 1890 die vitalere, fertile Form *Spartina anglica* (Eno et al. 1997, Loebl 2002, Wolff 2005).
Anmerkung: Der Status von *Spartina maritima* ist ungeklärt. Nach Wolff (2005) stammt die Art möglicherweise ursprünglich aus Afrika. Die zunächst entstandene Spezies *S.* x *townsendii* wurde in den Niederlanden an nur vier Lokalitäten gefunden (Wolff 2005) und hat keine Vorkommen an der deutschen Küste, jedoch sind aus früheren Zeiten mehrere Nachweise von der dänischen Küste bekannt (Nehring & Adsersen 2006).
Nach einer ersten Ausbreitungswelle entlang der südost-englischen Küste und in Nordwest-Frankreich wurde *Spartina anglica* 1924 aus England zu Landgewinnung und Küstenschutz in die Niederlande eingeführt, wo sie sich rasch ansiedelte und ausbreitete (Wolff 2005).

In das deutsche ost- und nordfriesische Wattenmeer gelangte die Art aus oben genannten Gründen erstmals 1927. Heute findet man *Spartina anglica* in weiten Bereichen der Wattenmeerküste und an Flussästuaren mit Vorkommen, die von einer fleckenhaften Verteilung bis hin zur Bildung dichter Vegetationsgürtel reichen können (Nehring & Hesse 2008). Im Sylter Wattenmeer ist die Art, möglicherweise durch den Klimawandel begünstigt, weiter in Ausbreitung begriffen (Loebl et al. 2006).

An die dänische Westküste Jütlands wurden in den 1930er und 1940er Jahren ebenfalls Pflanzen importiert (Nehring & Hesse 2008). Inzwischen wächst das Schlickgras stellenweise im Limfjord sowie an Küstenabschnitten des Kattegats mit einer südlichen Verbreitungsgrenze in die Ostsee nahe Haderslev. An der schwedischen Westküste bei Göteborg wurde 2007 eine Ansiedlung von *Spartina* beobachtet (www.frammandearter.se), und Nehring & Adsersen (2006) prognostizieren eine Ausbreitung der Art entlang der schwedischen Kattegatküste. Aufgrund der niedrigen Salinität wird mit einem weiteren Eindringen in die Ostsee allerdings nicht gerechnet. Vermutlich begrenzt auch starker Eisgang im Winter die Ausdehnung (Nehring & Adsersen 2006).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Adsersen 2006)
Dänemark (Nehring & Adsersen 2006)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänisches und schwedisches Kattegat und dänische Beltsee (Nehring & Adsersen 2006, www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Das englische Schlickgras *Spartina anglica* ist eine derbe Pflanze mit scharfkantigen Blättern, die im oberen Eulitoral zwischen der Nipp- und Springtiden Hochwasserlinie wächst. Ausgestattet mit Salzdrüsen und einer weiten Salinitätstoleranz verankert es sich über spezielle unverzweigte Wurzeln bevorzugt in den schlickigen Sedimentböden geschützter Küstenabschnitte, wo es zunächst in Horsten wächst, die sich zu einem dichten Vegetations-

gürtel schließen können. Die Verbreitung kann sowohl über Samenbildung als auch vegetativ erfolgen.

Auswirkungen und invasives Potential:
Spartina anglica wird der Status eines IAS zugeschrieben (an invasive species which threatens ecosystems, habitats or species), und die Art wird nach IUCN 2000 (World Conservation Union) zu den „100 World's Worst Invasive Alien Species" gezählt.
Zu großflächigen Veränderungen oder negativen Einflüssen auf Flora und Fauna liegen für das deutsche und dänische Wattenmeer allerdings noch keine Studien vor.

Ursprünglich zu Küstenschutz- und Landgewinnungszwecken angepflanzt, sollten die Pflanzen Wellen- und Strömungsenergie herabsetzen und die Sedimentationsrate erhöhen. Im deutschen und niederländischen Wattenmeer wurden die Erwartungen, wohl aufgrund der exponierten Lage, nicht zufriedenstellend erfüllt. Da die Art im deutschen und dänischen Wattenmeer an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze wächst, scheint ihre Ausbreitung generell moderater zu verlaufen als in südlicheren Gebieten.

Aufgrund ihrer Konkurrenzstärke kann *Spartina* ganze Küstenabschnitte dominieren und in Habitate heimischer Arten vordringen (*Salicornia stricta* bzw. *Zostera noltii*). In der unteren Salzwiese findet man im deutschen Wattenmeer häufig ein Mosaik aus *Spartina* und anderen Salzwiesenpflanzen, die teilweise von der verstärkten Sedimentation durch *Spartina* profitieren. Wattflächen mit dichten *Spartina*-Beständen werden zwar der Nutzung durch Invertebraten, Fische oder Vögel entzogen, andererseits haben Untersuchungen aber gezeigt, dass Benthosorganismen nicht nur verdrängt werden, sondern einige, speziell Jugendstadien, die *Spartina*-Horste verstärkt nutzen (Loebl 2002).

Da die Art durch spontane Chromosomendopplung entstanden ist, wird befürchtet, dass erneute genetische Veränderungen zu weiterer Bastardisierung mit unbekannten Folgen führen könnten. Beeinträchtigungen von Aktivitäten wie Jagd, Fischerei, Muschelernte (shellfish harvesting), Bootsfahrten, Vogelbeobachtungen oder Botanisieren spielen an der deutschen Nordseeküste keine Rolle. Dass dichte Bestände die touristisch genutzten Zonen wegen verstärkter Sedimentation und Verletzungsgefahr durch die scharfkantigen Blätter unattraktiv machen können, ist nur von einigen Küstenabschnitten im dänischen Kattegat bekannt. (alle Angaben aus Loebl 2002, Loebl et al. 2006, Nehring & Adsersen 2006, Reise et al. 2005)

Kategorie 1 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind)

Literatur: Eno et al. 1997, Gollasch & Nehring 2006, Kerckhof et al. 2007, Loebl 2002, Loebl et al. 2006, Nehring & Adsersen 2006, Nehring & Hesse 2008, Reise et al. 2005, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 05.03.2013)

Das Englische Schlickgras *Spartina anglica* breitet sich an der Nordseeküste aus. (Foto: D. Lackschewitz)

6. Invertebrata (Wirbellose Tiere)

6.1. Porifera (Schwämme)

Chalinula (Haliclona) loosanoffi (Hartman, 1958)

Ein Vorkommen des Schwammes mit dem z. Zt. gültigen Namen *Chalinula loosanoffi* ist für die deutsche Nordsee unsicher. Nachweise von eingeschleppten Schwämmen sind durch die anspruchsvolle Taxonomie der Porifera schwierig.

Syn.: *Acervochalina loosanoffi* (Hartman, 1958)
Haliclona loosanoffi Hartman, 1958

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: kryptogen, Vorkommen unsicher

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Vorkommen sind von der nordamerikanischen Ostküste, aus Irland, den Niederlanden und dem Mittelmeer (unsicher) publiziert (Streftaris et al. 2005, Wolff 2005).

Vektor: unbekannt. Eine Einschleppung nach Europa mit amerikanischen Austern (*Crassostrea virginica*) im 19. Jh. wäre möglich, ist aber nicht dokumentiert (Wolff 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: unklar
Ostsee: sehr wahrscheinlich kein Vorkommen

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Herkunft dieser Art ist unsicher, ihre begrenzte Verbreitung lässt ein Invasionsereignis vermuten. Van Soest (1976) hält diese Möglichkeit allerdings für gering, da altes Material belegt, dass sie spätestens seit 1880 in Europa vorkommt. In den Niederlanden ist sie im Gebiet von Oosterschelde und Grevelingen verbreitet (van Soest et al. 2007, Wolff 2005). Van Soest et al. (2007) nennen ca. 20 Nachweise von 1975 bis 2007.

Vorkommen von *Chalinula loosanoffi* an der deutschen Küste sind nur wenig dokumentiert worden. In einer Untersuchung von Hartboden-Gemeinschaften findet Kluijver (1991) den Schwamm als *Acervochalina loosanoffi* zwischen 1987 und 1989 im Sublitoral von Helgoland. Jahnke & Kremer (2010) zeigen in ihrem Strandführer einen Geweihschwamm unter dem Namen *Haliclona loosanoffi* Syn. *Haliclona oculata* mit einem angegebenen Verbreitungsgebiet im Sublitoral der Nord- und westlichen Ostsee. Diese beiden Namen bezeichnen allerdings zwei verschiedene Spezies, von denen letztere nach Hayward & Ryland (1990) und van Soest et al. (2007) zumindest für die britische und niederländische Küste als häufige heimische Art gilt. Zwar hält van Soest (1976) es für undenkbar, dass diese beiden Arten trotz Ähnlichkeiten bei der Reproduktion (‚gemmule-production') verwechselt werden, jedoch gilt diese Einschätzung wahrscheinlich nur für ausgewiesene Schwamm-Taxonomen. Die Artbestimmung von Schwämmen ist anspruchsvoll und in den meisten Fällen zuverlässig nur von Experten zu leisten.
Ob es sich bei der um Helgoland vorkommenden Art um *Chalinula loosanoffi* oder um *Haliclona oculata* handelt, kann hier nicht beurteilt werden.
In der Datenbank www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE) und bei Gollasch et al. (2009) wird die Art ohne Quellenangabe als kryptogen mit unsicherem Status bezeichnet, und die HELCOM MONAS Liste (2008) (Attachment 3) bezeichnet den Schwamm für die Ostsee als ‚erwartete Art' (aus der Nordsee) ohne nähere Angaben.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande (van Soest 1977, van Soest et al. 2007, Wolff 2005)
Deutschland (Kluijver 1991, www.europe-aliens.org/index.jsp; Vorkommen unsicher)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
vermutlich kein Vorkommen, auch wenn der Strandführer von Jahnke & Kremer (2010) als Verbreitungsgebiet neben der Nordsee auch die westliche Ostsee nennt.

Zur Biologie und Ökologie:
Unbekannt

Auswirkungen und invasives Potential:
Starke Auswirkungen sind unwahrscheinlich aufgrund geringer Vorkommen (wenn überhaupt) und in der langen Geschichte in europäischen Gewässern ohne bekannte negative Folgen.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Hayward & Ryland 1990, Jahnke & Kremer 2010, Kluijver 1991, Streftaris et al. 2005, van Soest 1976, 1977, van Soest et al. 2007, Wolff 2005
HELCOM MONAS 11/2008
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE, 14.01.2014)

Haliclona (Soestella) xena De Weerdt, 1986

Kryptogener Schwamm (Gittenberger et al. 2010), der 1977 erstmals in den Niederlanden gefunden wurde (van Soest et al. 2007) und nach www.marinespecies.org ebenfalls in Belgien verbreitet ist. In den Niederlanden kommt die Art auch im Wattenmeer vor und van Soest et al. (2007) geben eigene (nicht publizierte) Beobachtungen bei Helgoland an. Keine weiteren Informationen aus deutschen Küstengewässern.

Literatur: Gittenberger et al. 2010, van Soest et al. 2007 www.marinespecies.org (WoRMS, World Porifera Database, 02.2012)

6.2. Coelenterata (Hohltiere)

Ctenophora (Rippenquallen)

Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865

Das Auftauchen der amerikanischen Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* an der deutschen Nord- und Ostseeküste im Herbst 2006 wurde mit Besorgnis aufgenommen, da die Art im Schwarzen und Kaspischen Meer für den Zusammenbruch der Sardellenpopulationen verantwortlich gemacht worden war. Genetische Studien belegten, dass der Ursprung der Tiere aus der Nord- und Ostsee an der amerikanischen Neuengland-Küste zu suchen ist, wohingegen die südlicheren ponto-kaspischen Populationen aus dem wärmeren Golf von Mexiko stammen. Ob die Art in deutschen Küstengewässern zukünftig einen starken negativen Einfluss haben wird, bleibt abzuwarten.

Syn.: *M. gardeni* L. Agassiz, 1860
M. mccradyi Mayer, 1900
(verschiedene Quellen geben unterschiedliche Jahreszahlen an)

Deutscher Name: -
Englischer Name: Sea walnut, American comb jelly, Leidy's comb jelly, Warty comb jelly

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Nord- und Ostsee)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Amerikanische Atlantikküste (Purcell et al. 2001)

Vektor: unbekannt, wahrscheinlich Ballastwasser (Kideys 2002, www.frammandearter.se)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: Nov. 2006 bei Helgoland (Boersma et al. 2007)
Ostsee: Okt. 2006 in der Kieler Bucht (Javidpour et al. 2006)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Zwischen 2005 und 2007 wurde die Ctenophore fast zeitgleich an verschiedenen Küsten der Nord- und Ostsee entdeckt. Der erste, damals offenbar weitgehend unbeachtete Fund aus dem August 2005 stammt von der dänischen Westküste (Tendal et al. 2007), und seit November desselben Jahres existierten fotografische Nachweise aus dem Oslofjord (Oliveira 2007). Aber erst im August 2006 identifizierten Faasse & Bayha (2006) *Mnemiopsis leidyi* sicher aus niederländischen Küstengewässern. Eine zeitlich weiter zurückliegende Einschleppung in die Niederlande konnte nicht ausgeschlossen werden, möglicherweise lag eine Verwechselung mit *Bolinopsis infundibulum*, einer heimischen Kaltwasserart, vor.

In deutschen Küstengewässern fand man erste Schwärme in der Kieler Bucht im Rahmen eines regulären Messprogramms im Oktober 2006. Hinsichtlich des Mechanismus der Einschleppung wurde eine Invasion mittels Ballastwasser über den Kieler Hafen oder eine Einwanderung durch Meeresströmungen aus der Nordsee vermutet (Javidpour et al. 2006). Nach gezielter Suche wurde die Ctenophore kurz danach, im November 2006, auch im Helgoländer Plankton nachgewiesen (Boersma et al. 2007).

Gleichzeitig wurde *Mnemiopsis* leidyi 2006 auch von der schwedischen und norwegischen Küste gemeldet, und wegen der großen Zahl der Tiere wurde auch dort gemutmaßt, dass sie bereits seit längerem dort vorgekommen, aber unentdeckt geblieben war (Hansson 2006). Gleiches galt für ihre Entdeckung in belgischen Gewässern 2007. Auch dort war sie zum Zeitpunkt des ersten Nachweises schon sehr zahlreich (Ginderbeuren 2012, Kerckhof et al. 2007). Erste Beobachtungen an der französischen Nordseeküste wurden 2009 gemacht und schon vier Jahre früher, 2005, war *Mnemiopsis* an der französischen Kanalküste aufgetreten (Antajan et al. 2014). Dagegen scheint sie vor den britischen Inseln bis 2010 nicht aufgetreten zu sein (Minchin et al. 2013).

2007 wurden auch aus Polen erste Funde aus der Danziger Bucht gemeldet (Janas & Zgrundo 2007). Nachweise aus dem Finnischen und Bottnischen Meerbusen (Lehtiniemi et al. 2007) wurden im Nachhinein durch molekulare Studien revidiert (Gorokhova et al. 2009, Lehtiniemi et al. 2012).

‚Rapid Assessment' Untersuchungen zwischen 2009 und 2013 in verschiedenen deutschen Häfen zeigten, dass die Ctenophore in der westlichen Ostsee und vielen Nordseehäfen im Sommer 2009 und 2010 verbreitet und zahlreich war. Nach einem strengen Winter 2010/2011 war sie dagegen im Jahr 2011 von allen untersuchten Standorten verschwunden (Lackschewitz et al. 2011), trat jedoch im Sommer 2012 und 2013 in einigen untersuchten Häfen erneut in größeren Dichten auf.

Durch genetische Studien konnte nachgewiesen werden, dass die in nordeuropäischen Gewässern vorkommenden Populationen ihren Ursprung in Neuengland haben, wohingegen die des Schwarzen und Kaspischen Meeres aus dem wärmeren Klima des Mexikanischen Golfes stammen. Anders als ursprünglich angenommen, kommen die in der Nordsee auftretenden Populationen entweder aus der Ostsee oder es haben voneinander unabhängige Invasionen aus Neuengland stattgefunden (Ghabooli et al. 2011, Reusch et al. 2010).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Frankreich (Antajan et al. 2014)
Belgien (Ginderdeuren et al. 2012, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Faasse & Bayha 2006)
Deutschland (Boersma et al. 2007)
Dänemark (Tendal et al. 2007)
Schweden (Hansson 2006)
Norwegen (Oliveira 2007)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Riisgard et al. 2010, Tendal et al. 2007)
Schweden (www.frammandearter.se)
Deutschland (Javidpour et al. 2006, Kube et al. 2007)
Polen (Janas & Zgrundo 2007)

Zur Biologie und Ökologie:
Mnemiopsis leidyi ist eine euryhaline und eurytherme Art mit breitem ökophysiologischen Spektrum, das ihr die Besiedlung der Nord- und westlichen Ostsee erlaubt (Lehtiniemi et al. 2012). Offenbar werden Salinitäten zwischen 2 und 38 psu und Temperaturen von -0,7 bis 34 °C toleriert. Sie ist ein hermaphroditischer, sich selbst befruchtender Organismus (Ivanov et al. 2000), und die Reproduktion beginnt bei 12 °C, wobei die höchsten Raten bei 24 bis 28 °C gemessen werden. Jugendstadien können leicht mit den heimischen Arten *Pleurobrachia pileus* und *Bolinopsis infundibulum* oder der arktischen Ctenophore *Mertensia ovum* verwechselt werden (Didžiulis 2013).
Die hohen Wassertemperaturen des Sommers 2006 begünstigten vermutlich die Zunahme von *Mnemiopsis* (Hansson 2006). Bei ausreichend hohem Nahrungsangebot kann die Art sehr schnell wachsen, bei Mangel aber auch 3 Wochen hungern. Sie ernährt sich von Zooplankton, Fischeiern und -larven und könnte damit zum Nahrungskonkurrenten und Räuber für Fische werden. Sie selbst wird nicht von Fischen gefressen, wohl aber von Rippenquallen der Gattung *Beroe*, die in Nordeuropa auf die höheren Salinitäten in der Nord- und westlichen Ostsee beschränkt sind bzw. im Mittelmeer vorkommen (Galil & Gevili 2013).
Die größte Biomasse erreichen die Populationen im Sommer/Frühherbst, wenn auch die Biomasse des Zooplanktons am höchsten ist. Die Überwinterung findet in tieferen Wasserschichten statt, in denen die Temperaturen nicht unter 4 °C sinken. In der östlichen Ostsee wird das Vorkommen vermutlich durch Salinität und Wintertemperaturen limitiert. (Angaben aus Kube et al. 2007 und www.frammandearter.se)

Auswirkungen und invasives Potential:
Anfang der 1980er Jahre in das Schwarze Meer eingeschleppt, breitete sich die Art dort und im östlichen Mittelmeerraum aus und gelangte 1999 vermutlich durch Ballastwasser ins Kaspische Meer, wo ihr, wie auch im Schwarzen Meer, schwere wirtschaftliche Schäden in der Fischerei-Industrie angelastet wurden (Ivanov et al. 2000, Kideys 1994). Nahrungskonkurrenz zum einheimischen Anchovi (*Engraulis encrasicolus*) und die Prädation an Fischeiern und -larven hatten erhebliche Einbußen in der lokalen Fischwirtschaft zur Folge (Kideys 2002).
Inzwischen geht man allerdings davon aus, dass nicht allein die Massenentwicklung dieses räuberischen Zooplankters, sondern auch Überfischung und Eutrophierung im Schwarzen und Kaspischen Meer zu dem starken Einbruch beitrugen (Bilio & Niermann 2004).
In der Ostsee fanden Schaber et al. (2011) bisher keinen entscheidenden Einfluss auf das Ichtyoplankton. Prädation an Fischeiern scheint in der Nordsee von untergeordneter Bedeutung (Hamer et al. 2011), und im Wattenmeer erwies sich die Konkurrenz zu juvenilen Heringen als gering (Kellnreitner et al. 2013).
Jedoch zeigten Riisgard et al. (2012), dass die saisonale Aufeinanderfolge im Vorkommen der heimischen Scyphozoe *Aurelia aurita* und *Mnemiopsis* im Limfjord zu einer erheblichen Dezimierung der Zooplanktonbestände führte, die sich nach der Massenentwicklung von *Aurelia* im Frühsommer durch den zusätzlichen Fraßdruck von *Mnemiopsis* im Spätsommer und Herbst nicht erholen konnten. Da die Rippenqualle kein Phytoplankton frisst, können sekundär auch Algenblüten durch die starke

Reduzierung des Zooplanktons entstehen (www.frammandearter.se).
Der Einfluss dieser Ctenophore kann offenbar noch nicht abschließend bewertet werden, entsprechend stuft die Internet-Datenbank www.aquatic-aliens.de die Art als ‚potential invasive alien species' ein.
Es wurde erwartet, dass die ansteigenden Meerestemperaturen die Ausbreitung der Rippenqualle begünstigen und sich die Art als fester Bestandteil der hiesigen marinen Fauna etablieren würde. Speziell Küstenfischen und deren Nachwuchs würde damit ein neuer Prädator und Nahrungskonkurrent erwachsen, dessen Populationsdynamik kritisch beobachtet werden sollte.
Noch scheinen die Populationen starken Schwankungen zu unterliegen. Während die Art in ‚Rapid Assessment' Untersuchungen 2009 und 2010 regelmäßig und häufig in Häfen der Nord- und Ostsee vertreten war, konnten 2011 keine Individuen gefunden werden, und erst im Sommer 2012 wurden erneut Tiere angetroffen.

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind.)

Literatur: Antajan et al. 2014, Bilio & Niermann 2004, Boersma et al. 2007, Didžiulis 2013, Faasse & Bayha 2006, Galil & Gevili 2013, Ghabooli et al. 2011, Ginderbeuren 2012, Gorokhova et al. 2009, Hamer et al. 2011, Hansson 2006, Ivanov et al. 2000, Janas & Zgrundo 2007, Javidpour et al. 2006, Kellnreitner et al. 2013, Kerckhof et al. 2007, Kideys 1994, Kideys 2002, Kube et al. 2007, Lackschewitz et al. 2009 - 2012, Lehtiniemi et al. 2007, 2012, Minchin et al. 2013, Oliveira 2007, Purcell et al. 2001, Reusch et al. 2010, Riisgard et al. 2010, 2012, Schaber et al. 2011, Tendal et al. 2007
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 03.09.2009)
www.aquatic-aliens.de (Aktualisierung v. 24.02.2014)

Der räuberischen Rippenqualle *Mnemiopsis leidyi* wurden im Schwarzen und Kaspischen Meer schwere Schäden angelastet. (Foto: K. Reise)

Cnidaria (Nesseltiere)

Hydrozoa (Hydroiden)

Bougainvillia macloviana Lesson, 1830

***Bougainvillia macloviana* ist eine kleinwüchsige Hydromeduse aus antarktischen Gewässern. Bis Mitte des 20sten Jahrhunderts trat sie gelegentlich im Helgoländer Plankton und vor der ostfriesischen Küste auf. Da sie seit vielen Jahren in deutschen Küstengewässern nicht mehr gefunden wurde, gilt sie als ausgestorben.**

Syn.: *Cyanaea bougainvillii* Lesson 1830
Perigonimus maclovianus Vanhöffen 1910
(Polypen nach: World Hydrozoa Database in www.marinespecies.org)

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, vorübergehend etabliert, ausgestorben

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Antarktis (Nehring & Leuchs 1999a)

Vektor: vermutlich durch Schiffe (Hartlaub 1911, Tambs-Lyche 1964, Nehring & Leuchs 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1895 bei Helgoland (Hartlaub 1911)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Nach einem ersten Fund im Mai 1895 (Hartlaub 1911) wurde die Art in unregelmäßigen Abständen zwischen 1896 und 1949 im Helgoländer Plankton und vor der ostfriesischen Küste gefunden (Künne 1952, Nehring & Leuchs 1999a). Ob es sich dabei um Individuen einer kleinen, etablierten Population handelte oder Mehrfach-Invasionen stattgefunden hatten, ist ungeklärt. Allerdings spricht einiges für eine zeitweise Etablierung (Nehring & Leuchs 1999a). Da es jedoch seit Jahrzehnten keinen neuen Nachweis gibt, gilt die Art für die deutsche Küste als ausgestorben.

Frühe Meldungen gab es ebenfalls von der schottischen Westküste (Tambs-Lyche 1964), auch wenn Eno et al. (1997) diese Art nicht als eingeschleppt für britische Gewässer erwähnen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Bougainvillia macloviana besitzt einen Generationswechsel zwischen Polyp und Meduse. Hartlaub (1911) gibt eine genaue morphologische Beschreibung, Biologie und Ökologie dieser antarktischen Hydrozoe scheinen jedoch weitgehend unbekannt zu sein (Nehring & Leuchs 1999a).

Auswirkungen und invasives Potential:
Unbekannt

Literatur: Eno et al. 1997, Hartlaub 1911, Künne 1952, Nehring & Leuchs 1999a, Tambs-Lyche 1964
www.marinespecies.org (03. 2012)

Cordylophora caspia (Pallas, 1771)

Der Polyp ist ein früher Einwanderer, der wahrscheinlich schon zu Beginn des 19. Jh. über neu eröffnete Kanäle in die Ostsee gelangte. Mitte des Jahrhunderts tauchte er dann an deutschen Küsten auf und siedelt heutzutage vom Süßwasser des Binnenlandes über die Brackgewässer der Ostsee bis in die Flussästuare der Nordsee.

Syn.: *Cordylophora albicola* Kirchenpauer, 1862
Cordylophora lacustris Allman, 1844
Turbullaria cornea Agardh 1816

Deutscher Name: Keulenpolyp, Affenhaar
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005); bei Gollasch et al. (2009) als kryptogen bezeichnet

Lebensraum: Brackwasser (bis Süßwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum. Die Art gilt seit langem als kosmopolitisch (Nehring & Leuchs 1999a).

Vektor: vermutlich als Aufwuchs (Polyp) von Schiffsrümpfen oder Treibgut und im Ballastwasser (Larven) von Schiffen; Verteilung der Planktonlarven auch durch Meeresströmungen (Wolff 2005). Weltweite Verbreitung durch Schiffstransporte, in den USA (in den Eriesee) auch durch entsorgte Aquarienreste (www.frammandearter.se).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1858 im Elbästuar an Fahrwassertonnen (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: 1870 (Gollasch & Nehring 2006); Ulrich (1926) zitiert darüber hinaus eine pers. Mitt.: ‚…so ist noch 1870 *Cordylophora lacustris* ALLM. in ihrem Vorkommen auf Warnemünde beschränkt gewesen. Erst 1883 wurde sie zum ersten Mal in Rostock gefunden…', was impliziert, dass die Art in Warnemünde bereits früher als 1870 bekannt war.

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Wolff (2005) nach Olenin (2002) gibt für das Vorkommen der Art im Kurischen Haff und in der Weichselmündung bereits das frühe 19. Jh. an, nachdem der Oginsky- und der Pripyat-Bug-Kanal eröffnet worden waren. Aus den 1810er Jahren datiert wahrscheinlich die erste Beobachtung aus schwedischen Küstengewässern (Nehring & Leuchs 2000, www.frammandearter.se), 1844 wurde *Cordylophora* auch außerhalb der Ostsee in Dublin (Irland) nachgewiesen (Wolff 2005).

1858 fand *Cordylophora caspia* sich auf Tonnen im Elbästuar und etwa zeitgleich auch in der Schlei (Nehring & Leuchs 1999a), was möglicherweise den frühesten Nachweis für die deutsche Ostsee darstellt (die Originalliteratur haben wir nicht gesehen). Im Hafen von Warnemünde kam sie spätestens 1870 vor (Ulrich 1926).
In den Niederlanden tauchte sie erstmals 1884 auf und ist dort etabliert und überall verbreitet (Wolff 2005).

Heute reicht das Vorkommen in Deutschland vom Süßwasser vieler Wasserstraßen (Tittizer 1997) über die Ostsee (Nehring 2000a) bis in die Brackgewässer der Nordseeküste (Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994). Im Nord-Ostsee-Kanal ist sie bis in die Einmündung zum Elbästuar verbreitet (Buschbaum et al. 2012), wo jedoch der ansteigende Salzgehalt einer weiteren Ausdehnung in die Nordsee Grenzen setzt. An der deutschen Ostseeküste ist sie eine häufige Art (Wittfoth 2013).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Vervoort 1964, Wolff 2005)
Deutschland (Nehring 2000a, Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994)
(Dänemark: nach Jensen & Knudsen 2005 ist der momentane Status unsicher)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Nach www.frammandearter.se ist der Polyp in der gesamten Ostsee verbreitet:
Oderhaff (Polen/Deutschland), Kurisches Haff (Litauen/Russland), Weichselmündung (Polen), Rigaer Meerbusen (Lettland), Finnischer Meerbusen (Finnland/Russland/Estland), Bottnischer Meerbusen (Finnland/Schweden), Kattegat und Belte (Dänemark/Schweden).

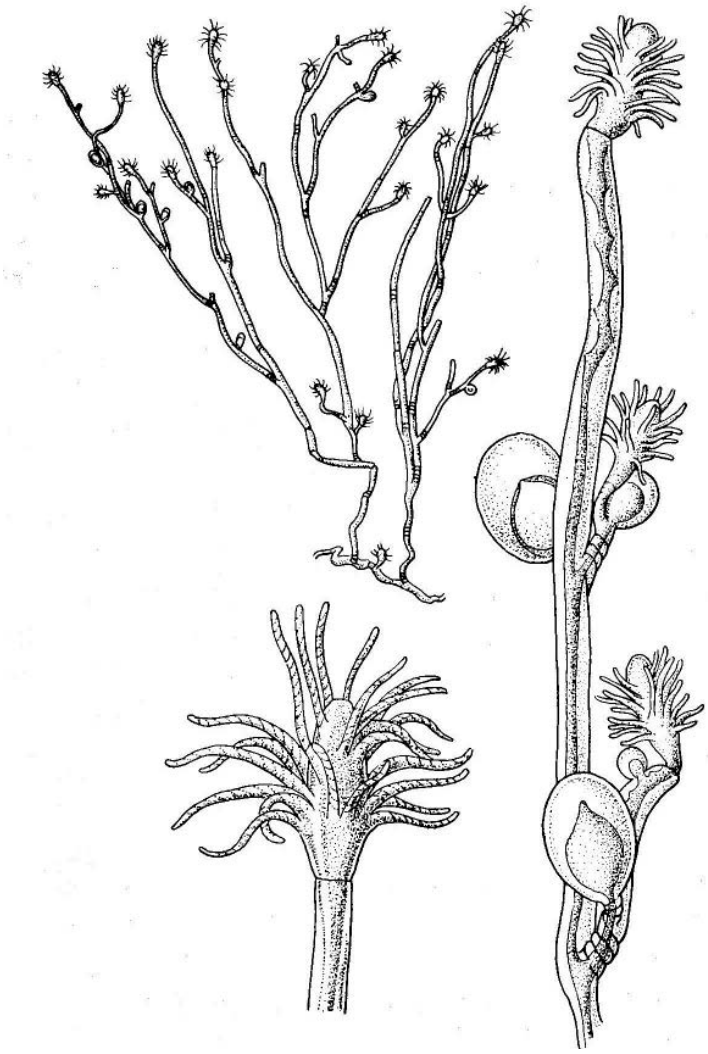
Zur Biologie und Ökologie:
Cordylophora caspia gilt als genuine Brackwasserart, jedoch bezeichnen Nehring & Leuchs (2000) sie als ursprünglich haline Spezies. Das Salinitätsspektrum reicht vom Süßwasser bis ins marine Milieu. Obwohl unter Laborbedingungen das Optimum bei 16,7 psu liegt, zeigt *Cordylophora* ihre stärkste Entfaltung im Freiland bei 3-7 psu (Nehring & Leuchs 1999a). Eine Medusengenera-

tion fehlt. Die aufrechten Polypenstöcke sterben im Winter ab, und die Kolonien überwintern als Ruhestadium (Menonten) (alle Angaben aus Nehring & Leuchs 1999a).

Auswirkungen und invasives Potential:
Der Art werden negative Auswirkungen durch massenhaften Bewuchs nachgesagt, z. B. das Verstopfen von Kühlwasserleitungen, darüber hinaus Habitat-Modifizierung, Prädation und Konkurrenz (Angaben aus www.frammandearter.se, Baltic Sea Alien Species Database). Die Internet-Datenbank www.aquatic-aliens.de bezeichnet sie als potentiell invasive Art. Nehring & Leuchs (2000) sehen allerdings keine interspezifische Konkurrenz.

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Buschbaum et al. 2012, Gollasch & Nehring 2006, Gollasch et al. 2009, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Nehring 2000a, Nehring & Leuchs 1999a, Nehring & Leuchs 2000, Post & Landmann 1994, Tittizer 1997, Ulrich 1926, Vervoort 1964, Wittfoth 2013, Wolff 2005
www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, 03.2012)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 06.11.2006)
www.aquatic-aliens.de (24.02.2013)



Der Hydropolyp *Cordylophora caspia*
links: Kolonien bis ca. 100 mm Höhe (aus Hayward & Ryland 1990, Nachdruck mit Genehmigung durch Oxford University Press)
rechts: Im Gegensatz zu vielen anderen Hydrozoen sind die Tentakel bei *C. caspia* nicht in einem Kreis angeordnet, sondern über den Polypenkopf verteilt. (Foto: D. Lackschewitz)

Garveia franciscana (Torrey, 1902)

Der athecate Hydropolyp ist weltweit verbreitet mit unklarer Herkunft. Wann genau die Brackwasserart nach Europa kam, ist unbekannt, da sie offenbar teilweise mit der ebenfalls eingeschleppten *Cordylophora caspia* verwechselt worden war. 1920 wurde sie erstmals für Europa aus der niederländischen Zuiderzee gemeldet. Für Deutschland sind Vorkommen aus dem Nord-Ostsee-Kanal bekannt.

Syn.: *Bimeria franciscana* (Torrey, 1902)
Perigonimus megas Kinne, 1956

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Vorkommen insbesondere im Nord-Ostsee-Kanal)

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: unklar, weltweit verbreitet. Erstbeschreibung aus der Bucht von San Francisco. Ein Ursprung aus dem nördlichen Indischen Ozean wird diskutiert (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005)

Vektor: unbekannt (Wolff 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: (vor) 1952 im Nord-Ostsee-Kanal (Gollasch & Nehring 2006)
Ostsee: (unsicher, ob Vorkommen existieren; vgl. Schönborn et al. 1993)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der genaue Zeitpunkt des Erstfundes ist für Europa und Deutschland schwer zu bestimmen. Offenbar ist die Art früher auch mit der ebenfalls eingeschleppten Hydrozoe *Cordylophora caspia* (Syn. *C. lacustris*) verwechselt worden (Nehring & Leuchs 1999a).

Nach Wolff (2005) wurden die ersten europäischen Exemplare 1920 (als *Bougainvillia ramosa*) in der südöstlichen Zuiderzee (Niederlande) gefunden. Der erste sichere Nachweis für Deutschland stammt von 1952 aus dem Nord-Ostsee-Kanal, wo sie als *Perigonimus megas* beschrieben wurde und fast den gesamten Verlauf des Kanals besiedelte (Nehring & Leuchs 1999a). Nehring & Leuchs (1999a) vermuten, dass sie zwischen 1910 und 1914 mit Baugeräten für Arbeiten am Nord-Ostsee-Kanal aus den Niederlanden eingeschleppt wurde, da sie bei einer Untersuchung in den 1910er Jahren noch nicht erwähnt wird. Damit müsste sie jedoch in den Niederlanden bereits zwischen 1910 und 1914 vorgekommen und bis 1920 unerkannt geblieben sein. Im Falle einer Fehlbestimmung im Nord-Ostsee-Kanal in den 1910er Jahren würde sich die Frage nach dem tatsächlichen Gebiet für die primäre Einschleppung nach Europa stellen.

Für die Niederlande gibt Wolff (2005) die Verbreitung von *Garveia franciscana* in der Wester- und Oosterschelde an. Dittmer (1981) listet Einzelfunde für das Emsästuar zwischen 1956 und 1971 auf, das momentane Vorkommen in den Ästuaren ist allerdings unbekannt. Verwechselungen mit der Art *Cordylophora caspia* sind nicht ausgeschlossen, auch wenn beide Arten deutlich voneinander verschieden sind (Vervoort 1964).

Im Nord-Ostsee-Kanal gilt die Hydrozoe nach Nehring & Leuchs (1999a) seit Untersuchungen aus den 1950er und 1960er Jahren als fester Bestandteil der Kanalfauna.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Niederlande (Vervoort 1964, Wolff 2005)
Belgien (Kerckhof et al. 2007, Wolff 2005)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Verbreitung in der Ostsee nicht bekannt (auch wenn die Art in der HELCOM List 2010 (Version 2) mit 1950 als dem Jahr des Erstfundes für Kattegat und Beltsee aufgelistet wird).

Zur Biologie und Ökologie:
Garveia franciscana wird als genuine Brackwasserart beschrieben (Nehring & Leuchs 1999a, Schönborn et al. 1993) mit einem Vorkommen auf sekundären Hartböden bei 1-18 bzw. 3-15 psu, vorzugsweise aber unter 6 psu. Die Hydrozoe gilt als thermophil (Schönborn et al. 1993), eine freilebende Medusengeneration ist nicht bekannt.

Auswirkungen und invasives Potential:
Negative Auswirkungen sind eher unwahrscheinlich, da die Art schon seit langem ohne nennenswerte Folgen in deutschen Gewässern etabliert ist, auch wenn gelegentlich die Möglichkeit des Verstopfens von Kühlwasserleitungen erwähnt wird.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Dittmer 1981, Gollasch & Nehring 2006, HELCOM 2010, Nehring & Leuchs 1999a, Schönborn et al. 1993, Vervoort 1964, Wolff 2005

Kolonien der Hydrozoe *Garveia franciscana*, deren Polypenköpfe in becherförmigen Pseudohydrotheken ansetzen, in die sie sich aber, anders als bei den thecaten Arten, nicht vollständig zurückziehen können. (Fotos: D. Lackschewitz)

Gonionemus vertens A. Agassiz, 1862

(manche Quellen geben fälschlicherweise L. Agassiz, den Vater Louis Agassiz, als Erstbeschreiber an)

Eine kleine Hydrozoe mit Generationswechsel, die mit Seegras oder Makroalgen assoziiert ist. Die Medusen heften sich mit speziellen Haftorganen der Tentakel an Makrophyten, sind aber auch zu frei schwimmender Lebensweise befähigt. Die einzige bekannte Population an der deutschen Nordseeküste existierte zwischen 1947 und 1949 im Rantumbecken (Sylt), jedoch gilt ihr Vorkommen mangels rezenter Nachweise als erloschen.

Syn.: Verschiedene *Gonionemus* Arten sind von der nördlichen Hemisphäre beschrieben, die alle als konspezifisch (mit 2 Unterarten) zu bewerten sind (Tambs-Lyche 1964).

Deutscher Name: -
Englischer Name: Clinging jellyfish, Orange-striped jellyfish, Angled hydromedusa

Status: nicht-heimische Art, an der deutschen Nordseeküste scheint die Population erloschen (Nehring & Leuchs 1999a)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: unklar; sehr wahrscheinlich der Nordpazifik (Bakker 1980). Die Art ist sowohl von der amerikanischen Pazifikküste (Erstbeschreibung aus dem Puget Sound), als auch von der nordamerikanischen Atlantikküste bekannt. Ein Ursprung im Nordwestpazifik (China, Korea, Japan), von wo aus die Hydrozoe möglicherweise an die amerikanische Pazifikküste gelangte, wird diskutiert (Eno et al. 1997, Nehring & Leuchs 1999a). Tambs-Lyche (1964) schließt sogar einen Ursprung aus dem Mittelmeer nicht aus. Innerhalb Europas wurde sie im letzten Jh. an verschiedenen Stellen nachgewiesen, die als sekundäre Donorgebiete für eine Ausbreitung hätten dienen können.

Vektor: es wird sowohl über eine Einschleppung im Schiffsaufwuchs (Bakker 1980), wie auch durch Ballastwasser spekuliert, und es gibt begründete Vermutungen über eine Verbreitung mit Austernimporten (Edwards 1976, Wolff 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1947 im Rantumbecken/Sylt (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Verbreitung von *Gonionemus vertens* wird häufig mit Austernimporten in Verbindung gebracht (Edwards 1976). Erste europäische Funde sollen schon aus dem 19. Jh. aus portugiesischen Gewässern stammen, von wo aus die Art möglicherweise mit Austern nach Frankreich (1867) gelangte (Eno et al. 1997, Wolff 2005). Edwards (1976) vermutet ein Vorkommen der Art an der britischen Westküste bereits 1913/1914 in Zusammenhang mit kommerziellem Austernhandel und gibt eine umfassende Übersicht über frühe europäische Funde. 1921 wurde ein einzelnes Individuum im norwegischen Oslofjord gefangen und 1923 sowie 1930 wurden Medusen im schwedischen Gullmarsfjord (Skagerrak) gefunden. Ein Nachweis aus dänischen Gewässern gelang erst 1960 im Kattegat bei Frederikshavn (Jensen & Knudsen 2005, Tambs-Lyche 1964).

1929 und 1931 tauchten Tiere auch an der bretonischen Küste bei Roscoff auf. Ob die 1946/1947 im belgischen Ostende entdeckten Tiere damit in Zusammenhang standen oder die Funde direkt auf den Import Amerikanischer Austern (*Crassostrea virginica*) zurückzuführen waren, blieb unklar (Tambs-Lyche 1964). Vermutlich von Belgien aus drang *Gonionemus* in niederländische Gewässer vor. 1960 wurde sie erstmals im Rheindelta (Westerschelde) angetroffen, wo sie heute verbreitet ist und als etabliert gilt (Wolff 2005).

An der deutschen Nordseeküste wurde 1947 eine Meduse im Rantumbecken von Sylt entdeckt. Dieses künstlich angelegte Becken diente während des Krieges als Port für Wasserflugzeuge und es wurde vermutet, dass die Hydrozoe mit Wasserflugzeugen aus Norwegen gekommen sein könnte, da eine direkte Flugverbindung zum Oslofjord existiert hatte. 1948 und 1949 bildete *Gonionemus vertens* offenbar eine eigenständige Population im Rantumbecken, und 1949 konnte dort erstmals für Nordeuropa der Polyp im Freiland beobachtet werden (Tambs-Lyche 1964). Da das Becken allerdings zunehmend aussüßte, wurden nach 1949 keine weiteren Individuen mehr nachgewiesen.

Bemerkenswerterweise tauchte *Gonionemus vertens* schon sehr früh in verschiedenen europäischen Aquarien auf, so etwa zu Beginn der 1890er Jahre in Berlin, 1913 an der englischen Ostküste und 1917 in den Aquarien von Wien und Prag. Den Aquarien von Berlin, Prag und Wien war gemein, dass sie mit Wasser aus dem Mittelmeer (Adria) befüllt waren, was die Spekulation um einen

mediterranen Ursprung nährte, auch wenn die Art selbst aus der Adria nicht bekannt war (Tambs-Lyche 1964).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (Bakker 1980, Tambs-Lyche 1964; ein rezentes Vorkommen wird bei www.frammandearter.se und www.tauchprojekt.de angegeben, wobei unsicher ist, ob es sich auch auf die Skagerrakküste bezieht)
Schweden (Bakker 1980, Tambs-Lyche 1964; rezente Vorkommen scheinen nach www.frammandearter.se unsicher)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a; ausgestorben)
Niederlande (Bakker 1980, Wolff 2005; etabliert)
Belgien (Kerckhof et al. 2007; diese Autoren geben an, dass die Hydrozoe seit 1946/1947 in belgischen Gewässern nicht mehr gefunden wurde)
Großbritannien (Edwards 1976, Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013, Tambs-Lyche 1964 gibt historische Nachweise aus Aquarien an)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Ein Nachweis von 1960 aus dem dänischen Kattegat (Tambs-Lyche 1964). Jensen & Knudsen (2005) bezeichnen die Art aber als rezent nicht etabliert.

Zur Biologie und Ökologie:
Die Meduse siedelt im strömungsberuhigten Flachwasser von Küsten, sowohl in marinen als auch in brackigen Bereichen. Das Vorkommen ist an Seegras oder Algen gebunden. Über den Lebensraum des winzigen Polypen (Angaben von 0,4-2 mm Höhe) herrscht Unklarheit. Während einige Quellen ihn ebenfalls in Seegraswiesen vermuten (Nehring & Leuchs 1999a), geben andere Steine und Muschelschalen auch aus tieferem Wasser an (Bakker 1980). Der Schirm der kleinen Hydromeduse misst 30-40 mm im Durchmesser und ist mit bis zu 80 Tentakeln besetzt, die einen charakteristischen Knick zur Spitze hin aufweisen (‚Angled hydromedusa'). Den 4 orange-gelben, kreuzförmig angeordneten Gonaden verdankt die Art ihren englischen Namen ‚Orange-striped jellyfish'. Ein auffälliges Verhalten charakterisiert die Meduse, die die meiste Zeit mit ihren Tentakeln an Seegrasblättern festgeheftet lebt (‚Clinging jellyfish'), von wo aus sie nach Zooplankton und kleinen Crustaceen angelt. Von Zeit zu Zeit schwimmt sie zur Oberfläche, dreht sich dort um 180° und sinkt Schirm-voran mit weit ausgestreckten Tentakeln wieder nach unten bis zum erneuten Kontakt mit Makrophyten. Bei Einbruch der Nacht intensiviert sich dieses Verhalten. Die Art, die häufig in Schwärmen auftritt, benötigt offenbar sommerliche Wassertemperaturen von über 17-18 °C (Bakker 1980, Nehring & Leuchs 1999a).

Aufgrund ihrer geringen Größe, versteckten Lebensweise im Seegras und ihrem überwiegend nachtaktiven Verhalten sind die Tiere nur schwer auszumachen. Der Niedergang von Seegraswiesen an nordeuropäischen Küsten beeinträchtigt zusätzlich eine mögliche Ansiedlung und Etablierung bzw. Ausdehnung von Populationen (Bakker 1980, Nehring & Leuchs 1999a, Tambs-Lyche 1964, www.frammandearter.se).

Auswirkungen und invasives Potential:
Unbekannt. Von den nordwest-pazifischen Tieren (Kamtschatka, Japan) ist bekannt, dass sie im Gegensatz zu den atlantischen Populationen ein relativ stark wirkendes Zellgift enthalten (www.frammandearter.se). Allerdings gibt es auch von der amerikanischen Ostküste Meldungen über notwendige ärztliche Behandlungen nach Kontakten mit *Gonionemus vertens* (http://archive.capenews.net/communities/mashpee/news/469).

Literatur: Bakker 1980, Edwards 1976, Eno et al. 1997, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Minchin et al. 2013, Nehring & Leuchs 1999a, Tambs-Lyche 1964, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 6.11.2006)
http://archive.capenews.net/communities/mashpee/news/469 (30.07.2010)
www.tauchprojekt.de (03.2012)

Nemopsis bachei L. Agassiz, 1849

***Nemopsis bachei* ist eine kleine, euryhaline Hydrozoe von der amerikanischen Atlantikküste. In Nordeuropa hat sie sich in Flussmündungen etabliert, ist aber auch aus stärker salzhaltigen Küstengewässern bekannt, wo sie sich überwiegend von Copepoden ernährt. Charakteristisch für die Meduse sind neben dichotom verzweigten Mundcirren je zwei keulenförmige Tentakel, die zusammen mit den fadenförmigen an den vier Tentakelbulben entspringen.**

Syn.: *Hippocrene crucifera* Forbes & Goodsir, 1853
Nemopsis heteronema Haeckel, 1880

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser (Flussästuare) und marin

Ursprungs-/Donorgebiet: nordamerikanische Atlantikküste (Tambs-Lyche 1964); es gibt aber auch Autoren, die vermuten, dass die Art zunächst von Europa nach Nordamerika verschleppt wurde (Wolff 2005).

Vektor: Aufwuchs (Polyp) oder Ballastwasser (Meduse) von Schiffen. Aufgrund der Distanzen zwischen den verschiedenen europäischen Nachweisen und der Tatsache, dass es sich bei frühen Funden um Einzelindividuen handelte, ist von unabhängig voneinander erfolgten Einschleppungen auszugehen (Nehring & Leuchs 1999a, Thiel 1968).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1942 bei Helgoland (Thiel 1968)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der erste europäische Nachweis gelang 1851 (als *Hippocrene/Nemopsis crucifera*) vor den Hebriden, und bis 1925 wurde die Art von der Westküste Schottlands noch drei weitere Male gemeldet (Hartlaub 1911, Tambs-Lyche 1964, Thiel 1968). 1879 tauchte die Meduse (als *Nemopsis heteronema*) im westnorwegischen Sognefjord auf (Nehring & Leuchs 1999a; bei Thiel 1968 erst 1880) und 1905 in der damaligen Zuiderzee. Inzwischen ist sie in den Niederlanden sowohl im Rheindelta als auch im Wattenmeer nachgewiesen und gilt als etabliert (Wolff 2005).

An der belgischen Küste wurde sie 1996 im Hafen von Zeebrügge gefunden (Kerckhof et al. 2007) und kommt dort offenbar auch weiterhin in zeitweise hohen Dichten vor (DeBlauwe in www.marinespecies.org, März 2012).

Nach einem ersten Fund 1942 bei Helgoland (Thiel 1968) wurde *Nemopsis bachei* an der deutschen Nordseeküste besonders im Elbästuar sowie mehrfach in der Wesermündung und im Hafen von Büsum beobachtet (Angaben in Nehring & Leuchs 1999a). 1949 erstmals in der Elbe nachgewiesen, bildete sie in den darauf folgenden Jahren dort individuenreiche Populationen (Nehring & Leuchs 1999a). Im Sommer 2008 wurden zahlreiche Tiere in der Meldorfer Bucht gefangen (Frost et al. 2010), und im Rahmen eines ‚Rapid Assessment' Projektes tauchten Medusen 2011 bis 2013 in den Häfen von Büsum und Bensersiel auf (Lackschewitz et al. 2011, 2012, 2013).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Frost et al. 2010)
Norwegen (historische Nachweise aus dem Sognefjord; Tambs-Lyche 1964)
(für Schweden auf der Alertlist bei www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Das Polypenstadium von *Nemopsis bachei* ist sehr klein (Nehring & Leuchs 1999a, www.marinespecies.org) und besiedelt offenbar bevorzugt im Wasser schwimmendes Holz. Aus diesem Grund wird allgemein von einer Einschleppung auf hölzernen Schiffsrümpfen ausgegangen (Tambs-Lyche 1964). Charakteristisch für die Meduse sind mehrfach dichotom verzweigte Mundcirren und je zwei keulenförmige kürzere Tentakel, die zusammen mit den fadenförmigen an vier Tentakelbulben entspringen (Hartlaub 1911).

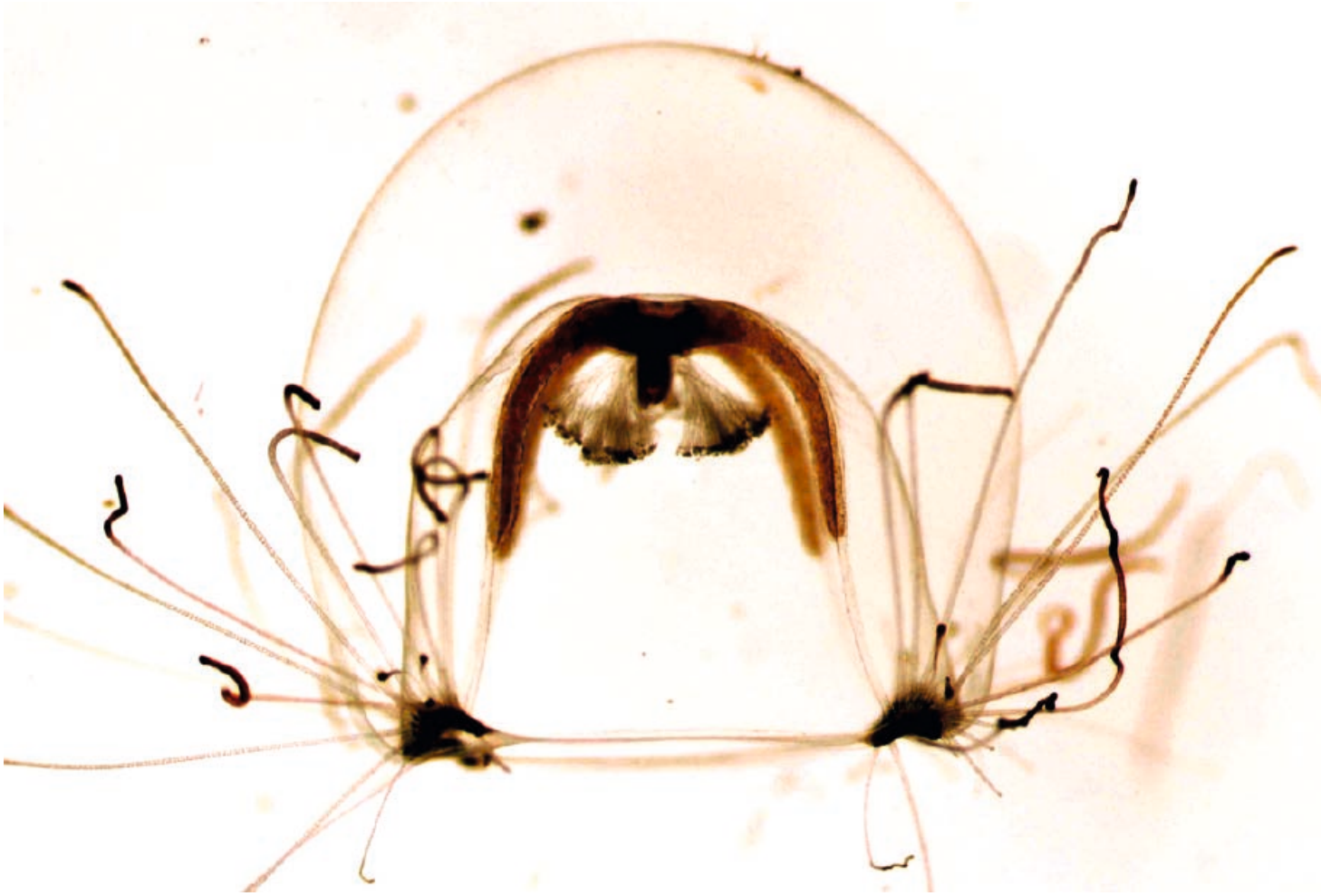
Als euryhaliner Organismus besiedelt die Hydrozoe in ihrem Ursprungsgebiet hauptsächlich Flussmündungen und Buchten, wo sie sich überwiegend von Copepoditstadien (z. B. von *Acartia tonsa*) ernährt (www.umces.edu). Dabei schwimmen die Medusen nicht aktiv, sondern warten stationär auf Kontakt der Tentakel mit Beute (Frost et al. 2010).

Auch an nordeuropäischen Küsten etablierte sich die Art im Brackwasser der großen Ästuare von Elbe und Rhein, daneben wurden Individuen aber auch im polyhalinen Seewasser gefangen.

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Frost et al. 2010, Hartlaub 1911, Kerckhof et al. 2007, Nehring & Leuchs 1999a, Tambs-Lyche 1964, Thiel 1968, Wolff 2005
www.marinespecies.org (03.2012)
www.frammandearter.se (03.2012)
www.umces.edu (03.2012)



Die nordamerikanische Hydromeduse *Nemopsis bachei*; die Glockenhöhe des hier abgebildeten Individuums beträgt ca. 4 mm, jedoch werden in der Literatur bis zu 20 mm angegeben. (Foto: D. Lackschewitz)

Thieliana (Pachycordyle/Clavopsella) navis (Thiel, 1962)

Hierbei handelt es sich um einen kolonialen Hydropolypen ohne freies Medusenstadium. Die Taxonomie ist uneinheitlich. Nach einer Revision von Stepanjants et al. (2000) wird die Gattung als *Thieliana* bezeichnet, aber auch die Gattungsnamen *Pachycordyle* und *Clavopsella* werden in Datenbanken weiter verwendet und als gültig angegeben.
Möglicherweise stammt die Art aus dem ponto-kaspischen Raum. Nach einem ersten Fund 1960 am Ausgang des Nord-Ostsee-Kanals in Kiel ist eine momentane Verbreitung in deutschen Gewässern unbekannt, sehr wahrscheinlich ist das Vorkommen erloschen.

Syn.: *Pachycordyle navis* (Millard, 1959)
Clavopsella navis (Millard, 1959)
Clavopsella quadrangularia Thiel 1962
Rhizorhagium navis Millard 1959

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, momentane Verbreitung unbekannt

Lebensraum: Brackwasser bis marin (Barnes 1994, Wolff 2005, World Hydrozoa Database in www.marinespecies.org)

Ursprungs-/Donorgebiet: unbekannt; Faasse & Vervoort (2000) in Wolff (2005) und Stepanjants et al. (2000) vermuten, dass die Art mit *Cordylophora inkermanica* aus dem Schwarzen Meer identisch ist und damit aus dem ponto-kaspischen Raum stammt.
Hinsichtlich des britischen und deutschen Fundortes weist www.glaucus.org.uk darauf hin, dass Shoreham Harbour, das dem englischen Fundort Widewater Lagoon in West Sussex benachbart ist, seit langem enge Handelsbeziehungen in die Ostsee unterhält.

Vektor: unbekannt, sehr wahrscheinlich als Schiffsaufwuchs, da die Art stets in direkter Nähe von Häfen gefunden wurde (Eno et al. 1997, www.marlin.ac.uk)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 1960 im NOK bei Kiel als *Clavopsella quadranularia* (Thiel 1962)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der ponto-kaspische Raum wird aufgrund einer angenommenen Identität der Art mit *Cordylophora inkermanica* aus dem Schwarzen Meer als Ursprung vermutet, Einzelheiten über eine Verbreitung sind jedoch nicht bekannt. Die wenigen Nachweise weltweit beschränken sich auf Südafrika, wo die Art auf einem Schiffsrumpf wachsend (als *Rhizorhagium navis*) angetroffen wurde (www.marlin.ac.uk), den Kieler Fundort an der Holtenauer Schleuse 1960 (Thiel 1962) sowie ein Vorkommen in England. Dort wurde der Hydropolyp 1973 in der Widewater Lagoon (West Sussex), einer vom Meer abgetrennten Lagune, nachgewiesen und noch 1990 relativ zahlreich beobachtet (Barnes 1994, Eno et al. 1997, www.marlin.ac.uk). 1997 war die Art offenbar jedoch von diesem einzigen in Großbritannien bekannten Standort verschwunden (www.glaucus.org.uk). Eno et al. (1997) nennen zusätzlich die Azoren als Fundort.

Im Juni 1960 war der Hydropolyp erstmals in nordeuropäischen Gewässern von Thiel (1962) gefunden worden, der ihn in Kiel an der Holtenauer Schleuse entdeckte. Jedoch sind nach 1963 keine Funde mehr bekannt geworden (Schönborn et al. 1993), ein Erlöschen der Population in der Kieler Förde ist wahrscheinlich. Das für Brackgewässer an der deutschen Nordseeküste als unsicher angegebene Vorkommen (Gollasch et al. 2009) ist zu bezweifeln.

In den Niederlanden wurde die Art 1964 an der Oosterschelde gefunden. Von diesem Standort scheint die Art verschwunden zu sein, jedoch wurde sie zu Beginn dieses Jahrhunderts an verschiedenen anderen Stellen entdeckt und gilt in den Niederlanden als etabliert (Wolff 2005).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande (Wolff 2005)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (momentanes Vorkommen unsicher)

Zur Biologie und Ökologie:
Thieliana navis ist ein kolonialer Hydropolyp, dessen Höhe mit 5 mm (www.marlin.ac.uk) bzw. 30 mm (Barnes 1994, www.glaucus.org.uk) angegeben wird. Ein freies Medusenstadium scheint zu fehlen (Barnes 1994). In der Widewater Lagoon im Süden von England wuchs die Art überwiegend auf Algen der Gattungen *Chaetomorpha* und *Ulva* und bevorzugte offenbar Salinitäten um 20 psu, tolerierte aber auch Salzgehalte bis zu 8 psu (www.glaucus.org.uk). Auch Wolff (2005) konstatiert, dass die Art im Gegensatz zu anderen eingeschleppten Hydropolypen wie *Cordylophora caspia* und *Garveia francisciana*, die limnisch-oligohalin bzw. mesohalin sind, als polyhalin gelten kann.

Anmerkungen zur Taxonomie:
Nach einer Revision von Stepanjants et al. (2000) sind die Gattungen *Clavopsella* und *Pachycordyle* congenerisch und der Gattungsname *Clavopsella* wird eingezogen. Einige dort angesiedelte Arten, wie etwa *Pachycordyle/Clavopsella navis,* können jedoch aufgrund morphologischer und entwicklungsbiologischer Merkmale nicht der Gattung *Pachycordyle* zugeordnet werden. Für sie wird die neue Gattung *Thieliana* geschaffen. Die Internet-Datenbank WoRMS gibt als gültigen Gattungsnamen *Pachycordyle* an, aber auch die Bezeichnung *Clavopsella* taucht weiterhin auf (möglicherweise aufgrund kontroverser taxonomischer Diskussionen?) (Stand März 2012).

Auswirkungen und invasives Potential:
Schädliche Auswirkungen sind nicht bekannt, das invasive Potential scheint limitiert (Eno et al. 1997).

Literatur: Barnes 1994, Eno et al. 1997, Gollasch et al. 2009, Schönborn et al. 1993, Stepanjants et al. 2000, Thiel 1962, Wolff 2005
www.glaucus.org.uk (05.03.2012)
www.marinespecies.org (WoRMS – World Register of Marine Species, 29.02.2012)
www.marlin.ac.uk (29.02.2012)

Anthozoa (Blumentiere)

Cereus pedunculatus (Pennant, 1777)

Syn.: *Heliactis bellis* Ellis, 1786

Deutscher Name: Sonnenrose
Englischer Name: Daisy anemone

Die Anthozoe ist im Mittelmeerraum und Nordost-Atlantik, von Portugal bis zum Ärmelkanal, verbreitet. Während sie in Großbritannien an der Süd- und Westküste lokal durchaus häufig vorkommen kann (Hayward & Ryland 1990), gibt es aus deutschen Küstengewässern lediglich einen Einzelnachweis aus dem Jahr **1921**, als sie vor Büsum gefunden wurde. Wie sie dorthin gelangte, ist unbekannt, es wird jedoch über eine Einschleppung mit Austernsetzlingen um die Jahrhundertwende spekuliert. Da seit dem Erstfund keine weiteren Tiere entdeckt wurden, gilt die Art als nicht etabliert bzw. als ausgestorben (Nehring & Leuchs 1999a).

Literatur: Hayward & Ryland 1990, Nehring & Leuchs 1999a

Diadumene cincta Stephenson, 1925

Eine kleine Aktinie von oranger Färbung, die an der deutschen Küste wahrscheinlich nur im Sublitoral vor Helgoland etabliert ist. Dorthin gelangte sie offenbar mit Muschelimporten aus der niederländischen Oosterschelde. Da sie leicht mit Jugendstadien von *Metridium senile* verwechselt werden kann, ist auch eine ausgedehntere Verbreitung möglich, so dass bei Felduntersuchungen spezielle Aufmerksamkeit verwendet werden sollte.

Syn.: *Farsonia cincta* Stephenson, 1925

Deutscher Name: Diademanemone, Zwergseerose
Englischer Name: Orange anemone

Status: nicht-heimische?/kryptogene Art, etabliert (bei Helgoland)

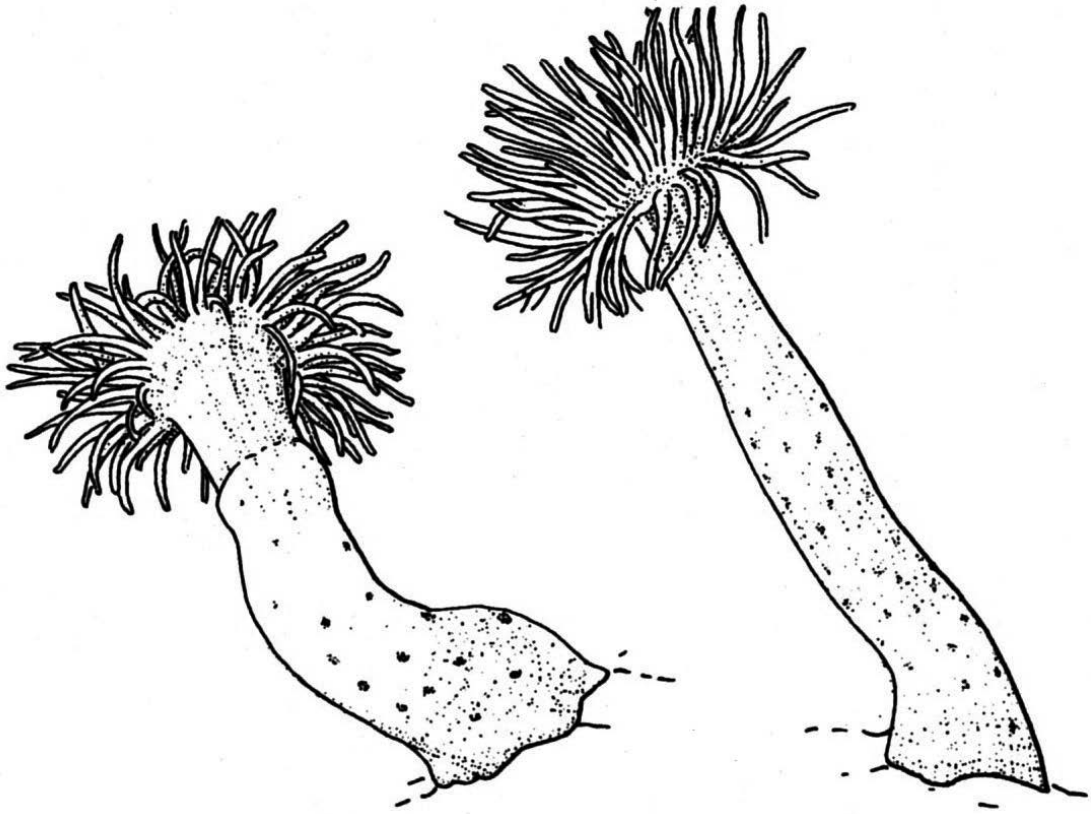
Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Vermutet werden verschiedene Ursprungsgebiete, so etwa Kalifornien, wo sie möglicherweise mit der von dort beschriebenen *Diadumene lighti* identisch ist (Nehring & Leuchs 1999a). Jedoch wird auch eine atlantische Herkunft diskutiert und dass es sich um eine britische, an die kalifornische Pazifik-Küste verschleppte Art handeln könnte (Ref. in Wolff 2005).

Vektor: Gelangte vermutlich mit Austern oder als Schiffsaufwuchs an die englische und niederländische Küste. Nach Helgoland kam sie wahrscheinlich mit Austern oder Miesmuscheln aus der niederländischen Oosterschelde (Nehring & Leuchs 1999a).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1928 auf Helgoland (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In den 1920ern wurde *Diadumene* aus Plymouth (England) als neue Art beschrieben (Wolff 2005; erscheint aber nicht bei Eno et al. (1997) als ‚non-native' für Großbritannien). Etwa zeitgleich tauchte sie um 1925 auch in den Niederlanden auf. Für beide Länder wird eine



Die Aktinie *Diadumene cincta* zieht sich bei Störungen asymmetrisch zusammen. (aus HAYWARD & RYLAND 1990, Nachdruck mit Genehmigung durch Oxford University Press).

Einwanderung über Schiffsbewuchs oder mit Austern vermutet. An die deutsche Nordseeküste (Helgoland) gelangte sie wahrscheinlich mit Miesmuscheln bzw. Austern von der Oosterschelde. Nach Nehring & Leuchs (1999a) tritt sie auch nur bei Helgoland regelmäßig auf, wobei sie leicht mit Jungtieren von *Metridium senile* verwechselt und damit übersehen werden könnte, so dass auch ein ausgedehnteres Vorkommen denkbar wäre. An der niederländischen Küste ist sie verbreitet (Wolff 2005), und Gittenberger et al. (2010) fanden sie im Sommer 2009 in den Wattenmeerhäfen von Den Helder und Ameland.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)
Großbritannien (Hayward & Ryland 1990)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Diadumene cincta ist eine schlanke, etwa 30 mm hohe Aktinie von oranger Färbung. Poren, sog. Cincliden, bedecken die Columnella und bis zu 200 etwas heller gefärbte Tentakel umgeben die Mundscheibe. Bei Störungen zieht sich das Tier asymmetrisch zusammen, so dass der Körper verdreht erscheint und ein Gewebekragen (Parapet), der den Körper vom oberen, Tentakel tragenden Bereich abgrenzt, sichtbar wird (Manuel 1981 und Angaben von Internet-Seiten). Bei Helgoland kommt sie im Sublitoral auf Hartsubstraten vor (Harms 1993).

Auswirkungen und invasives Potential:
Nach Nehring & Leuchs (1999a) ist *Diadumene cincta* zu ausgesprochen aggressivem Verhalten gegenüber anderen Anthozoen fähig, womit sie sich diesen gegenüber nicht nur behaupten, sondern sie ggf. auch verdrängen kann.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Eno et al. 1997, Gittenberger et al. 2010, Harms 1993, Hayward & Ryland 1990, Manuel 1981, Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005

Diadumene (Haliplanella) lineata (Verrill, 1869)

Die Benennung der Art ist uneinheitlich und man findet die Namen *Diadumene lineata, Haliplanella lineata* und *H. luciae* synonym in der Literatur. In der deutschen Nordsee wurde die Anthozoe 1920 vor Büsum und 1993 als Schiffsaufwuchs im Hamburger Hafen nachgewiesen. Seit einigen Jahren werden zunehmend Vorkommen aus der Ostsee gemeldet.

Syn.: *Haliplanella lineata* (Verill, 1869)
Diadumene luciae (Verill, 1898)
Haliplanella luciae (Verill, 1898)
Sagartia luciae Verill, 1898

Deutscher Name: Hafenrose, Strandrose
Englischer Name: Orange-striped sea anemone

Status: nicht-heimische Art, vermutlich z. Zt. kein Vorkommen an der deutschen Nordseeküste (Nehring & Leuchs 1999a). In der Ostsee in den letzten Jahren vermehrt beobachtet (pers. Mitt. Hoppe, April 2012, Schories 2013), z. B. im Hafen von Eckernförde (pers. Mitt. Pipiorka 2012) sowie in der Flensburger Förde (Schories pers. Mitt.).

Lebensraum: marin bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: sehr wahrscheinlich aus dem Nordwest-Pazifik (Japan, China, Hongkong) (Eno et al. 1997, Ting & Geller 2000, Wolff 2005). Da die Art aber schon 1892 an der nordamerikanischen Atlantikküste bekannt war, könnten die europäischen Populationen auch von dort stammen (Nehring & Leuchs 1999a).

Vektor: unklar; vermutlich als Schiffsaufwuchs, mit Austern (Gollasch & Riemann-Zürneck 1996) oder auf verdriftetem Material/Algen (Saunders et al. 2013, Ting & Geller 2000)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1920 im Wattenmeer bei Büsum (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: 2011, Eckernförder Bucht (pers. Mitt. Pipiorka und Fürhaupter, unpubl.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Nach Wolff (2005) erreichte die Art Ende des 19. Jh. den atlantischen Raum und wurde außer an der amerikanischen Ostküste (Saunders et al. 2013) bereits 1896 in der Nähe von Plymouth (England) gefunden. An britischen Küsten inzwischen allgemein verbreitet, wird sie häufig in Brackwasserlagunen angetroffen (Barnes 1994, Hayward & Ryland 1990).

Orangefarbene Streifen sind typische Merkmale der Anthozoe *Diadumene/Haliplanella lineata*. Höhe bis zu 20 mm. (Foto: D. Lackschewitz)

In den Niederlanden, wo die Art ebenfalls als etabliert gilt, stammen die frühesten Nachweise von 1912/1913 (Wolff 2005). Möglicherweise von dort gelangte *Haliplanella* mit Saataustern in deutsche Gewässer und wurde 1920 im Watt vor Büsum gefunden. Sie blieb in ihrer Verbreitung zwischen 1920 und 1924 allerdings auf diesen Raum beschränkt, konnte sich offenbar nicht etablieren und ihr Vorkommen erlosch (Nehring & Leuchs 1999a).

1993 wurden im Hamburger Hafen mehrere Individuen im Aufwuchs eines Schiffes entdeckt (Gollasch & Riemann-Zürneck 1996). Da die Autoren einen früher publizierten Fund bei Helgoland (Harms 1993) auf eine Fehlbestimmung der ebenfalls gebietsfremden Anthozoe *Diadumene cincta* zurückführten, blieben die Funde bei Büsum und im Hamburger Hafen die einzigen Nachweise in der deutschen Nordsee.

Inzwischen liegen jedoch verschiedene Hinweise auf Ostsee-Vorkommen vor. Zwischen 2008 und 2010 wurde eine große Population bei der dänischen Insel Læsø (Kattegat) gefunden (Olsen & Tendal 2012). Diese Population verschwand nach zwei kalten Wintern wieder. Mehrere (nicht publizierte) Beobachtungen aus der Flensburger und Eckernförder Bucht sind wohl ebenfalls *Haliplanella lineata* zuzuschreiben. Im Eckernförder Aquarium siedeln seit dem Sommer 2011 massenhaft Individuen, die offenbar mit dem ungefilterten Seewasser dorthin gelangten. Im Sommer 2012 wurden Individuen auch im Eckernförder Hafen beobachtet (Piepiorka, pers. Mitt., April und Juli 2012) und Schories (pers. Mitt. mit Fotos) dokumentierte im August 2013 Individuen bei Glücksburg (Flensburger Förde).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Barnes 1994, Eno et al. 1997, Hayward & Ryland 1990)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Gollasch & Riemann-Zürneck 1996)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Olsen & Tendal 2012)
Deutschland (pers. Mitt. Hoppe, Piepiorka, 2012, Schories 2013)

Zur Biologie und Ökologie:
Eine 10-20 mm hohe Anthozoe, deren grünlicher Körper typischerweise orange, gelbe oder weiße Längsstreifen hat und die bis zu 100 helle Tentakeln trägt (Fotos auch in Olsen & Tendal 2012). Die Art kann sich bei geeigneten Bedingungen schnell durch Lazeration und Fission asexuell vermehren und damit schon im Verlauf einer Schiffspassage ausgedehnte klonale Kolonien im Bewuchs bilden. Die euryöke Anthozoe besitzt eine hohe Toleranz gegenüber Umweltbedingungen, übersteht jedoch nach Gollasch & Riemann-Zürneck (1996) Salinitäten unterhalb 12 psu auf Dauer nicht. Die Autoren führen die seltenen Funde von *Haliplanella* in der deutschen Nordsee darauf zurück, dass in allen großen deutschen Seehäfen eine zu geringe Salinität herrscht, als dass von Schiffen eingeschleppte Individuen längerfristig überleben könnten. Andererseits ist die Anthozoe in britischen Gewässern aus brackigen Ästuaren, Häfen und Lagunen bekannt (Barnes 1994), wurde in den letzten Jahren mehrfach im Kattegat in einer flachen Bucht mit stark schwankenden Verhältnissen nachgewiesen (Olsen & Tendal 2012) und besiedelt in der westlichen deutschen Ostsee seit mindestens 2010 die Eckernförder Bucht bei Salinitäten zwischen 12 und 15 psu (Pipiorka, pers. Mitt.).
Die Art ist für ein plötzliches Auftauchen, ein zeitlich begrenztes Florieren und ein ebenso abruptes Verschwinden bekannt (Olsen & Tendal 2012, Shick & Lamb 1977). Neben der Einschleppung durch Schiffe scheint die Verbreitung mit Austern und Muscheln eine Rolle zu spielen, da die Art bevorzugt auf Molluskenschalen angetroffen wurde (Gollasch & Riemann-Zürneck 1996).

Auswirkungen und invasives Potential:
Unbekannt; eine Konkurrenz zu der ebenfalls eingeschleppten Anthozoe *Diadumene cincta* wird diskutiert (Gollasch & Riemann-Zürneck 1996), die hierzulande jedoch offenbar nur im Gebiet um Helgoland regelmäßig vorkommt (s.o.).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Barnes 1994, Eno et al. 1997, Gollasch & Riemann-Zürneck 1996, Harms 1993, Hayward & Ryland 1990, Nehring & Leuchs 1999a, Olsen & Tendal 2012, Saunders et al. 2013, Shick & Lamb 1977, Ting & Geller 2000, Wolff 2005

6.3. Nematoda (Fadenwürmer)

Anguillicoloides (Anguillicola) crassus (Kuwahara, Niimi & Itagaki, 1974)

Der Aalparasit *Anguillicoloides crassus* breitete sich in den 1980er Jahren vor allem in den Binnengewässern Europas aus, nachdem er mit infizierten Kulturfischen aus Taiwan eingeschleppt worden war. Als Zwischenwirte dienen überwiegend Copepoden. Das frei lebende Larvenstadium ist im Süß- und Brackwasser wesentlich vitaler als im marinen Lebensraum, im Endwirt tolerieren die Nematoden aber auch die hohen Salzgehalte des Meeres. Der Befall der Aale ist von wirtschaftlicher Bedeutung, da er die Tiere stark schädigen kann bzw. ihren Marktwert erheblich schmälert. Speziell der europaweite Handel mit lebenden Aalen trägt zur raschen und effektiven Ausbreitung von *Anguillicoloides crassus* bei.

Syn.: *Anguillicola crassus* (zur Taxonomie vgl. Lefebvre et al. 2012)

Deutscher Name: Schwimmblasenwurm
Englischer Name: Swim-bladder nematode

Status: nicht-heimische Art (Fischparasit), etabliert

Lebensraum: Süßwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (Japan), wobei der eigentliche Ursprung von einigen Autoren jedoch diskutiert wird (Lefebvre et al. 2012)

Vektor: nach Europa eingeschleppt mit infizierten Kulturaalen (*Anguilla japonica*) aus Taiwan (Koops & Hartmann 1989), auf den nordamerikanischen Kontinent mit solchen aus Japan (Lefebvre et al. 2012)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1982 in der Weser-Ems-Region (Peters & Hartman 1986)
Ostsee: 1987 (Reimer et al. 1994)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Anguillicoloides crassus kam sehr wahrscheinlich 1980 mit infizierten Aalen (*Anguilla japonica*) aus Taiwan nach Europa (Koie 1991, Koops & Hartmann 1989). 1982 wurde der Parasit erstmals außerhalb Asiens unabhängig voneinander aus italienischen Binnengewässern und der deutschen Weser-Ems-Region gemeldet (Peters & Hartmann 1986). 1985 wurde er in den Niederlanden gefunden, wo er sich aber wahrscheinlich schon seit längerem unentdeckt ausgebreitet hatte, da bereits ein landesweites Vorkommen festgestellt wurde (Dekker & van Willigen 1989). 1987 wurde die Art im Brackwasser des dänischen Ringköbing-Fjords nachgewiesen (Koie 1991) und an der deutschen Ostseeküste (Reimer et al. 1994). Nachfolgend eroberte der Parasit ganz Europa und kommt inzwischen fast überall dort vor, wo Aale leben. Insbesondere der weltweite Handel mit lebenden Aalen und die Vorratshälterung in Freilandteichen tragen zur raschen Ausbreitung bei. Neben der Nordsee sind auch die Anrainerstaaten der Ostsee betroffen (Didžiulis 2013, Koie 1991, www.frammandearter.se, Baltic Sea Alien Species Database).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (Hopkins 2002, Weidema 2000; Vorkommen evtl. nur in Fischkulturen)
Schweden (www.frammandearter.se)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005, Koie 1988, 1991)
Deutschland (Koops & Hartmann 1989, Peters & Hartmann 1986, Reimer et al. 1994)
Niederlande (Wolff 2005)
Belgien (Belpaire et al. 1989, unsicher ob auch im Brack- und Salzwasser der Küste)
Großbritannien (Eno et al. 1997, Kennedy & Fitch 1990)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Jakob et al. 2009, Reimer et al. 1994)
Schweden (Weidema 2000, www.frammandearter.se)
Nach Didžiulis (2013) ist der Parasit in allen Ostsee-Anrainerstaaten verbreitet, wobei unsicher ist, ob es sich dabei um die Ostsee oder Süßgewässer des Binnenlandes handelt.

Zur Biologie und Ökologie:
Die Nematoden leben in der Schwimmblase der Aale und ernähren sich von deren Blut, worauf ihre braun-schwarze Färbung zurückzuführen ist. Angaben über die Körperlängen variieren für die Männchen zwischen 3-5 cm und 2-6 cm und betragen für die Weibchen etwa 5-7 cm (Didžiulis 2013, www.frammandearter.se). Die Würmer sind ovovipar, das erste Larvenstadium schlüpft innerhalb der Schwimmblase des Endwirtes, wo es sich zum zweiten Larvenstadium entwickelt. Dieses wird über Schwimmblasengang und Darm ins freie Wasser ausgeschieden.

Dort können die Larven lange Zeit überleben, wobei ihre Vitalität im Süß- und Brackwasser wesentlich höher ist als im Salzwasser, weshalb Glasaale aus dem Meer kaum befallen sind. Trotz seines exotischen Ursprungs hat *Anguillicoloides* in europäischen Gewässern eine Reihe geeigneter Zwischenwirte, überwiegend Copepoden und Ostracoden. Werden diese vom Endwirt gefressen, wandern die Larven aus dem Verdauungstrakt in die Schwimmblase. In diesem Stadium ertragen sie auch gut die hohen Salinitäten im Meer.
Da sich große Aale nicht mehr von Plankton (Copepoden) ernähren, erfolgt eine Neuinfektion adulter Tiere durch das Fressen kleinerer Fische. Niedrige Temperaturen beeinträchtigen die Verbreitung der Nematoden, weil Aale unterhalb einer gewissen Temperatur die Nahrungsaufnahme einstellen und so einer Infektion entgegenwirken.

Auswirkungen und invasives Potential:
Anguillicoloides crassus ist eine eingeschleppte Art, die als IAS eingestuft wird (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) (CBD 2000) (Gollasch & Nehring 2006).
Der Schwimmblasenparasit kommt sowohl in japanischen (*Anguilla japonica*) als auch europäischen Aalen (*Anguilla anguilla*) vor und kann sich im Süßwasser sehr rasch und effektiv ausbreiten. Wie sich gezeigt hat, sind europäische Aale anfälliger für eine Infektion als die japanischen Aale des Ursprungslandes (Koie 1991, Koops & Hartmann 1989). Für Aquakulturen kann der Befall von erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung sein, wobei über das Ausmaß der Schädigung des Endwirtes die Angaben in der Literatur auseinander gehen (Peters & Hartmann 1986). Nach Kamstra (1990) sind die Auswirkungen auf die Gesundheit der Fische unter normalen Umständen eher begrenzt, jedoch ist die Vermarktung der Aale erschwert. Bei starkem Befall können allerdings u. a. eine Verlangsamung des Wachstums und Folgeinfektionen auftreten und die Tiere bis hin zum Tode schwächen (Weidema 2000). Daneben kann die Schwimmblase bis zur vollständigen Funktionsunfähigkeit beeinträchtigt sein. Der Nematode wurde auch in Stinten (*Osmerus eperlanus*), Schwarzgrundeln (*Gobius niger*) und anderen kleinen Fischen nachgewiesen, die im Brackwasser und Meer als Verbreitungsvektoren (paratenische Wirte) dienen können, und in denen der Nematode infektionsfähig bleibt (Koie 1991, Weidema 2000).

Kategorie 1 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind)

Literatur: Belpaire et al. 1989, Dekker & van Willigen 1989, Didžiulis 2013, Eno et al. 1997, Gollasch & Nehring 2006, Hopkins 2002, Jakob et al. 2009, Jensen & Knudsen 2005, Kamstra 1990, Kennedy & Fitch 1990, Koie 1988, 1991, Koops & Hartmann 1989, Lefebvre et al. 2012, Peters & Hartmann 1986, Reimer et al. 1994, Weidema 2000, Wolff 2005

http://www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Spec. Database, 05.05.2009)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 11.12.2006)

6.4. Mollusca (Weichtiere)

Gastropoda (Schnecken)

Crepidula fornicata (Linnaeus, 1758)

Die Pantoffelschnecke *Crepidula fornicata* stammt von der nordamerikanischen Atlantikküste und kam mit Kulturaustern Ende des 19. Jh. zunächst nach England, von wo aus sie sich an viele nordeuropäische Küsten ausbreitete. Seit 1934 ist sie im deutschen Wattenmeer heimisch, an der deutschen Ostseeküste kommt sie dagegen aufgrund der geringen Salinität nicht vor. Limitierend wirken sich kalte Winter auf die Populationen aus, die jedoch durch Planktonlarven aus tieferen Gewässern wieder besiedelt werden. Interaktionen im Ökosystem umfassen sowohl positive als auch negative Effekte.

Syn.: -

Deutscher Name: Pantoffelschnecke
Englischer Name: (American) Slipper limpet

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Atlantikküste Nordamerikas

Vektor: Einschleppung mit Kulturaustern (*Crassostrea virginica*) nach England im späten 19. Jh.; die erste Population starb allerdings wieder aus. Frühe Einschleppung wohl auch mit *Mercenaria mercenaria* (Eno et al. 1997). Sekundäre Verbreitung durch Larvendrift mit Meeresströmungen und/oder an treibendem Material und Schiffsrümpfen festgeheftet (Blanchard 1997, Wolff 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1934 auf Sylt (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Von der amerikanischen Atlantikküste zusammen mit Austern (*Crassostrea virginica*), anfangs auch mit *Mercenaria mercenaria*, nach Europa eingeschleppt (Blanchard 1997, Eno et al. 2007). Ein erstes Vorkommen 1872 bei Liverpool erlosch jedoch wieder (Nehring & Leuchs 1999a).
Auf dem Kontinent erschienen Pantoffelschnecken zunächst 1911 in Belgien. 1926 wurden erste lebende Individuen in den Niederlanden gefunden (Blanchard 1997, Wolff 2005).

Im deutschen Wattenmeer tauchte *Crepidula* 1934 auf einer Austernbank im Lister Königshafen (Sylt) auf, die in den vorangegangenen Jahren mit Austernsetzlingen aus den Niederlanden bestückt worden war. Von dort aus eroberte die Schnecke die nordfriesischen Küstengewässer. Ab 1936 wurde sie auch im ostfriesischen Wattenmeer gefunden. Ursprung dieser Populationen waren möglicherweise Tiere, die mit einem Austerntransport aus den Niederlanden kamen (Nehring & Leuchs 1999a).

Seit den 1930er Jahren sind Pantoffelschnecken auch aus dem dänischen Wattenmeer und dem Limfjord bis zu seinem östlichen Eingang bekannt. Dort scheint die Art aber an ihre Verbreitungsgrenzen in die Ostsee zu stoßen (Blanchard 1997, Jensen & Knudsen 2005), auch wenn andere Quellen noch Vorkommen bis in die schwedische Beltsee angeben (www.frammandearter.se).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (Blanchard 1997)
Schweden (Blanchard 1997, www.frammandearter.se)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Deutschland (Thieltges et al. 2003)
Niederlande (Wolff 2005)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Großbritannien (Blanchard 1997, Minchin et al. 1995)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (nördl. Kattegat, Jensen & Knudsen 2005)
Schweden (www.frammandearter.se geben Kattegat und Beltsee an)

Zur Biologie und Ökologie:
Pantoffelschnecken sind Hermaphroditen, die sich i. d. R. in Ketten (‚Türmen') aufeinanderstapeln, wobei die unteren, großen Tiere weiblich, die oberen, kleinen männlich sind. Bei einer Größe von bis zu 5 cm können die Tiere bis zu 10 Jahre alt werden. Zu einer schnellen Ausbreitung trägt bei, dass sie mehr als einen Reproduktionszyklus pro Jahr durchlaufen, eine Planktonlarve besitzen und weitgehend Habitat-unspezifisch sind (Gollasch et al. 2009).
Die Schnecken tolerieren ein relativ weites Spektrum an Umweltfaktoren und ertragen Temperaturen zwischen -6 °C und über 25 °C sowie Salinitäten zwischen 25 und 35 psu.

Obwohl kalte Winter die Populationen im Küstenbereich stark dezimieren können (Thieltges et al. 2004), kann eine Neuansiedlung durch Planktonlarven aus tieferem Wasser erfolgen.

Auswirkungen und invasives Potential:
Pantoffelschnecken sind marine Filtrierer, die in manchen Küstenabschnitten enorm individuenreiche Populationen ausbilden können und schon früh als ‚oyster pest' bezeichnet wurden (Reise et al. 2005). Studien ergaben jedoch kein einheitliches Bild bzgl. negativer Auswirkung auf andere Organismen (Gollasch et al. 2009). Ein komplexes Muster an Interaktionen, wie Nahrungskonkurrenz zu Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) und Austern (*Crassostrea gigas*), aber auch Schutz der Muscheln vor Prädation durch Seesterne und reduzierter Parasitenbefall wurde nachgewiesen (Gollasch et al. 2009, Thieltges 2005, Thieltges et al. 2003, 2009). Eine Abnahme toxischer Algenblüten bei hohen Abundanzen der Schnecke wird angenommen (Gollasch et al. 2009).

Begünstigt durch mangelnde Fressfeinde und fehlende Parasitierung sowie durch ihren Reproduktionsmodus führten anthropogene Aktivitäten (kommerzielle Austerntransporte) zu einer schnellen und erfolgreichen Ansiedlung von *Crepidula* an vielen europäischen Küsten (Blanchard 1997). Vor allem kalte Wintertemperaturen stellen einen limitierenden Faktor für die Verbreitung dar (Thieltges et al. 2004).

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind) bei hohen Dichten

Literatur: Blanchard 1997, Eno et al. 1997, Gollasch et al. 2009, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Minchin et al. 1995, Nehring & Leuchs 1999a, Reise et al. 2005, Thieltges 2005, Thieltges et al. 2003, 2004, 2009, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 12.11.2006)

Nordamerikanische Pantoffelschnecken (*Crepidula fornicata*). (Foto: K. Reise)

Potamopyrgus antipodarum (J.E. Gray, 1843)

Die kleine pazifische Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* gelangte im 19. Jh. in Trinkwassertonnen von Segelschiffen nach England. Zu Beginn des nächsten Jahrhunderts war sie in vielen Ländern entlang der Nord- und Ostsee, u. a. an der deutschen Küste, im Süß- und Brackwasser von Flussästuaren, küstennahen Gräben und Kanälen und an der Ostseeküste verbreitet. Da ihre Populationsdichten im Brackwasser moderat bleiben, sind schwerwiegende Auswirkungen in Küstengewässern nicht bekannt.

Syn.: *Hydrobia jenkinsi* E.A. Smith, 1889
Potamopyrgus jenkinsi (Smith, 1889)

Deutscher Name: Neuseeländische (Zwerg-) Deckelschnecke
Englischer Name: Jenkins' spire snail/shell, New Zealand mud snail

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik (Neuseeland); über Australien nach Europa eingeschleppt (Eno et al. 1997)

Vektor: mit Schiffen (im Trinkwasser) (Eno et al. 1997); sekundäre Verbreitung evtl. mit Vögeln, im Schiffsbewuchs und durch andere anthropogene Aktivitäten (www.frammandearter.se)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1900 im Nord-Ostsee-Kanal, 12 km von Brunsbüttel entfernt bzw. 1908 in der Weser (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: Nach Glöer (2002) wurde sie in Deutschland erstmals 1887 in der Wismarer Bucht gefunden (Originalliteratur (Jaeckel 1962) konnte nicht eingesehen werden), 1907 (Nehring 2000a; die angegebene Originalquelle (Thienemann 1950) konnte nicht eingesehen werden), 1908 (Gollasch & Nehring 2006) ohne Ortsangabe

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Ihren Ursprung hat *Potamopyrgus antipodarum* in Neuseeland (Ponder 1988), von wo aus sie nach Australien gelangte (Eno et al. 1997). Man geht davon aus, dass sie von dort im 19. Jh. im Trinkwasservorrat von Segelschiffen nach England kam, und ihr Vorkommen wird für spätestens 1859 angegeben (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013). Frühere Einschleppungen, man findet in der Literatur sowohl das Jahr 1837 (Nehring & Leuchs 1999a) als auch 1839 (Glöer 2002), haben sich offenbar nicht etablieren können; erst die 1883 in der Themsemündung angesiedelten Tiere gelten als der Ursprung der britischen Populationen (Eno et al. 1997).
Für Schweden gibt die Datenbank www.frammandearter.se das Jahr 1887 als Erstnachweis an, jedoch ohne Ortsangabe, so dass auch ein Fund aus Binnengewässern gemeint sein könnte. In Dänemark wurde ihr erster Nachweis nahe dem Kopenhagener Hafen rückwirkend auf 1897 datiert (Jensen & Knudsen 2005).
In Nordfrankreich erscheint sie 1912 (Nehring & Leuchs 1999a), in Belgien 1927 (Kerckhof et al. 2007), in den Niederlanden 1913 (als *Hydrobia jenkinsi*), aber auch dort wird eine frühere Ansiedlung vermutet (Wolff 2005). (Die Angabe bei Nehring & Leuchs (1999a), dass die Schnecke schon 1890 in den Niederlanden vorkam, ist nach Wolff (2005) falsch.)
In deutschen Küstengewässern wurde *Potamopyrgus antipodarum* nach Nehring & Leuchs (1999a) erstmals 1900 im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) in der Nähe von Brunsbüttel entdeckt und eine Einschleppung im Jahr 1899 vermutet. (Darauf bezieht sich wahrscheinlich das bei Jensen & Knudsen (2005) mit 1899 angegebene Datum des deutschen Erstfundes.) Glöer (2002) gibt dagegen die Wismarer Bucht und das Jahr 1887 an (Originalquellen ebenda angegeben).
Aus dem NOK heraus breitete sich die Schnecke schnell an den Küsten von Nord- und Ostsee aus und wurde 1908 in der Wesermündung gefunden (Nehring & Leuchs 1999a). Abgesehen von einem breiten Vorkommen in Binnengewässern, tritt sie in den Flussästuaren der Nordsee mit mäßigen Abundanzen auf (Nehring & Leuchs 1999a).
Im Brackwasser der Ostsee ist sie in vielen Ländern ein fester Bestandteil des Fauneninventars und stellenweise sehr häufig (Eno et al. 1997, www.frammandearter.se).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997)
Frankreich (Nehring & Leuchs 1999a, unklar wo genau, Originalliteratur wurde nicht geprüft)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Schweden (www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Die schwedische Internet-Datenbank (www.frammandearter.se) gibt das Vorkommen von *Potamopyrgus antipodarum* mit ‚throughout almost the whole of the Baltic Sea' an.

Zur Biologie und Ökologie:
Potamopyrgus antipodarum ist eine kleine Schnecke aus dem Süß- und Brackwasser mit einer maximalen Gehäuselänge von 11 mm (www.frammandearter.se). Gewöhnlich bleiben die Tiere aber insbesondere im Brackwasser kleiner. Die Schnecken leben als Substratfresser bevorzugt auf schlickigen Böden und können leicht mit *Hydrobia* Arten verwechselt werden. Die braune Schalenfärbung variiert stark (Filippenko & Son 2008), wobei manchmal ein auffälliger dunkler Kiel entlang der Umgänge auftritt.
Potamopyrgus antipodarum ist offenbar unempfindlich gegenüber schwankenden Umweltbedingungen, wobei sich die Angaben zur maximal tolerierten Salinität zwischen 17 psu (Glöer 2002) und 26 psu (www.frammandearter.se) bewegen. Die Schnecken vermehren sich das ganze Jahr hindurch überwiegend parthenogenetisch und ovovivipar, was zu ihrer schnellen Ausbreitung beiträgt.
(alle Angaben aus Nehring & Leuchs (1999a), Glöer (2002) und www.frammandearter.se)

Auswirkungen und invasives Potential:
Zusätzlich zu einer anthropogen unterstützten Verbreitung haben der Schnecke ihre Toleranz gegenüber Brackwasser und ihr Reproduktionsmodus zur schnellen Ausbreitung entlang europäischer Küsten verholfen, so dass die Art z. T. als potentiell invasiv eingestuft wird (www.aquatic-aliens.de). Verglichen mit Süßgewässern, in denen sie in sehr hohen Dichten auftreten kann, bleiben die Abundanzen im Brackwasser aber eher moderat (Nehring & Leuchs 1999a). Negative Auswirkungen wurden daher eher in limnischen Lebensräumen beobachtet.
In der Vergangenheit kam es zu Problemen mit Wasserleitungen z. B. in London und Australien (Eno et al. 1997). In natürlichen Lebensräumen wird eine vermehrte Übertragung von Parasiten (Trematoden) bei hohen Schneckendichten angenommen und eine Konkurrenz zu heimischen Gastropoden. Während Nehring & Leuchs (1999a) diese als schwach einschätzen, findet Filippenko (2011) im Frischen und Kurischen Haff eine stellenweise stark verminderte Diversität in der Molluskenfauna nach Invasion von *Potamopyrgus antipodarum*.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)
(bei hohen Dichten evtl. auch Kategorie 2: Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind.)

Literatur: Eno et al. 1997, Filippenko 2011, Filippenko & Son 2008, Glöer 2002, Gollasch & Nehring 2006, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Minchin et al. 2013, Nehring 2000a, Nehring & Leuchs 1999a, Ponder 1988, Wolff 2005
www.aquatic-aliens.de (02. 2013)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Die Gehäuse der neuseeländischen Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* weisen häufig eine dunkle Spirallinie auf. Höhe 5-6 mm. (Foto: D. Lackschewitz)

Bivalvia (Muscheln)

Corbicula fluminalis (O.F. Müller, 1774)

Die Heimat der Feingestreiften Körbchenmuschel (*C. fluminalis*) ist für einige Autoren der australasiatische und afrikanische Raum (nach Nehring & Leuchs 1999a), andere begrenzen ihren Ursprung auf Südostasien (nach Wolff 2005). Artstatus und Nomenklatur von *C. fluminalis* und der stärker limnisch orientierten *C. fluminea* waren lange Zeit umstritten und scheinen offenbar nach wie vor nicht endgültig geklärt (Jueg & Zettler 2004, Pfenninger et al. 2002, Tittizer & Taxacher 1997), so dass in der Literatur häufig beide Arten zusammen (*C.* spp.) behandelt werden (z. B. bei Tittizer et al. 2000).

Die meisten Quellen datieren den Erstnachweis von *C. fluminalis* auf **1984** mit dem Fundort in der oligohalinen Unterweser (z. B. Nehring & Leuchs 1999a nach Kinzelbach 1991, Wolff 2005). Tittizer et al. (2000) nach Hartog et al. (1992) nennen 1983, wobei unklar ist, welche der Schwesterarten gemeint ist (beide Originalquellen konnten nicht eingesehen werden).

Vorkommen von *C. fluminalis* in Deutschland scheinen sich in erster Linie auf die Weser zu konzentrieren (Nehring & Leuchs 1999a). Nach Bäthe (1994) hat die Art einen Verbreitungsschwerpunkt in der Unterweser bei Bremen, der sich bis in den oligohalinen Bereich erstreckt (Witt & Krummwiede 2006).

Im Gegensatz zu *C. fluminea* gilt *Corbicula fluminalis* als salztoleranter Ästuarbewohner, kam jedoch mit der Salzbelastung der Weser in den 1980er Jahren offenbar nicht zurecht (Bäthe 1994).

In den Niederlanden siedelt *C. fluminalis* ebenfalls in oligohalinen Gewässern (Wolff 2005).

Literatur: Bäthe 1994, Jueg & Zettler 2004, Nehring & Leuchs 1999a, Pfenninger et al. 2002, Tittizer & Taxacher 1997, Tittizer et al. 2000, Witt & Krummwiede 2006, Wolff 2005

Crassostrea ‚angulata' (Lamarck, 1819)

Genetische Untersuchungen legen nahe, dass es sich bei *Crassostrea ‚angulata'* um eine geographisch entfernte Unterart der aus Japan stammenden Pazifischen Auster *C. gigas* handelt. Wahrscheinlich kam diese als Portugiesische Auster bekannte Form zwischen dem 16. und 18. Jh. aus Taiwan nach Südeuropa, wo sie kultiviert und weiter verbreitet wurde. Nach einer verheerenden Austernkrankheit Mitte des 20. Jh. wurde sie von der japanischen *C. gigas* als Kulturauster abgelöst. Im deutschen Wattenmeer wurden verschiedene, nicht sonderlich erfolgreiche Versuche mit dieser südlichen, wärmeliebenden Art unternommen. Die Portugiesische Auster hat sich unabhängig von Kulturen in deutschen Küstengewässern nie etabliert.

Syn.: es scheint gesichert, dass *Crassostrea angulata* und *C. gigas* konspezifisch sind

Deutscher Name: Portugiesische Auster
Englischer Name: Portuguese oyster

Status: nicht-heimische Art, in Deutschland sehr wahrscheinlich ausgestorben

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Pazifik (Taiwan); innerhalb Europas sekundär aus Portugal (deutscher Name!) eingeführt (Wolff 2005)

Vektor: Schiffsbewuchs; anschließend als Aquakulturorganismus anthropogen verbreitet

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1913 im Jadebusen (in Kulturen; Neudecker 1990, Wehrmann et al. 2000)
(Für das bei Gollasch & Nehring (2006) angegebene Jahr 1911 wurde keine Quelle gefunden)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Genetische Studien zeigen, dass es sich bei *Crassostrea ‚angulata'* und *C. gigas* um dieselbe Art handelt, sie sich aber durch ihre geographische Herkunft und ihre Invasionsgeschichte unterscheiden (Huvet et al. 2002, Wang et al. 2010).

Aus Lamarcks Beschreibung von 1819 geht hervor, dass die Pazifische Auster im 19. Jh. bereits in Europa ansässig war. Wahrscheinlich wurde die Portugiesische Auster zwischen dem frühen 16. und dem Ende des 18. Jh. im Schiffsbewuchs aus Taiwan nach Portugal eingeschleppt (Wolff & Reise 2002). Später wurde sie von dort aus als Kulturauster in verschiedene europäische Länder verschickt, insbesondere nach Frankreich, um dort die lokalen Bestände heimischer Austern aufzufüllen. Auch heute noch existieren Populationen dieser aus Taiwan stammenden Auster in Portugal und Spanien (Boudry et al. 1998).

Ab dem 19. Jh. wurden Portugiesische Austern auch in die Niederlande importiert, etablierten sich dort aber nicht. Lediglich 1928, noch bevor man zur Kultivierung der japanischen *Crassostrea gigas* übergegangen war, wurde eine frei lebende Pazifische Auster entdeckt, die offensichtlich niederländischen Ursprungs war (Wolff 2005). Fortgesetzte Importe Portugiesischer Kulturaustern aus Frankreich, England und Portugal in die Niederlande fanden bis in die 1960er Jahre statt. Die Meinungen, ob Reste dieser Populationen noch in den Niederlanden existieren, gehen auseinander (Wolff 2005), da sie morphologisch nicht von der aus Japan eingeführten *Crassostrea gigas* zu trennen sind, die heutzutage die Austernkulturen bildet.

Nach England (Essex) waren erstmals 1926 Austern aus Portugal importiert worden. Jedoch nimmt man an, dass diese Populationen bis auf eine erloschen sind, nachdem die Importe aus Portugal durch *C. gigas* aus den USA und Kanada abgelöst worden waren (Eno et al. 1997).
In den dänischen Limfjord wurden Portugiesische Austern um 1972 gebracht, die Kulturen jedoch später aufgegeben. Inwieweit Reste dieser Austern noch vorhanden sind, ist unklar (Jensen & Knudsen 2005).

Auch in Deutschland wurden verschiedene Versuche unternommen, *C. ‚angulata'* kommerziell zu nutzen (Norddeich 1913/1914; Munkmarsch/Sylt und Jadebusen 1954, 1961, 1964), jedoch ohne großen Erfolg (Meyer-Waarden 1964, Neudecker 1990, Wehrmann et al. 2000). Man geht nicht davon aus, dass aus diesen Kulturen stammende Individuen, bzw. ihre Nachkommen oder Hybride mit *C. gigas*, noch im Wattenmeer existieren. Bis zum Import der japanisch-stämmigen *Crassostrea gigas* (s. u.) wurden frei lebende Pazifische Austern in deutschen Gewässern nicht nachgewiesen (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff & Reise 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Da die Austern morphologisch nicht von der japanisch-stämmigen *Crassostrea gigas* unterschieden werden können, ist ein Vorhandensein von Restpopulationen unsicher, für die deutsche Küste jedoch unwahrscheinlich.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
vgl. *Crassostrea gigas*
Im Gegensatz zu *C. gigas* war die hiesige Nordsee für eine unkontrollierte Reproduktion der wärmeliebenden Portugiesischen Auster zu kalt.
In den 1960er und 1970er Jahren fielen insbesondere in Frankreich die meisten Bestände der Portugiesischen Auster einer Seuche zum Opfer, die der nachfolgend kultivierten und offenbar robusteren *C. gigas* keine Probleme bereitete (Wolff & Reise 2002).

Auswirkungen und invasives Potential:
Anders als *Crassostrea gigas* hat sich die Portugiesische Auster nie im Freiland etablieren können (s.o.). Dementsprechend sind negative Auswirkungen nicht bekannt.

Literatur: Boudry et al. 1998, Eno et al. 1997, Gollasch & Nehring 2006, Huvet et al. 2002, Jensen & Knudsen 2005, Meyer-Waarden 1964, Nehring & Leuchs 1999a, Neudecker 1990, Wang et al. 2010, Wehrmann et al. 2000, Wolff 2005, Wolff & Reise 2002

Crassostrea gigas (Thunberg, 1793)

Die Pazifische Auster *Crassostrea gigas* löste Mitte des 20. Jh. die konspezifische Portugiesische Auster *(C. ‚angulata')* als Kulturauster ab. Zunächst von der kanadischen Westküste in die Niederlande importiert, später von diversen geographischen Ursprungsorten in verschiedene nordwest-europäische Länder gebracht, verwilderte sie und breitete sich explosionsartig an allen europäischen Nordseeküsten aus. Kulturversuche an der deutschen Nordsee begannen in den 1970er Jahren. 1991 wurde ein erstes Exemplar außerhalb der Kulturen auf einer Muschelbank bei Sylt gefunden. Die Pazifische Auster wird als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) eingestuft, und ihre Ausbreitung ist nicht kontrollierbar. Zu ihrer Invasionsgeschichte und den überwiegend negativen Auswirkungen existiert eine Fülle von Literatur.
An der deutschen Ostseeküste kommt *C. gigas* aufgrund des geringen Salzgehalts nicht vor.

Syn.: für eine Liste synonymisierter Taxa s. WoRMS

Deutscher Name: Pazifische Auster
Englischer Name: Pacific oyster

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik; Japan und SO-Asien

Vektor: Besatz von Austern-Aquakulturen, sekundäre Verbreitung mit Meeresströmungen, im Schiffsbewuchs und durch weiteren Handel

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee	1984 Fund eines Individuums unbekannter Herkunft bei Juist (Meixner 1984) 1991 erste *C. Gigas* im Freiland auf einer Muschelbank bei Sylt (Reise 1998b) (seit 1971 Aquakulturen bei Sylt; Wolff & Reise 2002)
Ostsee:	(1971, inzwischen aufgegebene Austernkultur in der Flensburger Förde (Langballigau), keine wildlebenden *C. gigas* (Wolff & Reise 2002))

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Pazifische Auster wurde zu Kulturzwecken von der amerikanischen und kanadischen Pazifikküste sowie aus Japan in die Niederlande (1964), nach Großbritannien (1965) und Frankreich (1966) importiert (Wolff 2005, Wolff & Reise 2002). Ein entscheidender Grund war damals der Niedergang der nordeuropäischen Kulturen nach Ausbruch einer Virusepidemie. Inzwischen hat *C. gigas* sich in allen Gebieten unkontrolliert ausgebreitet (Nehring & Leuchs 1999a) und bildet stellenweise ausgedehnte, massive Riffe.

In Deutschland wurden 1971 erstmals aus schottischen Zuchtbetrieben stammende Pazifische Austern bei Munkmarsch/Sylt in geringem Umfang ausgebracht. In den darauf folgenden Jahren gab es weitere Kulturversuche bei Nordstrand und Neuharlingersiel (1974), Wilhelmshaven (1976 und 1982), Amrum (1979), Wangerooge (1982) und Norderney (1987) (Nehring & Leuchs 1999a, Wehrmann et al. 2000). 1986 wurde dann die Austernkultur südlich von List/Sylt in Betrieb genommen, in der aus Großbritannien und Irland stammende Jungtiere (britische Setzlinge via Irland) bis zur Verkaufsgröße gemästet werden und die aktuell die einzige Austern-Aquakultur an der deutschen Küste ist.

Zunächst ging man davon aus, dass die Wassertemperaturen eine unkontrollierte Ausbreitung verhindern würden, aber 1991 wurde auf einer Muschelbank nördlich der Sylter Kulturflächen erstmals ein frei lebendes Exemplar gefunden (Reise 1998 b). Ab 1995 wusste man, dass auch südlich des Hindenburgdammes (Sylt) frei lebende *C. gigas* existieren. Inzwischen ist die Pazifische Auster im gesamten nordfriesischen Wattenmeer verbreitet und bildet ausgedehnte Bestände. Ähnliches gilt für das ostfriesische Wattenmeer. Dort war schon 1984 ein Individuum der Pazifischen Auster von Muschelfischern gefunden worden, dessen Herkunft unklar war und für dessen Ursprung schon damals Larvendrift aus den Niederlanden angenommen wurde (Meixner 1984). Ab 1998 wurden dann zunehmend Exemplare im ostfriesischen Wattenmeer gefunden, obwohl dort keine Austernkulturen betrieben werden (Wehrmann et al. 2000). Die Quelle der ostfriesischen Bestände ist in niederländischen Populationen zu suchen, deren Larven mit Meeresströmungen verdriften (Reise et al. 2005, Wehrmann et al. 2000). Genetische Untersuchungen zeigen, dass sie sich offenbar sukzessive bis nach Eiderstedt ausbreiten konnten, während die nördlichen Populationen durch ständigen Neubesatz der Sylter Austernkulturen genetisch uneinheitlich sind (Moehler et al. 2011).

Auch in der Ostsee gab es in den 1970er Jahren Versuche einer Austernkultur in der Flensburger Förde (Neudecker 1990, Wolff & Reise 2002), die jedoch wegen der zu

geringen Salinität scheiterten. Vermutlich von dort wurden 1979 Austern in den Kleinen Belt (Dänemark) gebracht, wo 1983 dann auch Austern anderer Herkunft angesiedelt wurden (Wolff & Reise 2002). Im Limfjord (1972) und an der Nordküste der Insel Seeland (Isefjord, um 1987) gab es ebenfalls Bemühungen Austern zu kultivieren, jedoch ohne große Erfolge (Jensen & Knudsen 2005).

Aufgrund sinkender Wassertemperaturen und Salinitäten und, im westlichen Limfjord, möglicherweise auch durch einen zeitweiligen Mangel an Phytoplankton (Groslier et al. 2014), blieben die Populationen an skandinavischen Küsten und im Kattegat klein, verglichen mit der massiven Invasion in der südlichen und westlichen Nordsee. Eine Übersicht über die Verbreitung an skandinavischen Küsten geben Dolmer et al. (2014).

Durch den europa- und weltweit operierenden Handel mit Jungaustern ist der Ursprung vieler Bestände inzwischen kaum noch nachvollziehbar. In den Beständen mischen sich Austern unterschiedlicher Bezugsorte, Larven verdriften und Jungaustern werden als Schiffsbewuchs transportiert. Auch scheinen Austern als Begleitfauna von Miesmuschelsaat von Nordfriesland in die Niederlande gekommen zu sein (Wolff & Reise 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Moehler et al. 2011, Reise 1998b)
Dänemark (Dolmer et al. 2014, Reise et al. 2005, Strand et al. 2012)
Norwegen (Dolmer et al. 2014, Wrange et al 2010)
Schweden (Dolmer et al. 2014, Wrange et al. 2010)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (nördl. Kattegat; Dolmer et al. 2014, Wrange et al. 2010)
Dänemark (Isefjord, Dolmer et al. 2014, Strand et al. 2012)

Zur Biologie und Ökologie:
Crassostrea gigas ist deutlich größer als die Europäische Auster (*Ostrea edulis*) mit dickerer, stärker skulpturierter und ovalerer Schale. In Ermangelung felsiger Untergründe siedeln die Tiere in der südlichen Nordsee bevorzugt auf Miesmuschelbänken, wo sie inzwischen solide Riffe bilden, sowie auf anthropogenen Hartsubstraten z. B. in Häfen.

Im Gegensatz zur Europäischen Auster (*Ostrea edulis*), die im Wattenmeer ihre Verbreitung im Sublitoral hatte, bevorzugen pazifische Austern das untere Eulitoral, sind aber auch im flachen Sublitoral zu finden. Sie überstehen Temperaturen von 4-35 °C und Salinitäten von 10-42 psu. Zur Reproduktion im Juli/August sind allerdings Mindesttemperaturen von 18-20 °C erforderlich. Die resultierende Planktonlarve bleibt 3-4 Wochen im freien Wasser, bevor sie sich mit ihrer unteren Schalenhälfte festzementiert. Obwohl die Art wärmeliebend ist, überstehen die Populationen auch kalte Winter erfolgreich.

Auswirkungen und invasives Potential:
Die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*) ist an der deutschen Nordseeküste ein augenfälliges Beispiel für einen eingeschleppten Organismus, dessen unerwartete Ausbreitung unvorhersehbare Folgen hat und unkontrollierbar ist.
Sie wird als eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential eingestuft (IAS - invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) (CBD 2000) (Gollasch & Nehring 2006).

Eine Flut von Untersuchungen befasst sich mit der Ausbreitung von *C. gigas* und deren Folgen auf heimische Lebensräume und Organismen, Auswirkungen auf ökologische und ökonomische Interessen, sekundäre Effekte, durch *C. gigas* bedingte Einschleppungen etc. Troost (2010) gibt eine Übersicht zu Auswirkungen auf Organismen und Lebensräume. Zusammenfassungen von Teilen der Literatur finden sich z. B. auch bei Diederich et al. (2005), Eschweiler & Christensen (2011), Miossec et al. (2009), Nehring (2011).
Larven der Pazifischen Auster setzen sich etwa auf Miesmuscheln (*Mytilus edulis*), Strandschnecken (*Littorina littorea*) oder Seepocken, die mit zunehmender Größe der Austern überwachsen werden und sterben. Hat sich eine Miesmuschelbank in ein Austernriff gewandelt, auf dem sich immer neue Austerngenerationen ansiedeln, entstehen komplexe Aggregate, die wiederum Lückensysteme und Anheftungsmöglichkeiten für viele andere Organismen bieten, so auch für Miesmuscheln, Strandschnecken und Seepocken. Im flachen Sublitoral finden sich darunter auch eingeschleppte Arten wie *Sargassum muticum* und *Styela clava*, für die *C. gigas* als Vektor fungiert haben könnte.

Crassostrea kann mit anderen Filtrierern um Planktonnahrung konkurrieren und dabei deren Larven dezimieren. Als Nahrung für muschelfressende Arten spielen

bestenfalls kleine Austern eine Rolle. Für Menschen besteht vornehmlich durch die messerscharfen Schalenränder eine Verletzungsgefahr.

In kalten Wintern können Eisschollen auf Austernriffen erhebliche Zerstörungen anrichten. Von Frankreich her breitet sich eine als ‚summer mortality' bekannte Erkrankung aus, an der Viren und *Vibrio*-Bakterien beteiligt sind und die Populationen, die aus niederländischen Zuchten an der Nordseeküste stammen, erheblich dezimieren kann (Pernet et al. 2012, Watermann et al. 2008).

Kategorie 1 (Neobiota mit starken Auswirkungen)

Literatur: Diederich et al. 2005, Dolmer et al. 2014, Eno et al. 1997, Eschweiler & Christensen 2011, Gollasch & Nehring 2006, Groslier et al. 2014, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Meixner 1984, Minchin et al. 2013, Miossec et al. 2009, Moehler et al. 2011, Nehring 2011, Nehring & Leuchs 1999a, Neudecker 1990, Pernet et al. 2012, Reise 1998, Reise et al. 2005, Strand et al. 2012, Troost 2010, Watermann et al. 2008, Wehrmann et al. 2000, Wolff 2005, Wolff & Reise 2002, Wrange et al. 2010.

Pazifische Austern *(Crassostrea gigas)* bilden ausgedehnte Riffe im Wattenmeer. (Foto: K. Reise)

Crassostrea virginica (Gmelin, 1791)

Die von der nordamerikanischen Atlantikküste stammende *Crassostrea virginica* wurde im 19. und 20. Jh. eingeführt, um die Überfischung der europäischen Auster *Ostrea edulis* zu kompensieren. Obwohl in erheblichem Umfang für Kulturzwecke wie auch für den direkten Konsum importiert, konnte sie sich nach der Einstellung der Importe nirgendwo langfristig etablieren. Die Gründe dafür sind unklar.

Syn.: *Ostrea virginica* Gmelin, 1791
Ostrea canadensis Lamarck, 1819

Deutscher Name: Amerikanische Auster
Englischer Name: American oyster

Status: nicht-heimische Art, ausgestorben

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: nordamerikanische Atlantikküste (Wolff & Reise 2002)

Vektor: absichtlich zum Besatz von Austernkulturen eingeführt (Wolff & Reise 2002)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1913 bei Norddeich, in Kulturen (Neudecker 1990, Wehrmann et al. 2000)
Ostsee: (1880-1884 Kulturen im Gebiet des dänischen Kleinen Belt bei Haderslev, das zu dieser Zeit zum Königreich Preußen gehörte)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Crassostrea virginica wurde nach Europa eingeführt, um die überfischten Bestände der europäischen Auster (*Ostrea edulis*) zu kompensieren. Darüber hinaus wurde sie auch in erheblichem Umfang für den direkten Konsum importiert (Wolff & Reise 2002).

Erste Importe der amerikanischen Auster nach Frankreich (Baie d'Archachon) fanden 1861 statt (Goulletquer et al. 2002). Nach England kam sie vermutlich 1871 (Wolff 2005), im ‚Gepäck' die Schnecke *Crepidula fornicata* (s. o.), später auch die Muschel *Petricola pholadiformis* (s. u.) (Wolff & Reise 2002). In den Niederlanden wurden im späten 19. und frühen 20. Jh. Kulturaustern amerikanischen und kanadischen Ursprungs aus Großbritannien eingeführt (Wolff 2005).

Auch an der deutschen Nordseeküste gab es Versuche, *Crassostrea virginica* in Kultur zu nehmen (1913-1914 bei Norddeich) (Neudecker 1990, Wehrmann et al. 2000). Sie blieben jedoch ebenso erfolglos wie die im dänischen Kleinen Belt (bei Haderslev, Insel Årø; zu der Zeit preußisch) in den frühen 1880er Jahren, die Möbius dort aufgrund der relativen Salinitätstoleranz von *C. virginica* angestrengt hatte (Neudecker 1990, Wolff & Reise 2002).

Nachdem die Einfuhren aus Nordamerika eingestellt worden waren, verschwanden die europäischen Bestände der Amerikanischen Auster aus unbekanntem Grund innerhalb weniger Jahre (Wolff & Reise 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
(Historische Nachweise aus Austernkulturen)
Großbritannien (Wolff & Reise 2002; unsicher wo, die Originalquelle konnte nicht eingesehen werden)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Neudecker 1990, Wolff & Reise 2002)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
(Historische Nachweise aus Austernkulturen)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)

Zur Biologie und Ökologie:
Nach Neudecker (1990) besitzt *Crassostrea virginica* eine weitere Salinitätstoleranz als die Europäische Auster, weshalb Möbius in den 1880er Jahren für Kulturversuche im Kleinen Belt auch die amerikanische Art einsetzte.

Auswirkungen und invasives Potential:
Unbekannt

Literatur: Goulletquer et al. 2002, Jensen & Knudsen 2005, Neudecker 1990, Wehrmann et al. 2000, Wolff 2005, Wolff & Reise 2002

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)

Die Zebramuschel kam im 19. Jh. aus dem ponto-kaspischen Raum nach Nordwest-Europa. Entscheidend dafür war der Bau von Kanälen, die die Flüsse Osteuropas mit der Ostsee verbanden. Darüber hinaus trugen auch Handelsbeziehungen mit einem entsprechenden Schiffsverkehr zur Einschleppung bei. Die Muschel besiedelt überwiegend limnische Binnengewässer, kommt gelegentlich aber auch im Brackwasser der Ästuare vor. In industriellen Kühlwassersystemen kann sie durch Massenentwicklung zu erheblichen Schäden führen, die aber in Küstengewässern aufgrund der geringen Siedlungsdichte in höheren Salinitäten noch nicht aufgetreten sind.

Syn.: *Dreissensia polymorpha* (Pallas, 1771)
Mytilus polymorphus (Pallas)
(für eine Liste synonymisierter Taxa s. WoRMS)

Deutscher Name: Zebramuschel, Drei-kant/-ecksmuschel, Wandermuschel
Englischer Name: Zebra mussel, Wandering mussel

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum
Allerdings zeigen fossile Funde, dass die Zebramuschel voreiszeitlich in weiten Teilen Mitteleuropas vorkam, so dass auch das Vorhandensein von Reliktpopulationen diskutiert wird (Nehring & Leuchs 1999a). Ihre erneute Einwanderung ist aber mit Sicherheit durch menschliche Aktivitäten bedingt, die Art muss als anthropogen eingeschleppt gelten.

Vektor: Ausbreitung durch anthropogen geschaffene Kanäle und Wasserstraßen (Wolff 2005), als Bewuchs von Schiffen und Driftmaterial, durch Holzhandel und/oder mittels Larventransporten im Ballastwasser (Nehring & Leuchs 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1835 in der Eider im Bereich der Nordseeküste (nach Nehring & Leuchs 1999a; die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden)
Ostsee: 1896 im NOK bei Rendsburg
1824 im Frischen und Kurischen Haff, die zu dieser Zeit preußisch waren.
(beide Angaben nach Nehring & Leuchs (1999a))
Aber auch ‚um 1915' (Nehring 2000a) sowie ‚1828' (Gollasch & Nehring 2006) werden genannt. (Die Originalquellen konnten nicht eingesehen werden.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der Bau von Kanälen in Osteuropa im 18. und 19. Jh. erleichterte und beschleunigte die Ausbreitung der Zebramuschel. Als der wahrscheinlichste Weg wird eine Einwanderung vom Schwarzen Meer aus in die Ostsee angenommen, die durch die Flüsse Dnjepr und Pripjat (Pripet), den Oginsky Kanal (Fertigstellung 1803/1804) und die Memel ins Kurische Haff erfolgte bzw. über den Dnjepr-Bug-Kanal (1775, endgültige Fertigstellung 1846-1848) und die Weichsel ins Frische Haff (‚Central Invasion Corridor'). Aber auch ein Vordringen vom Kaspischen Meer entlang der Wolga und ihrer Nebenflüsse ist denkbar, mit einer Verbindung zur Ostsee über den Onega und Lagoda See (‚Northern Invasion Corridor').
1824 hatte *Dreissena* sowohl das Frische als auch das Kurische Haff erreicht.
Im selben Jahr wurde sie aber auch in den Londoner Docks gefunden (Nehring & Leuchs 1999a) und 1826 im Rheindelta (Wolff 2005). Jensen & Knudsen (2005) geben als ersten zentraleuropäischen Nachweis einen Fund im Rhein bei Karlsruhe sogar schon 1780 an.

In jedem Fall kamen bei dieser Invasion nordwesteuropäischer Gewässer neben einer natürlichen Erweiterung des Siedlungsareals unterschiedliche anthropogene Vektoren zum Tragen.

Obwohl die Hauptausbreitung in den Süßgewässern des Binnenlandes stattfand, eroberte die Zebramuschel im 19. Jh. auch die Ästuare und Brackwasserbereiche der Küsten:

Für das Gebiet der Nordsee wurde 1826 ein erster Nachweis aus der Rheinmündung dokumentiert (Wolff 2005). Möglicherweise wurde sie mit Holzlieferungen aus dem Ostseeraum dorthin eingeschleppt, da in dieser Zeit Holz häufig zu und von den Handelshäfen geflößt wurde und ein ideales Transportvehikel für Organismen der Bewuchsgemeinschaften darstellte. Auch Steine, die als fester Schiffsballast dienten, eigneten sich als Substrat zum Anheften für *Dreissena* (Minchin et al. 2002).

An der deutschen Nordseeküste tauchte die Zebramuschel erstmals 1835 in der Eider auf, wurde 1865 in der Unterweser und 1888 in der Tideelbe gefunden (Nehring & Leuchs 1999a). In jüngerer Vergangenheit wurde sie in Kanälen und Brackwassergräben bei Emden vereinzelt nachgewiesen (Post & Landmann 1994). In Gewässern höherer Salinität findet ihre Verbreitung aber ein Ende.

Kurz nach der Eröffnung des NOK erschien *Dreissena* 1896 bei Rendsburg und gehört bis heute zum festen Inventar der Kanalfauna (Nehring & Leuchs 1999a). Auch die westliche Ostsee wurde schon sehr früh von ihr erobert. So gab es bereits 1840 einen Fund in Kopenhagen (Dänemark) (Jensen & Knudsen 2005).
Aus dem gleichen Jahr (1840) stammen auch Nachweise aus der Bucht von Pärnau (Estland) im östlichen Teil der Ostsee, aber erst 1996 wurde sie in der Rigaer Bucht (Lettland) und noch später im Finnischen Meerbusen gefunden (Minchin et al. 2002).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Minchin et al. 2013)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (1840 in Kopenhagen, nach Jensen & Knudsen 2005 nur im Süßwasser; nach Birnbaum 2011 aber auch seit kurzem in der Gudenå (Randers Fjord) stark verbreitet)
Schweden (wahrscheinlich nur in Binnengewässern; www.frammandearter.se)
Deutschland (Nehring 2000a)
Polen (Oderhaff und Weichselmündung; www.frammandearter.se)
Litauen (Kurisches Haff; www.frammandearter.se)
Lettland (Birnbaum 2011, Minchin et al. 2002)
Estland (Birnbaum 2011, Minchin et al. 2002)
Russland (Nevaästuar; www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Die Zebramuschel ähnelt einer kleinen Miesmuschel mit dicker Schale, ist aber in der Form dreieckiger, und speziell die juvenilen Individuen besitzen ein auffälliges gezacktes Muster heller und dunkler Streifen (Name).
Die Art besiedelt limnische bis oligohaline Gewässer, in denen sie sich mit Byssusfäden an Hartsubstrate heftet.
Neue Lebensräume besiedelt *Dreissena polymorpha* sehr effektiv durch hohe Reproduktionsraten, und die Verbreitung erfolgt mittels einer planktischen Veligerlarve.

Auswirkungen und invasives Potential:
Dreissena polymorpha wird als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) (CBD 2000) eingestuft (Gollasch & Nehring 2006) mit hohem invasiven Potential.

Unter geeigneten Bedingungen bilden Zebramuscheln dicke Polster, die Wasserleitungen verstopfen können, Bojen und Unterwasserschiffe stark bewachsen und u. U. zur Funktionsuntüchtigkeit von Geräten im Unterwasserbereich führen. Bei Massenvorkommen stehen sie in starker Nahrungs- und Raumkonkurrenz zu anderen Organismen.

Da die Art nur in geringem Maße das Brackwasser besiedelt, sind in den deutschen Küstengewässern bislang keine schwerwiegenden Probleme aufgetreten.

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind) für die Küstengewässer

Literatur: Birnbaum 2011, Gollasch & Nehring 2006, Jensen & Knudsen 2005, Minchin et al. 2002, Nehring 2000a, Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Ensis directus (americanus) (Conrad, 1843)

Die Amerikanische Schwertmuschel gelangte Ende der 1970er Jahre sehr wahrscheinlich im Ballastwasser von Schiffen in die Deutsche Bucht. Nachdem 1979 erstmals massenhaft Jungmuscheln zwischen Elbmündung und Helgoland aufgetaucht waren, erfolgte eine rasche Ausbreitung an den Küsten der übrigen Nordsee-Anrainerstaaten und bis in die westliche Ostsee. Inzwischen gehört *Ensis directus* überall in der Nordsee mit teilweise sehr hohen Abundanzen und Biomassen zum festen Fauneninventar des küstennahen Sublitorals. Schwerwiegende negative Auswirkungen sind nicht bekannt.

Syn.: *Ensis americanus* (Gould, 1870)
Solen directus Conrad, 1843

Anmerkung: Nach Van Urk (1964, 1987) bezeichnet *E. directus* eine fossile Form, weshalb der Name *E. americanus* (Binney, 1870) zu bevorzugen sei. Nach WoRMS (Juni 2013) ist die momentan gültige Bezeichnung jedoch *Ensis directus*. Beide Namen tauchen synonym in der Literatur auf.

Deutscher Name: Amerikanische Schwertmuschel
Englischer Name: American jack knife clam, American razor clam

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Atlantik, nordamerikanische Ostküste

Vektor: wahrscheinlich im Ballastwasser von Schiffen, sekundäre Verbreitung der Larven mit Meeresströmungen (Wolff 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee 1979 zwischen Elbmündung und Helgoland, Erstansiedlung vermutlich 1978 (Wolff 2005)
Ostsee: 1993 in der Lübecker Bucht (Gürs et al. 1993)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
1979 wurden erstmals massenhaft juvenile *Ensis americanus* im äußeren Elbästuar (Deutsche Bucht) festgestellt, die sich vermutlich 1978 dort angesiedelt hatten.
In den darauffolgenden Jahren verbreitete sich die Muschel über Larvendrift sehr schnell entlang aller Nordseeküsten. Inzwischen gehört sie überall zum festen Bestandteil etablierter Benthosgemeinschaften und bildet im flachen Sublitoral der Nordsee Massenvorkommen (Armonies & Reise 1999).

Der erste gesicherte Nachweis lebender Individuen in niederländischen Gewässern stammt von 1981 (Wolff 2005). Allerdings wurde auch die Vermutung geäußert, dass es sich schon bei 1977 gefundenen juvenilen Schwertmuscheln möglicherweise um *E. americanus* gehandelt haben könnte (Beukema & Dekker 1995). Belgien erreichte sie 1986 (Kerckhof et al. 2007) und die französische Nordseeküste 1991 (Luczak et al. 1993). Bereits 1989 war die Art an der englischen Ostküste gefunden worden (Eno et al. 1997). Ihre Ausbreitung in nördliche Richtung erfolgte ähnlich rasant: 1981 tauchte sie im dänischen Wattenmeer auf, im Skagerrak 1982 und 1984 im nordwestlichen Kattegat, nahe des Eingangs zum Limfjord. Den westlichen Limfjord besiedelt sie seit 1988 mit teilweise hohen Abundanzen. Vom Skagerrak und nördlichen Kattegat aus verbreitete sie sich an der schwedischen Küste fast bis in die Beltsee (www.frammandearter.se) und auf dänischer Seite in die westliche Ostsee (Jensen & Knudsen 2005).

An der deutschen Ostseeküste wurden 1993 einige kleine Individuen in der Lübecker Bucht bei Grömitz gefunden. Deren genauere Herkunft blieb zwar unklar, allerdings zeigten die Schalen brackwasser-typische Ausprägung, die auf eine Herkunft aus der Ostsee hindeuteten (Gürs et al. 1993). Da *Ensis directus* ein mariner Organismus ist, bildet sie in den meso- bis polyhalinen Bereichen der Ostsee nicht die Massenpopulationen, die aus der Nordsee bekannt sind.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013)
Frankreich (Luczak et al. 1993)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Armonies & Reise 1999, Nehring & Leuchs 1999a)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Norwegen (www.frammandearter.se)
Schweden (www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (www.frammandearter.se)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Deutschland (Gürs et al. 1993)

Zur Biologie und Ökologie:
Die Amerikanische Schwertmuschel lebt als Filtrierer eingegraben im Sediment. Die langen schmalen Schalen

können bis zu 16 cm lang und 2,8 cm breit werden (VAN COSEL et al. 1982). Mit Hilfe ihres Fußes ist sie ausgesprochen beweglich und kann sich bei Störungen sehr schnell in größere Tiefen zurückziehen.
Eine generell hohe Reproduktionsrate mit einer planktischen Larve sowie postlarvale Driftstadien begünstigen eine rasche Ausbreitung im flachen Sublitoral, obwohl ihr Reproduktionserfolg von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen kann (REISE et al. 2005).
Bei ihrer Ankunft in europäischen Gewässern fand *Ensis directus* im oberflächennahen Sediment der Nordseeküste eine freie Nische vor, die sie schnell und erfolgreich besetzte. Obwohl die Hauptverbreitung im marinen Milieu liegt, toleriert sie in der westlichen Ostsee auch niedrigere Salinitäten. Kalte Winter können hohe Mortalitätsraten zur Folge haben, wie massenhaft angespülte Schalen an den Stränden belegen.

Auswirkungen und invasives Potential:
Aufgrund ihres Ausbreitungspotentials und ihrer stellenweise sehr hohen Abundanzen und Biomassen wird *Ensis directus* als eingeschleppte Art mit starkem invasiven Potential eingestuft (IAS - invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species; CBD 2000) (GOLLASCH & NEHRING 2006).
Trotz dieser Einschätzung sind bisher keine schwerwiegenden negativen Auswirkungen bekannt. ARMONIES & REISE (1999) finden kaum Interaktionen zu anderen benthischen Organismen, und VOIGT (1999) bewertet die Auswirkungen auf Umwelt und kommerzielle Interessen als moderat oder nur ‚possibly harmful'. NEHRING & LEUCHS (1999a) glauben, dass keine interspezifische Konkurrenz zu den einheimischen *Ensis*-Arten besteht, da diese in der Regel tiefer siedeln als der Neuankömmling. Die Auswirkungen der amerikanischen Schwertmuschel auf Umwelt (Habitat-Modifizierung durch starke Grabaktivität), Wirtschaft (Fischerei) und Tourismus (Verletzungsgefahr) scheinen ebenfalls nicht gravierend zu sein.

Andererseits stellen Schwertmuscheln durch ihre stellenweise sehr hohen Abundanzen einen nicht unerheblichen neuen Faktor im Wattenmeer dar. Die tatsächliche Verbreitung im flachen Sublitoral ist unbekannt. Ihre lokal dominierende Biomasse bildet eine wesentliche neue Nahrungsquelle für tauchende Meeresenten, die durch die schwache Parasitierung der Muschel möglicherweise sogar von Vorteil für die Gesundheit der Vögel ist (REISE et al. 2005).

Kategorie 1 (Neobiota mit starken Auswirkungen)

Literatur: ARMONIES & REISE 1999, BEUKEMA & DEKKER 1995, ENO et al. 1997, GOLLASCH & NEHRING 2006, GÜRS et al. 1993, JENSEN & KNUDSEN 2005, KERCKHOF et al. 2007, LUCZAK et al. 1993, MINCHIN et al. 2013, NEHRING & LEUCHS 1999a, REISE et al. 2005, VOIGT 1999, VON COSEL et al. 1982, WOLFF 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 11.12.2006)

Lebende Schwertmuscheln *(Ensis directus)* und angespülte Schalenklappen abgestorbener Tiere; Schalenlänge bis zu 160 mm. (Fotos: C. Buschbaum und K. Reise)

Mya arenaria Linnaeus, 1758

Die Sandklaffmuschel kommt sowohl in der Nordsee als auch in der Ostsee vor. Der Beginn der Besiedlung europäischer Küsten liegt sehr lange zurück, und sie ist die früheste bekannte, in die Nordsee eingeschleppte Art. Inzwischen ist *Mya arenaria* ein fester Bestandteil küstennaher Benthosgemeinschaften in Nord- und Ostsee und trägt durch ihre Größe erheblich zur Biomasse bei.

Syn.: für eine Liste synonymisierter Taxa s. WoRMS

Deutscher Name: Sandklaffmuschel
Englischer Name: Sand gaper, Soft shell clam

Status: nicht-heimische (Wolff 2005)/kryptogene (Gollasch et al. 2009) Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Atlantikküste Nordamerikas; ursprünglich wahrscheinlich aus dem nördlichen Pazifik. Die frühe historische Verbreitung ist unsicher (Strasser 1999, Wolff 2005).

Vektor: unbekannt; verschiedene Mechanismen sind denkbar: Historisch als ‚Reiseproviant' oder Angelköder in Wikingerschiffen (Eno et al. 1997, Nehring & Leuchs 1999a), Transporte von Larven und/oder Adulten mit Schiffen im Ballast- oder Bilgenwasser und -sediment (Strasser 1999), als Bewuchsorganismus des Unterwasserschiffs.

Sekundäre Verbreitung auch durch Larventransporte mit Strömungen bzw. an Driftmaterial angeheftete Jungmuscheln.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: unbekannt
Ostsee: unbekannt

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Fossile Funde belegen, dass die Sandklaffmuschel im späten Pliozän in Nordeuropa vorkam, aber während der letzten Eiszeit im Pleistozän ausstarb. Eine erneute Besiedlung erfolgte zwischen dem 13. Und 17. Jh. und ist sehr wahrscheinlich anthropogen bedingt. Über den Zeitpunkt werden verschiedene Ansichten vertreten: Untersuchungen an Schalen aus dem Kattegat und der südlichen Ostsee lassen vermuten, dass *Mya* bereits im 13. Jh. in Nordwest-Europa existierte (Behrends et al. 2005, Petersen et al. 1992), und es wird spekuliert, dass die Muschel an Bord von Wikingerschiffen den Atlantik überquerte. Wolff (2005) gibt jedoch zu bedenken, dass es keine direkte Verbindung in dieser Zeit zwischen der amerikanischen Ostküste und Europa gab und der angenommene Transport via Grönland, das mit beiden Kontinenten in Beziehung stand, unwahrscheinlich sei. Nicht nur, dass eine direkte Anschlussreise ein und desselben Schiffes auszuschließen sei, sondern auf Grönland selbst existiert kein Nachweis für ein Vorkommen von *Mya*, das als Ausgangspunkt für eine europäische Besiedlung hätte dienen können. Er vermutet daher, dass die Art erst im 16. und 17. Jh. anthropogen bedingt nach Europa eingeschleppt wurde, da es keine früheren Nachweise gibt.

1758 beschreibt Linné die Muschel für die nördlichen Bereiche von Westeuropa und 1765 wird die Art für die niederländische Küste erwähnt (Wolff 2005). Sehr wahrscheinlich war *Mya arenaria* da allerdings schon an vielen Küsten Nordwest-Europas heimisch. Heutzutage ist *Mya arenaria* von Norwegen bis Portugal verbreitet und besiedelt die gesamte Ostsee (Strasser 1999).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Die Sandklaffmuschel ist in der ganzen Nordsee verbreitet. Sie ist im gesamten Wattenmeer eine häufige Art (Jensen & Knudsen 2005, Strasser 1999, Wolff 2005) und kommt in Belgien (Kerckhof et al. 2007) und England (Eno et al. 1997) vor.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Nach Strasser (1999) ist die Muschel überall in der Ostsee bis zum Bottnischen und Finnischen Meerbusen zu finden.

Zur Biologie und Ökologie:
Mya arenaria ist eine große, ovale Muschel, die ca. 15 cm Schalenlänge erreichen kann, jedoch meist kleiner bleibt. Durch diese Größe tragen Sandklaffmuscheln lokal erheblich zur Biomasse küstennaher Benthosgemeinschaften bei (Reise et al. 1994). Juvenile Individuen sind nach einer freischwimmenden Larvalphase noch begrenzt mobil und können sich auch mit Byssusfäden an Hartsubstrate festheften und ggf. verdriften. Mit zunehmendem Alter ziehen sich die Tiere in tiefere Sedimentschichten zurück, wo sie auch strenge Winter gut überstehen. Sie sind dann praktisch immobil, für Fressfeinde unerreichbar und bleiben dort bis zu ihrem Lebensende. *Mya* ist ein endobenthischer Filtrierer, der seine Nahrung durch zwei

lange Siphone einstrudelt.
Wie ihre Verbreitung zeigt, toleriert die euryhaline Art einen sehr weiten Salinitätsbereich und siedelt in sandigen bis schlickigen Böden im Flachwasser.

Auswirkungen und invasives Potential:
Lokal können *Mya*-Populationen ausgedehnte und individuenreiche Vorkommen bilden, die aufgrund ihrer Größe die Biomasse mit Abstand dominieren. Adulte Muscheln nutzen allerdings durch ihre Siedlungstiefe im Sediment eine von anderen Makroorganismen weitgehend unbesetzte Nische. Bei sehr hohen Dichten können sie aber zu Raum- und Nahrungskonkurrenten für andere Filtrierer werden (Nehring & Leuchs 1999a).
Ihre aufrecht im Sediment stehenden Schalen bergen eine Verletzungsgefahr, wobei jedoch adulte Individuen sehr tief im Boden leben (- 40 cm) und die Art schlickhaltigere Sedimente bevorzugt, die touristisch nicht so stark genutzt werden. Leere *Mya*-Schalen auf erodierten Flächen können jedoch zu empfindlichen Schnittverletzungen führen.
An der amerikanischen Küste eine Delikatesse, wird die Sandklaffmuschel in Europa so gut wie gar nicht wirtschaftlich genutzt.

Kategorie 1 (Neobiota mit starken Auswirkungen)

Literatur: Behrends et al. 2005, Eno et al. 1997, Gollasch et al. 2009, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Nehring & Leuchs 1999a, Petersen et al. 1992, Reise et al. 1994, Strasser 1999, Wolff 2005

Die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* wurde sehr früh nach Europa eingeschleppt. Schalenlänge bis ca. 150 mm. (Foto: K. Reise)

Mytilopsis (Congeria) leucophaeata (Conrad, 1831)

***Mytilopsis leucophaeata* ist eine Brackwassermuschel von der amerikanischen Ostküste. Es ist unklar, wie sie nach Nordwest-Europa gelangte, wo sie 1835 erstmals in Belgien gefunden wurde. In deutschen Gewässern ist sie insbesondere im NOK verbreitet, jedoch gibt es daneben auch Vorkommen an der Nord- und Ostseeküste. Die Abundanzen an der deutschen Küste sind gering, so dass bisher keine größeren negativen Auswirkungen bekannt sind.**

Syn.: *Congeria leucophaeta* (Conrad, 1831)
Congeria cochleata (Kickx, 1835)
Mytilus leucophaeatus Conrad, 1831
(Angaben z. Taxonomie s. Kennedy 2011)

Deutscher Name: Brackwasser Dreiecksmuschel
Englischer Name: Dark falsemussel, Conrad's falsemussel

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Westatlantik, Ostküste der USA vom Golf von Mexiko bis Neu-England (Wolff 2005, Kennedy 2011).
(Die Herkunft war lange unsicher, und in der älteren Literatur findet sich auch Westafrika als Ursprungsgebiet.)

Vektor: unbekannt; nach Wolff (2005) ist eine Einschleppung nach Europa im Schiffsbewuchs das Wahrscheinlichste.
Im Ursprungsgebiet wird die Art außerdem über Ballastwasser und mit Aquakulturorganismen (*Crassostrea virginica*) verbreitet (Kennedy 2011).
Weitere Vektoren für sekundäre Ausbreitungen sind Larvendrift mit Meeresströmungen und ein Transport an Hartsubstraten (Kennedy 2011).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: um 1930 im westl. Teil des NOK (Boettger 1933)
Ende der 1980er/Anfang der 1990er Jahre ist die Muschel im Brackwasser bei Emden etabliert (Post & Landmann 1994)
Ostsee: 1928 im östlichen Teil des NOK (Boettger 1933)
2000 in Rostock (Darr & Zettler 2000)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der erste Nachweis von *Mytilopsis leucophaeata* in Nordwest-Europa stammt von 1835 aus dem Hafen von Antwerpen (Belgien). Diese Population erlosch später wieder, ist nach Boettger (1933) aber sehr wahrscheinlich die Quelle der Ausbreitung ins belgisch-französische Grenzgebiet und in die Niederlande, wo sie 1895 gefunden wurde (Wolff 2005).
Wann genau die Muschel in deutsche Gewässer gelangte ist unklar. 1928 wird sie erstmals im östlichen Nord-Ostsee-Kanal bei Kiel gefunden. Nehring & Leuchs (1999a) vermuten, dass sie dorthin mit Baugeräten aus den Niederlanden zwischen 1910 und 1914 verfrachtet wurde. Boettger (1933) hatte sie 1921 in diesem Gebiet allerdings noch nicht nachweisen können. Um 1930 war sie auch im mittleren und westlichen Abschnitt des NOK verbreitet (Boettger 1933) und gilt heute als fester Bestandteil der Kanalfauna (Nehring & Leuchs 1999a).
Im Bereich der Nordsee ist *M. leucophaeata* in Brackwassergräben bei Emden häufig (Post & Landmann 1994), kommt im oligo- bis mesohalinen Bereich des Elbästuars vor (Nehring 2006) und wurde bei ‚Rapid Assessment' Untersuchungen zwischen 2010 und 2012 im Brunsbütteler Hafen gefunden (Lackschewitz et al. 2012).
An der deutschen Ostseeküste entdeckten Darr & Zettler (2000) die Muschel in der Unterwarnow bei Rostock an Steinen und Holzpfählen und schlussfolgern aus ihrer Abwesenheit in vorangegangenen Untersuchungen eine kurz zuvor erfolgte Besiedlung des Standortes.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Themsemündung; Bamber & Taylor 2002)
Frankreich (im Süßwasser nahe Dunkerque, Boettger 1933)
Belgien (Boettger 1933, Kerckhof et al. 2007, Verween et al. 2005)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Lackschewitz et al. 2012, Post & Landmann 1994)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Darr & Zettler 2000)
Schweden (Florin et al. 2013)
Polen (Dziubinska 2011)
Finnland (Laine et al. 2006)

Zur Biologie und Ökologie:
Mytilopsis leucophaeata gehört zur Familie der Dreissenidae und ähnelt insbesondere im juvenilen Stadium der verwandten, ebenfalls eingeschleppten *Dreissena polymorpha* sowie der heimischen Miesmuschel (*Mytilus edulis*), von denen sie sich durch eine zahnartige Struktur im Inneren der Schale unterscheidet. Die Individuen können eine Länge von bis zu 25 mm erreichen (Laine et al. 2006),

bleiben aber i. d. R. kleiner. Sie heften sich mit Byssusfäden an Hartsubstraten, aber auch an Blasentang fest. *Mytilopsis* gilt als euryhalin und eurytherm, bevorzugt aber wärmere Gewässer. In der nördlichen Ostsee kommt sie überwiegend im industriell erwärmten Kühlwasser von Kraftwerken vor (Florin et al. 2013, Laine et al. 2006, www.frammandearter.se). Obwohl Oliver et al. (1998) vermuten, dass sie stabile Brackwasserbedingungen benötigt, bescheinigen andere ihr eine hohe Toleranz schwankender Salzgehalte und das Vermögen, vom Süßwasser bis hin zu Salinitäten von über 20 psu zu siedeln (Laine et al. 2006). Das Optimum liegt offenbar im mesohalinen Bereich.

Auswirkungen und invasives Potential:
Mytilopsis leucophaeata bewächst Hartsubstrate als Bestandteil der sog. ‚fouling communities'. Sie ist relativ resistent gegenüber Kontrollmaßnahmen. Massenentwicklungen können industrielle Wasserleitungen verstopfen und so potentiell zu schwerwiegenden wirtschaftlichen Schäden führen, wie man sie insbesondere von der verwandten Zebramuschel (*Dreissena polymorpha*) kennt (Laine et al. 2006). Verween et al. (2005) verweisen auf solche Vorkommen in den 1990er Jahren ohne nähere Angaben (in Antwerpen?). Für deutsche Küstengewässer sind gravierende Auswirkungen bislang jedoch nicht dokumentiert. Zwar ist die Muschel zumindest in ihrem Ursprungsgebiet Nordamerika zu kurzfristigem, schnellem Populationswachstum in der Lage, aber auch dort sind die Abundanzen im Allgemeinen moderat (Kennedy 2011).

In ihrer über 170 Jahre alten Besiedlungsgeschichte nordwest-europäischer Küsten hat *Mytilopsis leucophaeata* sich vergleichsweise langsam ausgebreitet, so dass Oliver et al. (1998) sie als keinen effizienten Kolonisten einstufen.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bamber & Taylor 2002, Boettger 1933a, Darr & Zettler 2000, Dziubinska 2011, Florin et al. 2013, Kennedy 2011, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2012, Laine et al. 2006, Nehring 2006, Nehring & Leuchs 1999a, Oliver et al. 1998, Post & Landmann 1994, Verween et al. 2005, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 07.09.2011)

Petricolaria (Petricola) pholadiformis (Lamarck, 1818)

Die Bohrmuschel *Petricolaria pholadiformis* stammt von der nordamerikanischen Atlantikküste und wurde sehr wahrscheinlich mit Amerikanischen Austern *(Crassostrea virginica)* Ende des 19. Jh. nach Großbritannien importiert. Von dort aus eroberte sie die Küsten der Nordseeanrainerstaaten und drang bis ins nördliche Kattegat vor. Die Muschel bohrt in weichem Material wie Klei, Torf oder Holz. Nach anfänglich starkem Populationswachstum gingen die Bestände an der deutschen Nordseeküste stark zurück, inzwischen ist sie nur noch relativ selten zu finden. In der deutschen Ostsee kommt sie nicht vor.

Syn.: *Petricola pholadiformis* Lamarck, 1818

Deutscher Name: Amerikanische Bohrmuschel, Engelsflügel
Englischer Name: American piddock, False angel wing, American rock-borer

Status: nicht-heimische Art, etabliert (inzwischen selten)

Lebensraum: marin (die ersten europäischen Individuen wurden allerdings im Brackwasser der Themsemündung (River Crouch) gefunden)

Ursprungs-/Donorgebiet: Atlantikküste von Nordamerika (Wolff 2005)

Vektor: wahrscheinlich mit amerikanischen Kulturaustern (*Crassostrea virginica*) nach Großbritannien eingeschleppt; sekundäre Verbreitung der Larven mit Meeresströmungen und eventuell adulter Tiere in Treibholz (Eno et al. 1997, Nehring & Leuchs 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee 1896 bei Föhr (Schlesch 1932)
Ostsee: - (unklar, s.u.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Petricolaria pholadiformis wurde in Europa nicht später als 1890 vermutlich mit Setzlingen der Amerikanischen Auster (*Crassostrea virginica*) eingeschleppt und zuerst in

der Themsemündung (River Crouch) gefunden (Eno et al. 1997). Im Gegensatz zu den meisten Autoren, die dafür das Jahr 1890 angeben (z.B. Minchin et al. 2013, Nehring & Leuchs 1999a), nennt Jensen (2010a) für den Erstnachweis 1893 ohne dies näher zu begründen.

Das europäische Festland erreichte die Muschel wahrscheinlich mittels Larvendrift. Erste Nachweise aus Belgien stammen von 1899 nahe der Grenze zu den Niederlanden und 1905 dann von der niederländischen Küste (Wolff 2005). Nach Literaturangaben in Wolff (2005) ist sie in den Niederlanden bis in die 1940er Jahre eine weit verbreitete und häufige Art.
Nehring & Leuchs (1999a) spekulieren, dass *Petricolaria* mit der europäischen Auster (*Ostrea edulis*) in das deutsche Wattenmeer gelangt sein könnte. In Nordfriesland, wo zwischen 1894 und 1896 die überfischten Bestände mit Jungaustern aus Frankreich bestückt worden waren (Nehring & Leuchs 1999a), tauchte die Bohrmuschel bereits 1896 auf (Schlesch 1932). Dies würde eine sehr frühe Ansiedlung der Muschel in Frankreich voraussetzen. Wann genau *Petricolaria* an die französische Küste kam, ist unklar. In der Liste von Goulletquer et al. (2002) über eingeschleppte Arten in französischen Gewässern taucht sie nicht auf, an der belgisch-niederländischen Grenze wurde sie jedoch erst 1899 gefunden.
An der deutschen Nordseeküste hatten sich dann bis 1906 große Populationen vor Amrum und Sylt, aber auch vor der ostfriesischen Insel Juist, entwickelt (Nehring & Leuchs 1999a).
Inzwischen ist die Amerikanische Bohrmuschel im Wattenmeer selten geworden (Reise 1982), und Nehring & Leuchs (1999a) geben größere Vorkommen nur noch für die Jade an, wo die Tiere in Klei und Torf geeignete Lebensräume finden. Für das Wattenmeer wurde *Petricolaria*, obwohl eine gebietsfremde Art, inzwischen sogar auf die ‚Rote Liste' gesetzt.

Im dänischen Wattenmeer wurde die Bohrmuschel 1907 bei den Inseln Fanø und Manø entdeckt, nachdem schon 1903 leere Schalenklappen bei Esbjerg aufgetaucht waren (Schlesch 1932). (Es wird auch 1905 als Datum des Erstfundes angegeben, dies scheint aber falsch zu sein.) Im Verlauf der folgenden Jahre wanderte die Art an der jütländischen Küste nordwärts, erscheint aber nicht vor 1931 im nördlichen Kattegat bei Fredrikshavn, und Schlesch (1932) vermutet, dass die abnehmende Salinität die Ausbreitung zum Erliegen bringt bzw. dass mit den gängigen Methoden die Art möglicherweise nicht erreicht wird (was aber das Vorhandensein leerer Schalen nicht ausschließt). Jensen & Knudsen (2005) geben noch einen Nachweis von 1943 aus dem Großen Belt an.

Auch im dänischen Wattenmeer befinden sich die Bestände schon seit den 1930er Jahren wieder im Niedergang (Jensen 1992).

Einen Erstfund für die deutsche Ostsee datieren Nehring (2000) und Gollasch & Nehring (2006) auf 1927. Als Quelle wird bei Nehring (2000) ein Bestimmungsschlüssel für Muscheln und Schnecken der Ostsee genannt (Jagnow & Gosselck 1987). Diese Quelle konnte nicht eingesehen werden. Andererseits beschreibt Schlesch (1932), der für die dänischen Küsten äußerst detailliert die Nachweise bis 1931 auflistet, dass *Petricolaria pholadiformis* bis dahin weder im südlichen Kattegat noch in der Flensburger Förde trotz intensiver Suche gefunden werden konnte. Der Fund einer leeren Schalenklappe unbestimmter Herkunft in der Flensburger Außenförde 1930 wird vom Finder wie vom Autor als nicht ausreichend für das Vorkommen der Muschel angesehen (und mit ‚Eine Schwalbe macht bekanntlich keinen Sommer' kommentiert).
Jensen & Knudsen (2005) verweisen ebenfalls auf das Jahr 1927 als Erstnachweis für die westliche Ostsee, ohne nähere Angabe des Ortes oder der Quelle. Da die Autoren eingeschleppte Arten speziell dänischer Küsten auflisten, ist unklar, ob sich dieser Hinweis auf deutsche oder dänische Gewässer bezieht. Sie spekulieren, dass die Art durch den NOK gewandert sein könnte, was aufgrund der niedrigen Salinität im Kanal zweifelhaft ist.
Größere Bestände kommen in der deutschen Ostsee sicher nicht vor.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997, Minchin et al. 2013)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Norwegen (www.frammandearter.se, Literatur in Jensen 2010)
Schweden (Skagerrak, www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (Kattegat, www.frammandearter.se)
Dänemark (Großer Belt, Jensen & Knudsen 2005)

Zur Biologie und Ökologie:
Petricolaria pholadiformis bohrt sich in relativ weiches Material wie Kleie, Torf, Holz oder Kreide ein und filtert durch zwei Siphone, die aus der Öffnung ragen. Jensen (2010a) gibt an, dass die Art sich auch in Sand eingräbt. Einmal an ihrem Standort etabliert, ist *Petricolaria* zu keinem Ortswechsel fähig und stirbt bei ungünstigen Be-

dingungen ab, etwa wenn sie verschüttet wird (Nehring & Leuchs 1999a). Durch ihre Lebensweise ist ihre Ausbreitung stark vom Vorhandensein geeigneter Substrate abhängig.
Die Art scheint auf höhere Salzgehalte angewiesen zu sein, was ihr Fehlen in der Ostsee erklärt. Allerdings wurde sie erstmals im Brackwasser der Themsemündung gefunden, wohin sie vermutlich ohne eigenes Zutun gelangte. Ob diese Bestände noch existieren und florieren ist uns nicht bekannt.

Auswirkungen und invasives Potential:
Häufig wird eine mögliche Konkurrenz zur heimischen Bohrmuschel *Barnea candida* angegeben, der *Petricolaria* auch äußerlich sehr ähnlich sieht. Nach der schwedischen Internet-Datenbank www.frammandearter.se hat die Amerikanische Bohrmuschel in Belgien und den Niederlanden die heimische *Barnea* nahezu verdrängt, jedoch bezeichnet Jensen (2010a) dies als anekdotisch. Tatsächlich wurde nirgendwo an nordeuropäischen Küsten dokumentiert, dass die amerikanische Einwanderin die heimische Bohrmuschel verdrängen konnte.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Eno et al. 1997, Gollasch & Nehring 2006, Jensen 1992, Jensen 2010a, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Minchin et al. 2013, Nehring & Leuchs 1999a, Reise 1982, Schlesch 1932, Wolff 2005 www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Die amerikanische Bohrmuschel *Petricolaria pholadiformis;* Schalenlänge bis 60 mm. (Foto: K. Reise)

Rangia cuneata (G.W. Sowerby 1832)

Die Muschel *Rangia cuneata* stammt von der amerikanischen Atlantikküste, wo sie im Brackwasser von Ästuaren lebt. Als ursprüngliche Heimat rezenter Populationen wird der Golf von Mexiko angenommen, von wo aus sie in den 1950er Jahren die amerikanische Ostküste bis nach New York eroberte, möglicherweise mit Hilfe von Austerntransporten oder als Larven im Ballastwasser von Schiffen. Jedoch wird auch ein Überleben pleistozäner Restpopulationen nicht ausgeschlossen (Verween et al. 2006). In Europa tauchte sie erstmals 2005 im Hafen von Antwerpen in industriellen Kühlwasserrohren auf (Verween et al. 2006). 2010 wurde sie im russischen Teil des Frischen Haffs (Vistula Lagoon) nachgewiesen, wo sie sich wahrscheinlich bereits 2007/2008 angesiedelt hatte (Rudinskaya & Gusev 2012). Im November **2013** wurde *Rangia cuneata* erstmals für deutsche Küstengewässer im Nord-Ostsee-Kanal (NOK) bei Brunsbüttel gefunden (Bock, pers. Mitt. Juli 2014).

R. cuneata kann Kühlwassersysteme verstopfen und gilt als potentiell invasiv (Verween et al. 2006), ist aber auch eine neue Nahrungsquelle für die Organismen der artenarmen Brackwasserhabitate und wird an der amerikanischen und mexikanischen Ostküste für den menschlichen Konsum genutzt (Rudinskaya & Gusev 2012).

Literatur: Rudinskaya & Gusev 2012, Verween et al. 2006

Teredo navalis Linnaeus, 1758

Schiffsbohrwürmer, bei denen es sich zoologisch um Muscheln handelt, leben schon seit Hunderten von Jahren in europäischen Gewässern. Eine eindeutige Artzuordnung ist für *Teredo navalis* aber erst ab 1730 möglich. Aus der Zeit der Holzschiffe und hölzernen Küstenschutzanlagen sind schwere Zerstörungen mit katastrophalen Folgen überliefert, die heutzutage aufgrund veränderter Baumaterialien in dieser extremen Form nicht mehr auftreten. Die Art kommt an der deutschen Nord- und Ostsee vor, wo sie immer noch zu Schäden an hölzernen Bauwerken führt.

Syn.: -

Deutscher Name: Schiffsbohrwurm*, Pfahlwurm
(* Nach Nehring & Leuchs (1999a) bezeichnet der Name ‚Schiffsbohrwurm' eigentlich die verwandte Art (*Psilo-*) *Teredo megotara*. Er wird hier aber trotzdem wegen des allgemein üblichen Sprachgebrauchs für *Teredo navalis* verwendet.)
Englischer Name: Great shipworm, Common (Naval, Atlantic) shipworm

Status: kryptogene Art, etabliert

Lebensraum: marin bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Art ist kosmopolitisch verbreitet mit unklarem Ursprungsgebiet. Es wird sowohl eine Herkunft aus dem Indopazifik (Chinesisches Meer) und der Karibik, als auch aus Nordwest-Europa (Nordsee) oder den Ästuaren der Mittel- und nordeuropäischen Flüsse diskutiert (Gollasch et al. 2009, Hoppe 2002, Nehring & Leuchs 1999a, Schütz 1961, Wolff 2005).

Vektor: in hölzernen Schiffsrümpfen. Daneben ist in neuerer Zeit ein Transport von Larven im Ballastwasser denkbar. Eine sekundäre Ausbreitung kann in Treibholz oder durch Verdriften der Larven mit Meeresströmungen erfolgen.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee: im 18. Jh. (Nehring & Leuchs 1999a, Tuente et al. 2002)

Ostsee: vor 1872; (Schütz (1961) erwähnt, dass Möbius 1872 vom Vordringen der Art in den Eiderkanal (NOK) berichtet und weiter: ‚In jener Zeit lebte *Teredo navalis* im Kieler Fördegebiet und bildete dichte Populationen in dem reichlich vorhandenen Holzwerk…')
Im Gegensatz dazu zitieren Sordyl et al. (1998) die Aussage von Kühlmann (1909), der Vorkommen in Travemünde und Warnemünde für 1875 angibt, jedoch anführt, dass *Teredo* bis zum Ende des 19. oder Anfang des 20. Jh. im Gebiet vor Kiel nicht vorkam. (Die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden.)
Die Baltic Sea Alien Species Database gibt 1853 als Erstnachweis für die Ostsee an und bezieht sich offenbar auf die oben angegebene Quelle (Meyer & Möbius 1872), was ein Vorkommen in deutschen Gewässern impliziert. (Die Originalliteratur konnte nicht eingesehen werden.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Art ist kosmopolitisch verbreitet, bei unklarem Ursprungsgebiet. Bereits in der Antike waren Schiffsbohrwürmer im Mittelmeer bekannt, jedoch ist deren Artzugehörigkeit nicht mehr nachvollziehbar. Dagegen waren für die Wikinger Schiffsbohrwürmer offenbar kein Problem.

Berichte über Massenvorkommen im 16. Jh. in der Karibik und dem atlantischen Europa lassen sich nicht eindeutig einer speziellen Art zuordnen, ebenso das sporadische Auftreten von unspezifischen Zerstörungen an hölzernen Schutzanlagen und Schiffen in den Niederlanden, deren Gründe nicht genauer erläutert werden. Fossile Funde stammten meist von anderen Arten (Wolff 2005).

Erst ab 1730 gibt es verlässliche Quellen über Massenvorkommen von *Teredo navalis* in den Niederlanden mit z. T. katastrophalen Folgen (Zusammenbrechen von Küstenschutzanlagen aufgrund massiven Befalls mit Schiffsbohrwürmern, 1730-1732). Die Erstbeschreibung durch Linnaeus 1758 erfolgte anhand des 1730-1732 in den Niederlanden gesammelten Materials. Da plötzliche Massenentwicklungen typisch für Invasionsereignisse sind und häufig erst zu der Entdeckung eingeschleppter Arten führen, gibt es gute Gründe in *Teredo navalis* eine nicht-heimische Art zu vermuten (Gollasch et al. 2009).

Ging man im 18. Jh. noch davon aus, dass der Schiffsbohrwurm aus Ostindien kam, vermuten andere Autoren seinen Ursprung im mittel- und nordatlantischen Europa, speziell auch in der Nordsee (Literatur in Nehring & Leuchs 1999a) und den Ästuaren der mittel- und nordeuropäischen Flüsse (Schütz 1961). Da zu dieser Zeit die Nordseeanrainer aber weltweiten Handel trieben, könnten die Schiffe hier wie dort mit Schiffsbohrwürmern in Kontakt gekommen sein und der Ursprung *Teredos* bleibt im Dunkeln.

Der erste Nachweis in deutschen Küstengewässern stammt aus einem Bericht von 1791, in dem von zerstörten Holzstegen bei Cuxhaven die Rede ist (Nehring & Leuchs 1999a). Aus dem 19. Jh. ist überliefert, dass im Jahr 1860 bei einem Sturm ein von *Teredo* zerstörter Schutzdamm bei Wilhelmshaven brach (Gollasch et al. 2009) sowie 1870 das Vordringen der Art in den Nord-Ostsee-Kanal (Eiderkanal) festgestellt wurde (Nehring & Leuchs 1999a). Offenbar war *Teredo* zu dieser Zeit an der deutschen Nordseeküste allgemein verbreitet.

In der darauf folgenden Zeit ging das Vorkommen aufgrund veränderter Baumaterialien zurück. Jedoch ist die Art im Wattenmeer der deutschen und niederländischen Küste nach wie vor etabliert, kommt regelmäßig vor und dringt ins Brackwasser der Flussästuare vor (Schweimanns 1993, Tuente et al. 2002).

Über den genauen Beginn einer Besiedlung der deutschen Ostseeküste gehen die Angaben auseinander (vgl. Erstnachweis in deutschen Küstengewässern). Aber spätestens seit dem Ende der 1920er Jahre wird immer wieder von episodisch auftretendem Massenbefall hölzerner Strukturen in der westlichen Ostsee und an der mecklenburg-vorpommerschen Küste berichtet. Stärker als in der Nordsee scheinen die Ostseebestände erheblichen Schwankungen zu unterliegen. Für die Ostsee gilt die Insel Hiddensee (Rügen) als östliche Verbreitungsgrenze (Hoppe 2002, Sordyl et al. 1998).

Für Dänemark ist nach Jensen & Knudsen (2005) der Erstnachweis unbekannt. Die Art ist aber im Kattegat und den Belten sowie der westlichen und zentralen Ostsee verbreitet und kommt seit dem 19. Jh. in westschwedischen Gewässern vor www.frammandearter.se.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
(auch wenn hier nicht explizit aufgeführt, an allen Küsten der Nordsee)
Großbritannien (Hayward & Ryland 1990)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Schweden (www.frammandearter.se, Sordyl et al. 1998)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (www.frammandearter.se)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Deutschland (Sordyl et al. 1998)

Zur Biologie und Ökologie:
Teredo navalis lebt in und von Holz, das er mit Hilfe endosymbiontischer Bakterien aufschließt. Diese einseitige Ernährung wird wahrscheinlich durch Filtration von Plankton ergänzt. Die Tiere werden in Nord- und Ostsee 10-25 cm lang, können aber in wärmeren Gewässern auch größer sein. Ihre wurmförmigen Körper besitzen am Vorderende kleine, rückgebildete Schalen, mit denen sie Gänge raspeln und bohren. Die Wurmröhren, die die Tiere Zeit ihres Lebens nicht mehr verlassen, sind

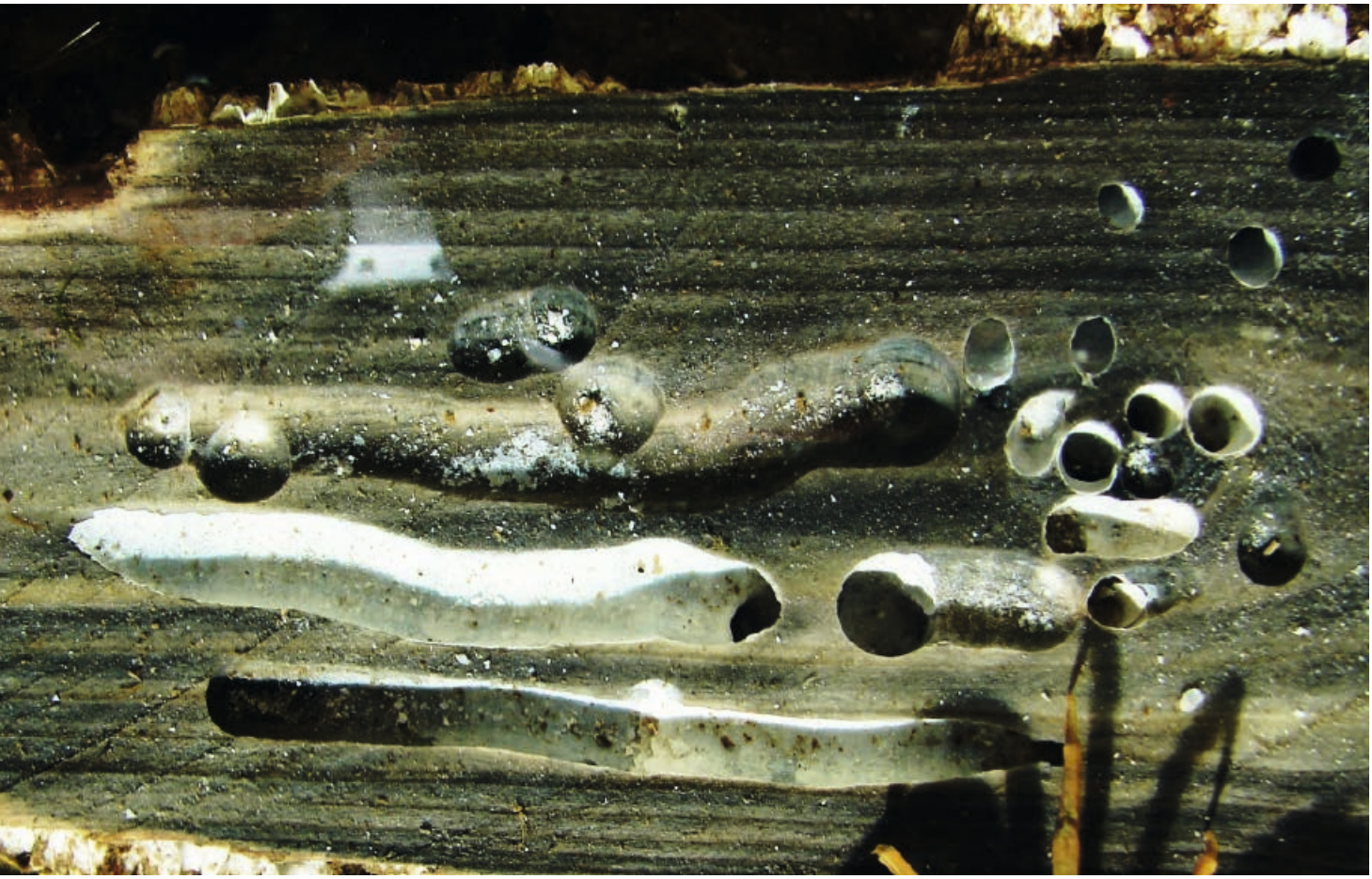
mit einer dünnen Kalkschicht ausgekleidet und können verschlossen werden. Die Reproduktion erfolgt über eine pelagische Larve, wobei geschlechtsreife Individuen als protandrische Hermaphroditen erst als Männchen, dann als Weibchen fungieren. (Alle Angaben aus Sordyl et al. 1998, Tuente et al. 2002.)

Teredo navalis ist überwiegend im marinen Milieu beheimatet, kommt aber auch im Weserästuar (Tuente et al. 2002) und in der Ostsee bei Salinitäten unter 18 psu vor. Entgegen der bisherigen Annahme, dass die Tiere bei weiter sinkendem Salzgehalt zwar noch begrenzt lebensfähig, aber nicht mehr reproduktiv tätig sind, belegten Untersuchungen von Sordyl et al. (1998), dass die Art an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns auch bei Salinitäten von 10-12 psu reife Gonaden und Larven bildete.

Ebenso galt die Vitalität der Tiere als stark temperaturabhängig und man ging davon aus, dass kalte Winter die Bestände auslöschen, was aber offensichtlich nur bei extremer Kälte der Fall ist (Sordyl et al. 1998, Tuente et al. 2002).

Auswirkungen und invasives Potential:
Teredo navalis gilt als eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential: IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) (CBD 2000) (Gollasch & Nehring 2006).

Aufgrund veränderter Baumaterialien bei Schiffen, Hafen- und Küstenschutzanlagen sind die Auswirkungen heutzutage in gemäßigten Zonen längst nicht mehr so gravierend wie früher (Schweimanns 1993), jedoch kommt es durch den Befall mit *Teredo* auch heute noch zur Zer-



Gänge von *Teredo navalis*. (Foto: K. Reise)

störung hölzerner Hafen- und Küstenkonstruktionen mit großen wirtschaftlichen Schäden.

Die pelagische Larvalphase ermöglicht eine Ausbreitung mit Meeresströmungen. So wird z. B. für die Ostsee neben der Existenz etablierter Populationen auch diskutiert, ob dortige Vorkommen auf einen Larvenzustrom aus dem Skagerrak zurückzuführen sind oder alternativ auf Larven aus dem Ballastwasser von Schiffen (Sordyl et al. 1998).

Kategorie 1 (Neobiota mit starken Auswirkungen)

Literatur: Gollasch & Nehring 2006, Gollasch et al. 2009, Hayward & Ryland 1990, Hoppe 2002, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Nehring & Leuchs 1999a, Schütz 1961, Schweimanns 1993, Sordyl et al. 1998, Tuente et al. 2002, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v 11.12.2006)

Vorderende des Tieres (Länge bis 300 mm). (Foto: K. Reise)

6.5. Annelida (Ringelwürmer)

Polychaeta (Vielborster)

Alitta (Neanthes/Nereis) virens (M. Sars, 1835)

Ein sehr großer Polychaet, der erst ab 1835 von europäischen Küsten beschrieben wird. In den 1920er Jahren tauchte er sowohl an der deutschen Nordsee- als auch Ostseeküste auf und ist heute eine häufige Art. Die bemerkenswert späte Erwähnung eines so auffälligen Tieres spricht für ein Invasionsereignis. Da sowohl Herkunft als auch Umstände einer möglichen Einwanderung unbekannt sind, wird er von einigen Autoren als kryptogen, von anderen als nicht-heimisch bezeichnet. Tiefgreifende negative Auswirkungen sind an deutschen Küsten nicht dokumentiert.

Syn.: *Neanthes virens*
Nereis virens

Deutscher Name: Irisierender Seeringelwurm
Englischer Name: King ragworm

Status: nicht-heimische Art (Wolff 2005)/kryptogen (Nehring & Leuchs 1999a), etabliert

Lebensraum: marin (bis Brackwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: unbekannt; Nehring & Leuchs (1999a) vermuten den Nordatlantik oder Nordpazifik.

Vektor: unbekannt; ein Transport adulter, schwärmender Tiere im Ballastwasser von Schiffen ist ebenso denkbar wie eine Arealerweiterung (Nehring & Leuchs 1999a).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1923 im nordfriesischen Wattenmeer (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: seit den 1920er Jahren (Nehring & Leuchs 1999a)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Tatsache, dass dieser große, auffällige Polychaet in Nordeuropa erst 1835 von der norwegischen Atlantikküste beschrieben wurde, legt die Vermutung eines Invasionsereignisses nahe. Im Verlauf des 19. Jh. wird *A. virens* nur aus Skandinavien mehrfach erwähnt (Nehring & Leuchs 1999a). Auch der bemerkenswert späte Erstnachweis (1915) in den Niederlanden untermauert den Verdacht einer Einschleppung (Wolff 2005).

Die ersten Funde aus dem deutschen Wattenmeer datieren von 1923-1926, wo *A. virens* offensichtlich im 19. Jh. bei der Untersuchung der Austernbänke noch fehlte (Nehring & Leuchs 1999a). Etwa zeitgleich taucht die Art an der deutschen Ostseeküste auf (Nehring & Leuchs 1999a). Reise et al. (1999) vermuten aufgrund der historischen Funde eine Einschleppung, bezeichnen die Datenlage aber als zu schwach, um sicher von einer nicht-heimischen Art zu sprechen.

Heutzutage gilt *Alitta virens* sowohl an der deutschen als auch an der niederländischen Nordseeküste als ‚common species' (Wolff 2005) und ist in der deutschen Ostsee z. B. in der Kieler Förde verbreitet (Goerke 1971, Hartmann-Schröder 1996).

Genetische Studien belegen, dass die europäischen (wie auch die nordamerikanischen und japanischen) Populationen einander alle sehr ähnlich sind (Wolff 2005), was einen Hinweis auf ein einmaliges Invasionsereignis darstellen könnte, aber auch die Rückeroberung eines in der Vergangenheit besiedelten Areals durch eine Restpopulation nicht ausschließt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Der Polychaet kommt nach Hartmann-Schröder (1996) und vielen anderen Quellen (z. B. Goerke 1971, Reise et al. 1999) in der gesamten Nordsee vor.

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Hartmann-Schröder (1996) nennt für die Ostsee Skagerrak, Kattegat, Belte, Öresund bis Kieler Bucht. Für Abschnitte der deutschen Küste (Kieler Bucht) finden sich Nachweise z. B. bei Goerke (1971).

Zur Biologie und Ökologie:
Die Größe von *Alitta virens* wird bei Hartmann-Schröder (1996) sogar mit bis zu 900 mm angegeben, auch wenn die Tiere in der Regel erheblich kleiner sind. Dean (1978) schätzt das Alter auf mehrere Jahre. Die omnivore Art besiedelt eu- bis oligohaline Gewässer, wobei niedrige Salzgehalte wohl nur vorübergehend ertragen werden (Hartmann-Schröder 1996). Zur Reproduktion im frühen Frühjahr verlassen die Männchen ihre Grabgänge und

schwimmen vorzugsweise zur Nachtzeit im freien Wasser. Dieses Verhalten wurde auch außerhalb der Reproduktion beobachtet und steht wahrscheinlich mit Wanderungen im Zusammenhang (Dean 1978, Goerke 1971).

Auswirkungen und invasives Potential:
Auswirkungen von Prädation und Konkurrenz durch ein so großes Faunenelement sind als sicher anzunehmen. Aus Experimenten weiß man, dass der Wurm die Weichbodenfauna amerikanischer Watten erheblich dezimieren kann (Ambrose 1984) und konkurrenzstark gegenüber anderen Polychaeten ist (Müller 2007). Darüber hinaus sind negative Auswirkungen kaum bekannt. *Alitta virens* wird in vielen Ländern als Angelköder gegraben (Dean 1978, Goerke 1971).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen) (evtl. Kategorie 2)

Literatur: Ambrose 1984, Dean 1978, Goerke 1971, Hartmann-Schröder 1996, Müller 2007, Nehring und Leuchs 1999a, Reise et al. 1999, Wolff 2005

Alitta (Nereis) virens ist eine häufige Art des Wattenmeeres. Länge 200 bis 300 mm. (Foto: K. Reise)

Aphelochaeta marioni (Saint-Joseph, 1894)
Tharyx killariensis (Southern, 1914)

In den 1960er Jahren tauchte an der deutschen Nordseeküste erstmals ein Cirratulide auf, der sich im Laufe der 1970er Jahre schnell und individuenreich ausbreitete und als *Tharyx marioni* bezeichnet wurde. Eine solch plötzliche Verbreitung mit hohen Abundanzen deutet typischerweise auf ein Invasionsereignis hin.
Nach Revision einer Teilgruppe der Cirratulidae wurde der Polychaet Anfang der 1990er Jahre der neu geschaffenen Gattung *Aphelochaeta* zugeordnet und der Name in *Aphelochaeta marioni* geändert. Fast zeitgleich zeigten Untersuchungen im dänischen Wattenmeer, dass es sich dort um die Art *Tharyx killariensis* handelte, und Individuen aus dem deutschen Wattenmeer wurden als identisch mit dieser Spezies angegeben.
Derzeit ist eine klare Zuordnung zu einer der beschriebenen oder einer dritten Art wegen der schwierigen Bestimmung der Tiere und der revisionsbedürftigen Taxonomie der Cirratulidae nicht möglich, und im Rückblick kann eine historische oder auch aktuelle Verbreitung der Arten nicht beurteilt werden.

Syn.: Für *Aphelochaeta marioni*:
Heterocirrus marioni Saint-Joseph, 1894
Tharyx marioni Fauvel, 1927
Syn.: Für *Tharyx killariensis*:
Chaetozone killariensis Southern, 1914
Heterocirrus killariensis Fauvel, 1927
Caulleriella killariensis Eliason, 1962
Tharyx marioni Farke, 1979
Tharyx killariensis Blake, 1991

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: kryptogene Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: unklar

Vektor: unbekannt

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: Erste Nachweise in den 1960er Jahren aus der Jade, bei Helgoland (1966) und vom Knechtsand (1967). Ein Einzelfund bei Helgoland von 1938 gilt als unsicher. (Angaben aus Dörjes et al. 1969, Farke 1979, Hauser & Michaelis 1975, Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Herkunft von *Aphelochaeta marioni* und *Tharyx killariensis* ist unbekannt, und inwieweit sich die Ausbreitung an der europäischen Atlantikküste auf eine anthropogen bedingte Einschleppung zurückführen lässt, ist spekulativ (Nehring & Leuchs 1999a).
In den 1960er Jahren wurde in deutschen Küstengewässern ein Cirratulide gefunden, der sich in den 1970er Jahren schnell und mit hohen Abundanzen ausbreitete. Zunächst *Cirratulus filiformis* (Michaelis 1969) bzw. *Cirratulus* sp. genannt (Dörjes et al. 1969) wurde er seit Beginn der 1970er Jahre als *Tharyx marioni* bzw. *Tharyx* cf. *marioni* bezeichnet (Farke 1979, Hauser & Michaelis 1975, Nehring & Leuchs 1999a, Reise 1990). Diese Spezies war 1894 nach Material von der französischen Atlantikküste als *Heterocirrus marioni* beschrieben worden und war ebenfalls von der britischen Kanalküste und aus der niederländischen Oosterschelde (als *Tharyx multibranchiis*) bekannt (Wolff 2005).
Unter der Voraussetzung, dass die Art identisch mit dem früher unter dem Namen *Tharyx multibranchiis* bekannten Tier war, gibt Wolff (2005) den Cirratuliden als häufige Art für das niederländische Deltagebiet zwischen 1959 und 1969 an. Bemerkenswerterweise gab es in Arbeiten niederländischer Polychaeten-Taxonomen zu Beginn des 20. Jh. keinen Hinweis auf diesen Polychaeten. Ebenso findet er bei Friedrich (1938) in der ‚Tierwelt der Nord- und Ostsee' keine Erwähnung (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005).
Nach einer Revision von Blake (1991) wurde *Tharyx marioni* der neu eingeführten Gattung *Aphelochaeta* zugeordnet und *A. marioni* genannt. Zeitnah erschien 1992 eine Untersuchung aus dem dänischen Wattenmeer, in der Jensen (1992) hohe Abundanzen des Cirratuliden auf den eulitoralen Wattflächen bei Skalling feststellte und ihn nach taxonomischer Bearbeitung durch Mary E. Petersen als *Tharyx killariensis* bezeichnete.
Rückwirkend wurde daraufhin die Identität des von Farke (1979) untersuchten Polychaeten mit der Art *Th. killariensis* bestätigt (Hartmann-Schröder 1996).
Tharyx killariensis war in der ersten Hälfte des 20. Jh. aus Irland, Frankreich und dem Skagerrak beschrieben worden (Nehring & Leuchs 1999a).
Dieser Name wurde von vielen Autoren übernommen und seit den 1990er Jahren tauchen beide Namen, *Tharyx killariensis* und *Aphelochaeta marioni*, in der Literatur auf. Der Hauptgrund dafür ist die problematische Bestimmung der Arten, die sich lediglich durch ein leicht

abweichendes Borstenmuster voneinander unterscheiden und deren Determinierung offenbar auch für erfahrene Bearbeiter schwierig ist (Nehring & Leuchs 1999a). (Nach Blake 1991 sind die Kapillarborsten der Gattung *Aphelochaeta* ausschließlich einfach und glatt, während *Tharyx* zusätzlich knopfartig verdickte Borsten besitzt.) Widersprüchliche Angaben zum Lebensraum erschweren zusätzlich eine Trennung.
Nach Hartmann-Schröder (1996) dehnt sich die vertikale Verteilung von *Aphelochaeta marioni* bis ins Eulitoral aus, während die obere Siedlungsgrenze von *Tharyx killariensis* bei 10 m Wassertiefe erreicht ist. Damit müssten alle Vorkommen im Wattenmeer *Aphelochaeta* zugeordnet werden. Andererseits gibt Jensen (1992) für das dänische eulitorale Wattenmeer explizit *Th. killariensis* an. Nehring & Leuchs (1999a) nennen sowohl *Aphelochaeta marioni* als auch *Tharyx killariensis* (Weserästuar) für das Sublitoral der Flussästuare. Für das Wattenmeer vermuten sie nach Angaben anderer Autoren *Aphelochaeta marioni*, allerdings ist dieses Material ungeprüft, und die Daten beziehen sich auf einen Zeitraum, als der Cirratulide allgemein als *Tharyx marioni* bezeichnet wurde.
Nicht nur die historische sondern auch die aktuelle Verbreitung von *Aphelochaeta marioni* und *Tharyx killariensis* ist durch die verwirrende und dringend revisionsbedürftige Taxonomie der Cirratulidae unklar, so dass auch weiterhin beide Namen für diese inzwischen in den Küstengewässern häufige Art in der Literatur auftauchen dürften.
Die schnelle, massenhafte Ausbreitung des Cirratuliden an der deutschen Nordseeküste deutet auf ein Invasionsereignis hin. Gleichzeitig scheinen beide Arten auch früher an europäischen Atlantikküsten aufgetreten zu sein (sowohl *Aphelochaeta marioni* als auch *Tharyx killariensis* sind ursprünglich von europäischen Küsten beschrieben). Ob es sich um eine plötzliche massive Arealerweiterung einer oder beider Arten oder um die Invasion einer weiteren Art handelt, was der Ablauf der Ausbreitung nahelegt, ist momentan ungeklärt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Nach Hartmann-Schröder (1996) kommen beide Arten in der gesamten Nordsee vor.

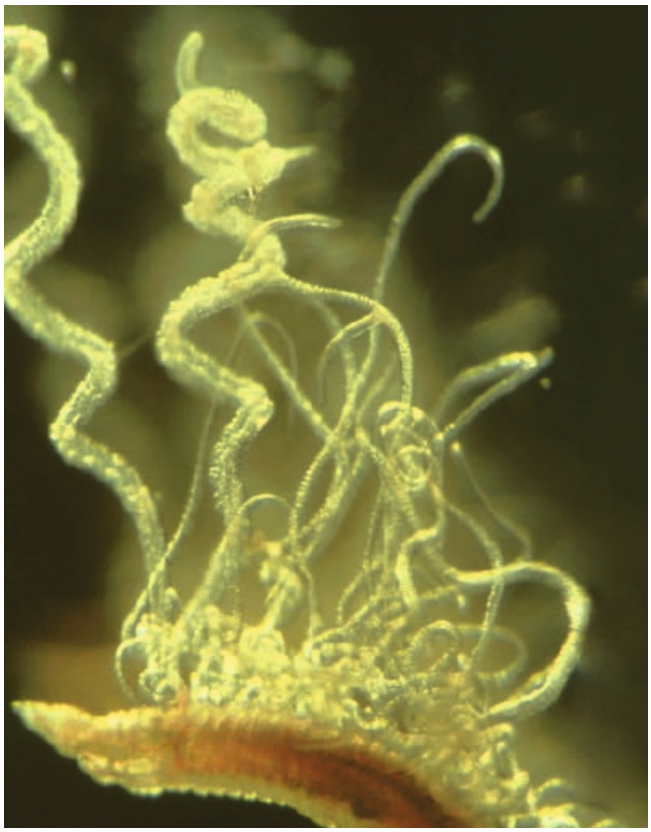
Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Nach Hartmann-Schröder (1996) dringt *Tharyx killariensis* bis in das Kattegat vor.

Zur Biologie und Ökologie:
Aphelochaeta marioni besiedelt nach Hartmann-Schröder (1996) schlickige und schlicksandige Böden wie auch Grobsand mit Schill und Steinen sowie das Substrat von Austernbänken und zwischen Rhizoiden von Laminarien. Die Verbreitung reicht vom Eulitoral bis in über 5000 m Wassertiefe.
Für *Tharyx killariensis* wird von gleicher Quelle Schlicksand oder reiner Schlick zwischen 10 und 488 m Wassertiefe als Lebensraum angegeben.

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Blake 1991, Dörjes et al. 1969, Farke 1979, Hartmann-Schröder 1996, Hauser & Michaelis 1975, Jensen 1992, Michaelis 1969, Nehring & Leuchs 1999a, Reise 1990, Wolff 2005



Zwei dickere Tentakel und ein ‚Lockenkopf' aus Fadenkiemen sind auffällige Merkmale von *Aphelochaeta marioni / Tharyx killariensis*. (Foto: D. Lackschewitz)

Boccardiella ligerica (Ferronière, 1898)
(Boccardia redeki (Horst, 1920)*/Polydora ligerica* (Ferronière, 1898)*)*

Eine genuine Brackwasserart, deren Herkunft unklar ist. Der Spionide kommt an deutschen Küsten im Nord-Ostsee-Kanal, in Flussästuaren und der Schlei vor.

Syn.: *Boccardia ligerica* Ferronière, 1898
Polydora redeki Horst, 1920

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: kryptogene Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser (NOK und Flussästuare)

Ursprungs-/Donorgebiet: unklar; nach Hartmann-Schröder (1996) ebenfalls im Nordpazifik und im Nord- und Südatlantik verbreitet. Möglicherweise auch eine native Brackwasserart aus Frankreich, den Niederlanden und Deutschland (Wolff 2005) sowie der Ostsee (Hartmann-Schröder 1996).

Vektor: unbekannt; Nehring & Leuchs (1999a) halten die Einschleppung über Ballastwasser für wahrscheinlich. Bezüglich der Vorkommen an der deutschen Küste schließen sie eine Arealerweiterung niederländischer Populationen nicht aus. Für die Ostsee vermuten Bick & Gosselck (1985) (nach Bonsdorff 1981) ebenfalls eine Einschleppung durch Schiffsverkehr.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: unklar
Ostsee: 1932 im NOK bei Rendsburg (Nehring & Leuchs 1999a)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
1898 aus Brackwasserkanälen der französischen Kanalküste beschrieben, wurde der Polychaet 1919 auch aus den Niederlanden gemeldet. Dort erloschen die meisten Populationen jedoch durch veränderte Umweltbedingungen.

Fingerförmige Kiemen am 2. und 3. Segment und dicke hakenförmige Borsten im hinteren Körperbereich kennzeichnen *Boccardiella ligerica*. (Foto: D. Lackschewitz)

Heutzutage kommt die Art noch im belgisch-niederländischen Grenzgebiet der Zeeschelde vor (Wolff 2005).

In Deutschland wurden 1932 erstmals 4 Individuen im Nord-Ostsee-Kanal gefunden, wo der Spionide auch heute noch vorkommt. Daneben ist die Besiedlung der brackigen Flussästuare von Ems, Weser und Elbe bekannt (Dittmer 1981, Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994).

Für die deutsche Ostseeküste gibt Gerlach (2000) neben Beständen aus dem NOK auch solche aus der Schleimündung an. Für die weitere deutsche Ostsee stellen Bick & Gosselck (1985) jedoch fest, dass sie den Polychaeten trotz intensiver Suche nicht gefunden haben. Ebenso gäbe es gegenwärtig keine Vorkommen in dänischen und schwedischen Küstengewässern, was durch die schwedische Internet-Datenbank www.frammandearter.se bestätigt wird. Andererseits führen Zettler & Röhner (2004) die Art (als *Polydora ligerica*) für das Gebiet vom Fehmarnbelt bis Usedom auf.
Für Finnland geben verschiedene Quellen ein Vorkommen an (Bick & Gosselck 1985, Hartmann-Schröder 1996, Baltic Sea Alien Species Database, www.frammandearter.se).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (Wolff 2005, Ysebaert et al. 1997)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Schlei und NOK), (Gerlach 2000 nach Jaeckel 1962)
Finnland (Hartmann-Schröder 1996, www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Nach Hartmann-Schröder (1996) ist *Boccardiella ligerica* eine genuine Brackwasserart aus dem meso- bis oligohalinen Bereich, die bevorzugt schlickige bis schlicksandige Böden besiedelt. Dort baut sie U-förmige Gänge, deren Ausgänge in Schornsteinen aus Tonpartikeln enden. Die vertikale Verteilung reicht nur bis in wenige Meter unterhalb der Wasseroberfläche.

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bick & Gosselck 1985, Dittmer 1981, Gerlach 2000, Hartmann-Schröder 1996, Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994, Wolff 2005, Ysebaert et al. 1997, Zettler & Röhner 2004, www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 05.11.2008)

Ficopomatus enigmaticus (Fauvel, 1923)

Ein Kalkröhren bauender Polychaet, der an deutschen Küsten nur im Hafen von Emden und der näheren Umgebung etabliert zu sein scheint. Als tropische Art siedelt er bevorzugt im künstlich erwärmten Abwasser von Kraftwerken. Die Tiere bilden dicke Beläge auf Schiffswänden, Bojen und anderen künstlichen Hartsubstraten.

Syn.: *Mercierella enigmatica* Fauvel, 1923

Deutscher Name: (Tüten-) Kalkröhrenwurm
Englischer Name: Australian tubeworm

Status: nicht-heimische Art, wahrscheinlich lokal etabliert (in Emden)

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: südliche Hemisphäre, wahrscheinlich der Südwest-Pazifik (Eno et al. 1997, Wolff 2005); weltweit verbreitet: Südatlantik (Argentinien, Brasilien bis Mexiko), Süd- und Westafrika, Mittelmeer, Schwarzes Meer, Atlantikküste Spaniens und Frankreichs (Kühl 1977a, www.frammandearter.se)

Vektor: im Aufwuchs von Schiffen (Kühl 1977a, Wolff 2005), Larven möglicherweise auch mit Ballastwasser und durch Meeresströmungen (Nehring & Leuchs 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1975 im Hafen von Emden (Kühl 1977a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Erstmals 1921 in Caen (Frankreich) gefunden, tauchte *Ficopomatus* bereits 1922, ein Jahr später, in den Docks von London auf (Eno et al. 1997). Im Hafen von Kopenhagen existierte von 1953 bis 1958 eine Population (Kühl 1977a). Jensen & Knudsen (2005) bezeichnen die Art dort zwischen 1997 und 1998 als etabliert und individuenreich, während andere Quellen von einem Erlöschen des dänischen Vorkommens nach 1958 sprechen (Kühl 1977a, www.frammandearter.se). Nachdem 1968 in den Niederlanden die ersten Tiere in der Oosterschelde gefunden worden waren (Wolff 2005), erfolgte 1975 der Nachweis aus deutschen Gewässern im grenznahen Hafen von Emden (als *Mercierella enigmatica*). Kühl (1977a) vermutet eine Erstansiedlung bereits 1973, da ein Jahr zuvor die Leistung des Kraftwerkes erhöht worden war, was zu einem Anstieg der Wassertemperatur führte. Das Alter der gefundenen Kolonien wurde auf 1-2 Jahre geschätzt. Im Hafen von Emden war *Ficopomatus* zumindest zeitweise etabliert und wurde dort und in umgebenden Brackwasserkanälen von Post & Landmann (1994) nachgewiesen. Gittenberger et al. (2010) fanden den Polychaeten 2009 an zwei Standorten im niederländischen Wattenmeer.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Hartmann-Schröder 1996, Post & Landmann 1994)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Großbritannien (Eno et al. 1997)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)

Zur Biologie und Ökologie:
Ficopomatus enigmaticus lebt überwiegend in tropischen und subtropischen Meeren und kommt daher in Nordwest-Europa bevorzugt im künstlich erwärmten Abwasser von industriellen Kühlwasseranlagen vor (Kühl 1977a). Kalte Winter können die Populationen stark dezimieren bis auslöschen. In Argentinien bilden die Kolonien auf Sedimentböden stellenweise große, kreisförmige Riffe (Bazterrica et al. 2012, Schwindt et al. 2001). Die Röhren der Würmer sind zumeist dunkel mit weißer Öffnung. Sie sind mehr oder weniger deutlich geringelt mit trompetenartigen Erweiterungen in unregelmäßigen Abständen und einer am Ende verbreiterten Öffnung. Obwohl typischerweise im Brackwasser vorkommend, tolerieren die Tiere auch starke Salzgehaltsschwankungen und sind widerstandsfähig gegenüber zeitweise ungünstigen Bedingungen und schlechter Wasserqualität (Kühl 1977a).

Auswirkungen und invasives Potential:
Dadurch dass die Polychaeten in großen Kolonien ineinander verschlungener Röhren vorkommen können, bilden sie dicke Krusten auf Schiffswänden, Bojen und Hafenstrukturen, aber auch in Wasserrohren mit entsprechend negativen wirtschaftlichen Folgen und der Gefahr einer Verstopfung der Wasserleitsysteme (www.frammandearter.se).
Eno et al. (1997) führen daneben auch an, dass dicke Beläge dieser Suspensionsfresser durch Filtration die Wasserqualität für andere Organismen verbessern können, wobei sie allerdings in Nahrungskonkurrenz zu anderen Filtrierern treten.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen), da an der deutschen Küste lokal sehr begrenzt vorkommend (evtl. Kategorie 2)

Literatur: Bazterrica et al. 2012, Eno et al. 1997, Gittenberger et al. 2010, Hartmann-Schröder 1996, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Kühl 1977a, Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994, Schwindt et al. 2001, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Hydroides elegans (Haswell, 1883)

Ein Kalkröhren bauender Serpulide, der weltweit in tropischen und subtropischen Gewässern vorkommt und vermutlich im Schiffsbewuchs verbreitet wird (Wolff 2005). In den Niederlanden wurde er einmalig 1973 in einem temporär erwärmten industriellen Gewässer gefunden, gilt aber als nicht dauerhaft etabliert. Eno et al. (1997) bezeichnen den Polychaeten für Großbritannien als ausgestorben, während Hayward & Ryland (1990) und Zibrowius & Thorp (1989) Vorkommen für verschiedene Standorte in Großbritannien angeben. Für deutsche Küstengewässer listen Gollasch et al. (2009) ihn als etablierte Art im Brackwasser auf, jedoch finden sich dafür keine Nachweise und die NOBANIS Datenbank bezeichnet die Art ebenfalls als nicht etabliert für Deutschland.
Literatur: Eno et al. 1997, Gollasch et al. 2009, Hayward & Ryland 1990, Wolff 2005, Zibrowius & Thorp 1989
www.nobanis.org (Aktualisierung v. 08.11.2005)

Marenzelleria spp.

1979 tauchten im schottischen Forthästuar Spoiniden der Gattung *Marenzelleria* auf, die als *M. wireni* identifiziert wurden (Elliot & Kingston 1987). Bei einer nachfolgenden Untersuchung des inneren Ästuars 1982 wurde stellenweise ein Polychaet in hohen Abundanzen gefunden, der dagegen als *Marenzelleria viridis* bestimmt und als Erstnachweis für diese nordamerikanische Art in Europa angegeben wurde (McLusky et al. 1993). Noch vor der Veröffentlichung war jedoch eine Untersuchung von 1984 aus dem nur wenige Kilometer nördlich gelegenen Tayästuar publiziert worden, in der man ebenfalls hohe Dichten von *M. viridis* gefunden hatte (Atkins et al. 1987). Die Vermutung liegt nahe, dass es sich bereits bei den 1979 im Forth gefundenen Individuen tatsächlich um *M. viridis* gehandelt hatte, und man findet in der Literatur sowohl 1979 als auch 1982 als Datum des Erstnachweises für Europa.

In den folgenden Jahren erschien *Marenzelleria* an zahlreichen Küsten der Nordsee (Essink & Kleef 1988, 1993) und wurde 1985 schließlich auch in der Ostsee nachgewiesen (Bick & Burckhardt 1989). Aufgrund der schwierigen Bestimmung der sehr ähnlichen Arten herrschte über die Taxonomie lange Zeit Unklarheit und die Benennung der *Marenzelleria*-Arten in der Literatur ist konfus (vgl. Bastrop & Blank 2006). Nach genetischen Studien und einer Revision der Gattung (Sikorski & Bick 2004) geht man inzwischen von einer parallelen Invasion zweier Schwesterarten in Europa aus, die sich weitgehend durch ihre ökologischen Ansprüche unterscheiden: Während *Marenzelleria viridis* ihren Verbreitungsschwerpunkt in der Nordsee hat, besiedelt *M. neglecta* überwiegend die Ostsee.

(Eine dritte Art, *M. arctia*, lebt in der nördlichen und östlichen Ostsee (Blank et al. 2008)).

Wegen der anfänglichen Unklarheiten und verwirrenden Namensgebung sind frühe Angaben über Vorkommen von *Marenzelleria* hinsichtlich der Artbestimmung kritisch zu betrachten.

Marenzelleria viridis Habitus; den roten Kiemen im vorderen Bereich verdanken die *Marenzelleria*-Arten ihren englischen Namen ‚red-gilled mud worm'. (Foto: K. Reise)

Marenzelleria neglecta Sikorski & Bick, 2004

Zu Beginn der 1980er Jahre erschienen an vielen nordeuropäischen Küsten Spioniden der Gattung *Marenzelleria*, die sich schnell und in hohen Abundanzen an den Küsten der Nord- und Ostsee ausbreiteten. Morphologische und genetische Untersuchungen ergaben, dass es sich um die parallele Invasion zweier sehr ähnlicher Schwesterarten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen handelte, die von der nordamerikanischen Atlantikküste stammten. Im Gegensatz zu *Marenzelleria viridis* (s. u.), die ihren Verbreitungsschwerpunkt in der polyhalinen Nordsee hat, besiedelt *Marenzelleria neglecta* die Ostsee und in geringerem Maße die oligohalinen Flussmündungen der Nordsee.

Syn.: *Marenzelleria* Type II
Marenzelleria cf. *viridis*

Deutscher Name: -
Englischer Name: Red-gilled mud worm (der Name gilt auch für *M. viridis* (Didžiulis 2006))

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Atlantik, Nordamerika (Sikorski & Bick 2004)

Vektor: sehr wahrscheinlich als Larven im Ballastwasser von Schiffen, Weiterverbreitung auch durch Arealerweiterung/Larvendrift

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1997 im Elbästuar als Marenzelleria Type II (Blank et al. 2004)
Ostsee: 1985 in der Darß-Zingster Boddenkette als *M. viridis* (Bick & Burckhardt 1989)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Erste Individuen der Gattung *Marenzelleria* tauchten 1979 im Forthästuar (westl. Edinburgh) auf und wurden als *Marenzelleria wireni* bestimmt (Elliot & Kingston 1987), während die 1982 und 1984 an der schottischen Küste gefundenen Tiere *Marenzelleria viridis* zugeordnet wurden (s. o.). In der ersten Hälfte der 1980er Jahre breiteten die Polychaeten sich an vielen Küsten der Nordsee aus (Essink & Kleef 1988, 1993) und wurden 1985 schließlich auch in der Ostsee nachgewiesen (Bick & Burckhardt 1989). Dabei war die Taxonomie lange Zeit aufgrund der großen Ähnlichkeit der Arten unklar. Nach genetischen Studien und einer Revision der Gattung (Sikorski & Bick 2004) zeigte sich, dass eine parallele Invasion zweier Schwesterarten stattgefunden hatte, wobei die Küste der deutschen Ostsee und die oligohalinen Ästuare von Elbe und Weser überwiegend durch *Marenzelleria neglecta* besiedelt wurden (Blank et al. 2004, Nehring et al. 2009).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Da eine klare Benennung der *Marenzelleria*-Arten erst nach der Revision von Sikorski & Bick (2004) möglich war, ist für einige Standorte die Artzugehörigkeit nicht zweifelsfrei geklärt.
Für den Bereich der deutschen Nordsee wurde *Marenzelleria neglecta* aus der Elb- und Wesermündung beschrieben (Blank et al. 2004, 2008, Nehring et al. 2009).

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Die nachfolgenden Angaben über Vorkommen von *M. neglecta* beruhen auf Daten genetischer Untersuchungen von Bastrop & Blank (2006) und Blank et al. (2008):Deutschland, Polen, Litauen, Lettland, Estland, Schweden
Für Russland (morphologische Zuordnung): Maximov (2010, 2011)

Zur Biologie und Ökologie:
Die beiden Schwesterarten *M. neglecta* und *M. viridis* sind morphologisch sehr ähnlich und im juvenilen Zustand nicht klar zu determinieren, da alle diagnostischen Merkmale variabel und vom Alter der Tiere abhängig sind. Zusätzlich treten Hybridformen auf, die zwar genetisch aber nicht morphologisch von *M. viridis* unterschieden werden können (Bick, Taxonomischer Workshop Neobiota, Warnemünde Feb. 2012).

M. neglecta besiedelt sandige und schlickige Sedimentböden von oligo- bis mesohalinen Gewässern bis etwa 10 psu auch unter stark eutrophen Bedingungen und niedrigem Sauerstoffgehalt. Die Tiere leben in vertikalen Grabgängen und ernähren sich als selektive Substratfresser auf der Sedimentoberfläche und als Filtrierer in bodennahem Wasser.

Auswirkungen und invasives Potential:
Marenzelleria sp. wurde als eine eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential (IAS -invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) eingestuft (CBD 2000) (Gollasch & Nehring 2006).

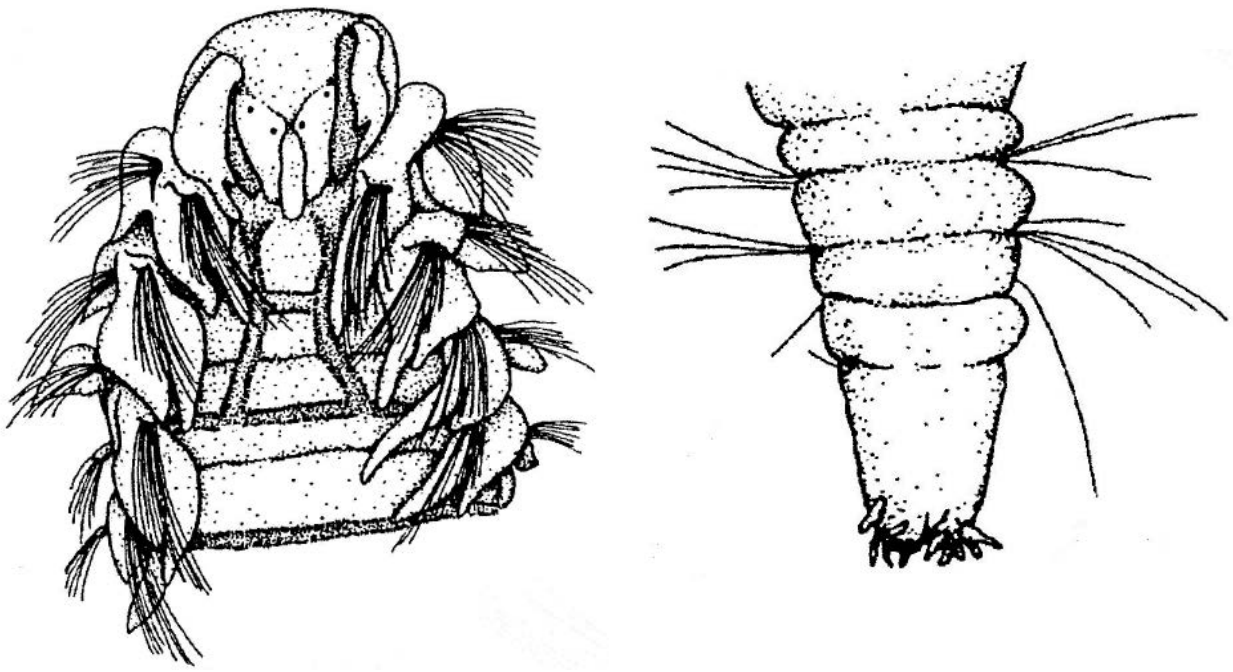
Marenzelleria folgte einem für eingeschleppte Arten bekannten sog. ‚boom and bust cycle': In der Anfangsphase der Besiedlung stiegen die Abundanzen zunächst exponentiell an und *M. neglecta* dominierte in einigen Bereichen der Ostsee die Bodenfauna mit bis zu 10 000 Ind. m^{-2}. Nach einer Phase gleichbleibend hoher Dichten folgte ein Rückgang der Individuenzahlen, die sich auf einem stabilen mittleren Niveau einpendelten (Zettler et al. 2002).

Trotz der anfänglichen Massenentwicklungen wurden bei Untersuchungen im Freiland keine oder nur geringfügige negative Effekte festgestellt (Maximov 2010, Neideman et al. 2003, Orlova et al. 2006, Zettler et al. 2002). Blank et al. (2008) stellen zur Diskussion, ob die in der Ostsee beobachteten negativen Auswirkungen auf heimische Amphipoden nicht *M. arctia* statt *M. neglecta* zuzuschreiben sind, bedingt durch die schwierige Abgrenzung der Arten.

Die hohen Abundanzen der Polychaeten bieten andererseits für benthische Fische eine neue Nahrungsquelle. Darüber hinaus wird durch ihre vergleichsweise tiefen Grabgänge und die verstärkte Bioturbation das Sediment zunehmend mit Sauerstoff angereichert (Didžiulis 2006, www.frammandearter.se).

Vermutlich Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen). Da die Unterscheidung auf Artniveau in der Vergangenheit unsicher war und somit unklar ist, ob eventuell auftretende Auswirkungen einer oder mehreren Arten zugeschrieben werden müssen, kann keine sichere Beurteilung vorgenommen werden.

Literatur: Atkins et al. 1987, Bastrop & Blank 2006, Bick & Burckhardt 1989, Blank et al. 2004, 2008, Didžiulis 2006, Elliot & Kingston 1987, Essink & Kleef 1988, 1993, Gollasch & Nehring 2006, Maximov 2010, 2011, Nehring et al. 2009, Neideman et al. 2003, Orlova et al. 2006, Sikorski & Bick 2004, Wolff 2005, Zettler et al. 2002 www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)



Marenzelleria neglecta, Vorder- und Hinterende (aus Sikorski & Bick 2004, Zeichnungen verwendet mit freundlicher Genehmigung von A. Bick), Länge der Tiere ca. 100 mm

Marenzelleria viridis (Verrill, 1873)

Die Schwesterarten *Marenzelleria viridis* und *M. neglecta* wurden offenbar etwa zeitgleich Ende der 1970er Jahre von der nordamerikanischen Ostküste nach Europa eingeschleppt. *M. viridis* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in der polyhalinen Nordsee, jedoch konnte durch genetische Studien gezeigt werden, dass auch die westliche Ostsee besiedelt wird. Trotz anfänglicher Massenentwicklung sind keine gravierenden negativen Auswirkungen auf die heimische Fauna bekannt.

Syn.: *Scolecolepis viridis*
Marenzelleria wireni
Marenzelleria Type I
Marenzelleria cf. *wireni*

Deutscher Name: -
Englischer Name: Red-gilled mud worm (Name gilt auch für *M. neglecta* (Didžiulis 2006))

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: (überwiegend) marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Atlantik, Nordamerika (Sikorski & Bick 2004)

Vektor: sehr wahrscheinlich als Larven im Ballastwasser von Schiffen, Weiterverbreitung auch durch Arealerweiterung/Larvendrift

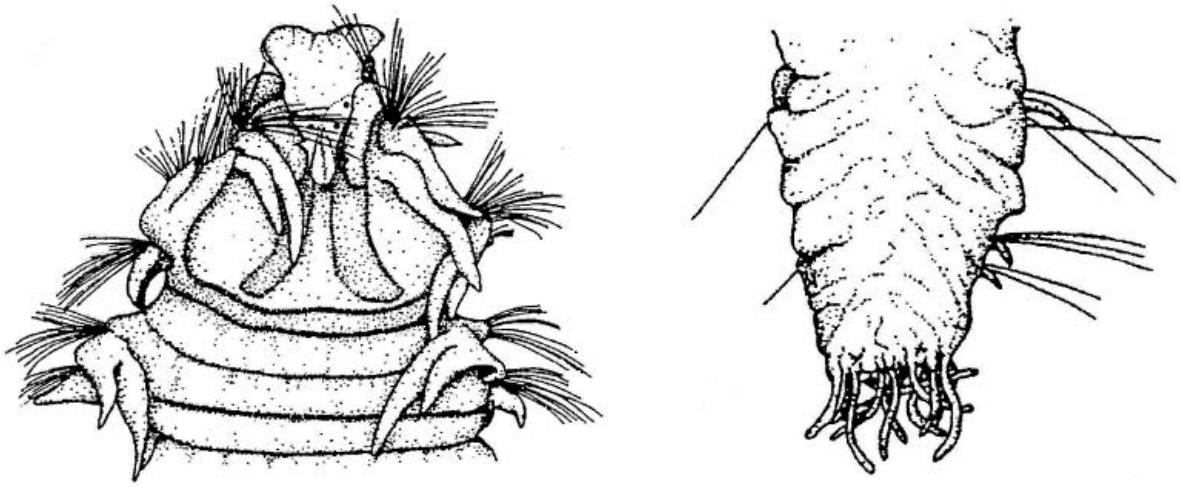
Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1983 im holländisch-deutschen Emsästuar (Essink & Kleef 1988)
Ostsee: 2004 (Blank et al. 2008)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Zur Invasionsgeschichte s. *Marenzelleria* spp. und *Marenzelleria neglecta*.

Aufgrund der unterschiedlichen ökologischen Ansprüche von *M. neglecta* und *M. viridis* nahm man zunächst an, dass *M. viridis* ausschließlich in der Nordsee vorkommt. Bastrop & Blank (2006) und Blank et al. (2008) konnten jedoch anhand genetischer Studien zeigen, dass *M. viridis*, trotz deutlicher Dominanz von *M. neglecta*, auch in der westlichen Ostsee verbreitet ist.

Nach dem Erstnachweis im schottischen Forthästuar 1979 und ihrem Auftauchen im deutsch-holländischen Emsästuar 1983 wurden die Tiere in den 1980er und 1990er Jahren an zahlreichen Küsten von Nordsee-Anrainerstaaten gefunden (Essink & Kleef 1993).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Aufgrund genetischer Untersuchungen: Dänemark, Deutschland (Blank et al. 2008)



Marenzelleria viridis, Vorder- und Hinterende (aus Sikorski & Bick 2004, Zeichnungen verwendet mit freundlicher Genehmigung von A. Bick), Länge der Tiere ca. 100 mm

Aufgrund morphologischer Bestimmungen: Großbritannien, Niederlande, Belgien (Essink & Kleef 1993, Ysebaert et al. 1997)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Aufgrund genetischer Untersuchungen (Blank et al. 2008): Dänemark, Deutschland, Polen, Lettland, Schweden

Zur Biologie und Ökologie:
Marenzelleria viridis besiedelt überwiegend Gewässer mit einer Salinität über 16 psu und hat ihren Verbreitungsschwerpunkt entlang der Nordseeküsten. Jedoch existieren auch Populationen in der westlichen Ostsee (Blank et al. 2008). Während man ursprünglich davon ausging, dass die Arten unterschiedliche Reproduktionszeiten haben, bewies das Vorhandensein von Hybriden, dass die Fortpflanzung zumindest teilweise überlappt (Blank et al. 2004). Diese Hybride sind morphologisch nicht von *M. viridis* unterscheidbar (Bick, Taxonomischer Workshop Neobiota, Warnemünde Feb. 2012).

Warum die Art in den niederländischen Watten eine anfängliche Massenentwicklung durchlief, im nördlichen deutschen Wattenmeer jedoch nur sehr vereinzelt auftritt, ist nicht geklärt. Als mögliche Ursache könnte der höhere Salzgehalt in Frage kommen. Wie auch die Schwesterart lebt *M. viridis* in vertikalen Grabgängen und ernährt sich als Substratfresser auf der Sedimentoberfläche.

Auswirkungen und invasives Potential:
Marenzelleria spp. wurde als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species) eingestuft, eine eingeschleppte Art mit hohem invasiven Potential (CBD 2000) (Gollasch & Nehring 2006).

Ebenso wie die Schwesterart in der Ostsee trat *M. viridis* anfangs stellenweise in hohen Dichten auf. Trotz lokal geringfügiger Dominanzverschiebungen (Essink & Kleef 1993) wurde längerfristig kein zwingender Zusammenhang zwischen Massenvorkommen von *Marenzelleria* und der Abnahme heimischer Arten festgestellt (Essink & Dekker 2002). Für Fische stellen die Polychaeten eine neue Nahrungsquelle dar (Essink & Kleef 1993).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bastrop & Blank 2006, Blank et al. 2008, Didžiulis 2006, Essink & Dekker 2002, Essink & Kleef 1988, 1993, Gollasch & Nehring 2006, McLusky et al. 1993, Sikorski & Bick 2004, Ysebaert et al. 1997

Microphthalmus similis Bobretzky, 1870

Ein kleiner Polychaet, der für die deutsche Nordseeküste erstmals 1962 im Elbästuar nachgewiesen wurde. Seine Herkunft ist unklar und die näheren Umstände seiner Einwanderung sind unbekannt.

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: kryptogene Art, (wahrscheinlich) etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: unklar; vermutet werden wegen früherer Nachweise und der Erstbeschreibung das Schwarze Meer oder das Mittelmeer (Hartmann-Schröder 1996, Westheide 1967)

Vektor: unbekannt; denkbar sind sowohl eine Verbreitung mit Ballastwasser als auch eine natürliche Arealerweiterung (Nehring & Leuchs 1999a).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1962 bei Neuwerk (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Microphthalmus similis wurde in deutschen Küstengewässern erstmals 1962 bei Neuwerk gefunden (Nehring & Leuchs 1999a). In den beiden folgenden Jahren wurde er auch im Nordsylter Wattenmeer nachgewiesen (Westheide 1967), wo er nach Reise (pers. Mitt.) noch in den 1980er Jahren in grobsandigem Sediment vorkam. Ein weiterer Fund 1966 aus dem Sublitoral vor Wangerooge ist ebenso dokumentiert wie verschiedene Nachweise

in den 1990er Jahren aus den Ästuaren von Elbe, Weser und Jade (Nehring & Leuchs 1999a).

In den Niederlanden fand Wolff (1969, 2005) die Art 1962 oder 1963 im Rheindelta und 1966 vor der Küste und bezeichnet sie als zumindest temporär etabliert. (Für ein Vorkommen in dänischen Gewässern fand sich in der bei Nehring & Leuchs (1999a) angegebenen Quelle (Hartmann-Schröder 1996) kein Hinweis.)

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a, Westheide 1967)
Niederlande (Wolff 1969)

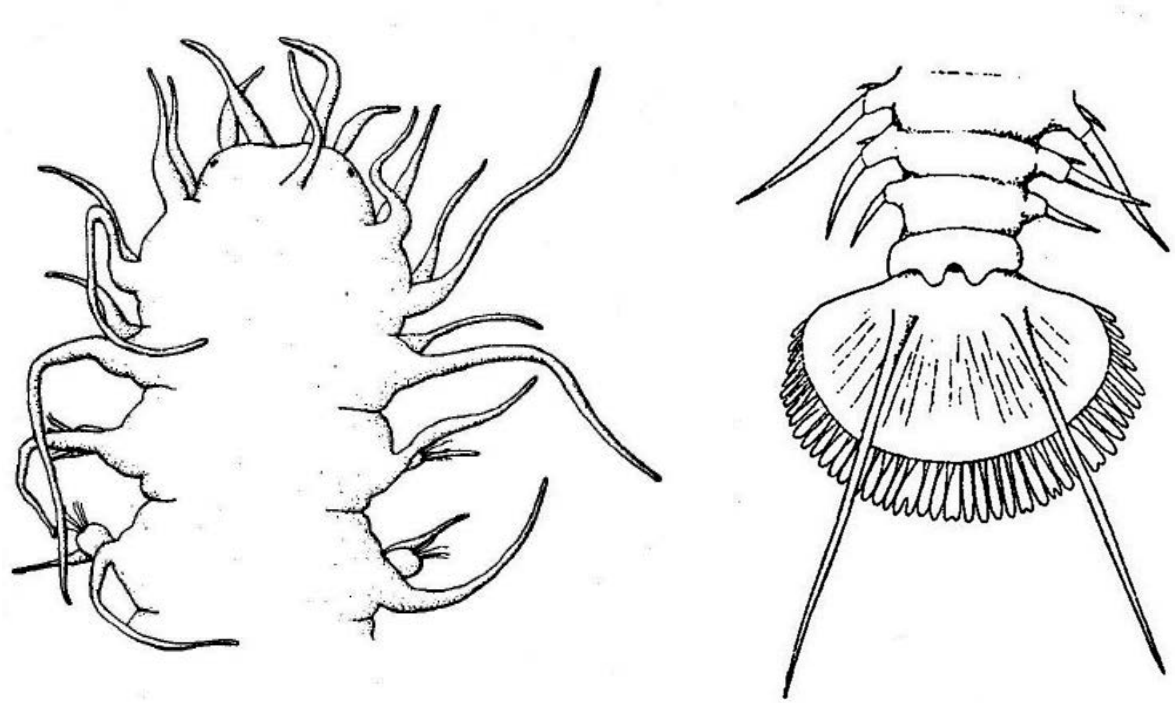
Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
wenig bekannt; nach Hartmann-Schröder (1996) lebt die Art überwiegend im Sandlückensystem grobsandiger Sedimente vom oberen Eulitoral bis in ca. 20 m Wassertiefe.

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Hartmann-Schröder 1996, Nehring und Leuchs 1999a, Westheide 1967, Wolff 1969, 2005



Microphthalmus similis, Vorderende (aus Hartmann-Schröder 1996) und Hinterende (aus Westheide 1967; Zeichnungen verwendet mit freundlicher Genehmigung durch W. Westheide und Springer Science+Business Media), Länge der Tiere bis zu 18 mm

Pileolaria berkeleyana (Rioja, 1942)

(syn. *P. rosepigmentata*)

Ein Röhren bauender Polychaet, der im Juli **2013** auf Steinen im Helgoländer Sublitoral gefunden wurde (Kuhlenkamp pers. Mitt., April 2014).

Von der mexikanischen Pazifikküste beschrieben und aus Japan sowie von der kalifornischen Küste bekannt, geben Zibrowius & Thorp (1989) die Verbreitung in allen Ozeanen, mit Ausnahme der Arktis, an. In Europa fand man den Spirorbiden zunächst 1974 an der englischen Kanalküste (Portsmouth) auf *Sargassum muticum* wachsend. Es wurde vermutet, dass die Larven im Ballastwasser von Schiffen Großbritannien erreicht haben könnten (Knight-Jones et al. 1975) oder im Bewuchs etwa von japanischen Kriegsschiffen (Zibrowius & Thorp 1989). Nach Eno et al. (1997) ist der Polychaet in Europa, abgesehen von der südenglischen Küste (und einem Einzelfund auf den Kanalinseln), nicht etabliert, wohingegen Zibrowius & Thorp (1989) Vorkommen auch in Marseille (Mittelmeer) nennen.

Literatur: Eno et al. 1997, Knight-Jones et al. 1975, Zibrowius & Thorp 1989

(Pileolaria militaris Claparède, 1870*)*

Ein Röhren bauender Polychaet, der aus dem Mittelmeer beschrieben wurde. Im Juli **2012** wurde er als Aufwuchs auf Haftorganen der Braunalge *Himanthalia elongata* auf Helgoland angetrieben (vgl. Bryozoa, *Watersipora subtorquata*). Bislang gibt es dort jedoch (noch) keinen Nachweis einer Ansiedlung und Etablierung (Kuhlenkamp & Kind 2013, Kuhlenkamp pers. Mitt., April 2014).

Literatur: Kuhlenkamp & Kind 2013

Oligochaeta (Wenigborster)

Branchiura sowerbyi Beddard, 1892

Der Schlammröhrenwurm *Branchiura sowerbyi* ist weltweit verbreitet und kommt in vielen europäischen Ländern vor (Tobias 1972). Frühe Hinweise aus den 1920er und 1930er Jahren stammen aus Südostasien, weshalb der Ursprung des Oligochaeten überwiegend im indo-pazifischen Raum gesehen wird (Grabowski & Jabłońska 2009, Tobias 1972). Gestützt wird diese These vor allem durch Vorkommen in künstlich erwärmten Gewässern. Jedoch gibt es auch Stimmen, die *Branchiura sowerbyi* für ein autochthones Faunenelement Europas halten, das früh mit Überseeverkehr verbreitet wurde (Geissen 1999). Erstmalig wurde er 1892 aus einem Aquarium im botanischen Garten der Royal Society in London beschrieben (Beddard 1892). Dorthin war er wahrscheinlich mit Aquariumspflanzen gelangt (Tobias 1972). In anderen Städten wurde er später ebenfalls in solchen künstlichen Lebensräumen entdeckt, darüber hinaus aber auch zunehmend in limnischen Freilandgewässern gefunden (Mann 1958, Tobias 1972). Seine auffällige Größe bis zu 200 mm (Zettler 1996) und ein mit fadenförmigen Kiemenanhängen besetztes Hinterende machen den Oligochaeten unverwechselbar. Im Wesentlichen in limnischen Lebensräumen angesiedelt (Geissen 1999, Tittizer et al. 2000), erstreckt sich seine Verbreitung inzwischen bis in die oligohaline Unterelbe (Nehring 2006), die er vermutlich **um die Jahrtausendwende** erreicht haben muss (bei Tittizer et al. 2000 nur für den limnischen Bereich der Elbe angegeben). Seit den **1990er** Jahren wird er im Oderhaff nachgewiesen (Zettler & Röhner 2004), dessen polnischen Teil er schon seit den 1970er Jahren besiedelt (Gruszka 1999).
Die Art lebt als Substratfresser bevorzugt in schlammigen Substraten des Flachwassers entlang von Uferstreifen mit schwacher Strömung. Sie gilt als thermophil (Grabowski & Jabłońska 2009), kommt aber auch mit niedrigen Wintertemperaturen im Freiland gut zurecht (Geissen 1999, Mann 1958, Tobias 1972) und ist nach Tobias (1972) als extrem eurytherm anzusehen. Geissen (1999) weist auf eine mögliche Bedeutung des Tubificiden als Nahrung für Fische und Vögel hin. Negative Auswirkungen scheinen nicht bekannt zu sein.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Beddard 1892, Geissen 1999, Grabowski & Jabłońska 2009, Gruszka 1999, Mann 1958, Nehring 2006, Tittizer et al. 2000, Tobias 1972, Zettler 1996, Zettler & Röhner 2004

Tubificoides heterochaetus (Michaelsen, 1926)

Syn.: *Limnodrilus heterochaetus* Michaelsen, 1926
Peloscolex heterochaetus (Michaelsen, 1926)

Der Oligochaet wurde **1926** erstmals aus Gewässern bei Greifswald (Ostsee) beschrieben. Er ist auf beiden Seiten des Nordatlantiks verbreitet, die ursprüngliche Heimat der Art ist unbekannt. Auch über den möglichen Verbreitungsmodus herrscht Unklarheit (Wolff 2005). Durch sein Erscheinungsbild mit einem stark angeschwollenen Vorderkörper, der sich hinter dem Clitellum abrupt verschmälert, ist der bis zu 9 mm lange Wurm innerhalb der taxonomisch anspruchsvollen Gruppe der Oligochaeten relativ auffällig. Die Art gilt als endemische Brackwasserform, die auch in mittel bis stark verschmutzten Gewässern vorkommen kann (Harrel 2004, Seys et al. 1999). An der deutschen Nordseeküste ist sie aus der Elb- und Wesermündung bekannt (Schuchardt et al. 1993, Seys et al. 1999). In den Niederlanden ist die aktuelle Verbreitung unklar, jedoch war die Art in den 1920er und 1930er Jahren im Brackwasser der ehemaligen Zuiderzee sehr häufig. Da vorher keine Vorkommen zu verzeichnen waren, wird dieses zeitlich begrenzte, massenhafte Auftreten als Indiz für ein Invasionsereignis gewertet (Wolff 2005). Auch in der belgischen Zeeschelde zwischen Antwerpen und der niederländischen Grenze wurde *T. heterochaetus* gefunden (Seys et al. 1999). An der deutschen Ostseeküste, von wo die Art erstmals beschrieben worden war, ist sie nach wie vor verbreitet (Zettler & Röhner 2004, Zettler, pers. Mitt. Jan. 2014). Daneben sind Vorkommen an der finnischen Küste (Seys et al. 1999) und aus dem dänischen Kattegat bekannt (Erséus & Kvist 2007). Wohl nicht zuletzt aufgrund geringer Vorkommen und der generell schwierigen Bestimmung von Oligochaeten sind keine negativen Auswirkungen bekannt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Erséus & Kvist 2007, Harrel 2004, Schuchardt et al. 1993, Seys et al. 1999, Wolff 2005, Zettler & Röhner 2004

Potamothrix spp.

Nach Milbrink & Timm (2001) eroberten ponto-kaspische Oligochaeten in drei Wellen Nordwest-Europa, wobei wahrscheinlich der Transport von Tieren und/oder Dauerstadien im Ballastwasser von Schiffen der entscheidende Vektor war. Als euryhaline Süßwasserorganismen können sie vermutlich den Austausch von Ballastwasser überstehen und wurden so z. B. auch in die Großen Seen Nordamerikas eingeschleppt.

Innerhalb der Gattung *Potamothrix* sind mehrere ponto-kaspische Arten in die oligohalinen inneren Küstengewässer der deutschen Ostsee vorgedrungen, mit Verbreitung in der Lübecker Bucht, verschiedenen Boddengewässern, Strelasund, Peenestrom, Achterwasser und Oderhaff:
P. bavaricus (Oschmann, 1913)
P. hammoniensis (Michaelsen, 1901)
P. moldaviensis Vejdovský et Mrázek, 1903

Im Einzugsbereich der Nordsee wurden in den inneren Ästuaren von Elbe, Weser, Ems und Eider die Arten *P. moldaviensis*, *P. hammoniensis* und eine weitere Spezies, *P. vejdovski* (Hrabě, 1941), bis an die obere Brackwassergrenze nachgewiesen. Im Wesentlichen beschränkt sich ihr Vorkommen aber auf den limnischen Bereich von Flüssen und Seen.
(Alle Angaben, soweit nicht anders vermerkt, Bönsch (Inst. f. angewandte Ökologie IfAÖ): ‚Taxonomischer Workshop, Bestimmung aktuell in der Nord- und Ostsee auftretender Neozoa' Warnemünde, Feb. 2012 und pers. Mitt. Juli 2013, Jan. 2014).

Negative Auswirkungen sind nicht bekannt. Offenbar stimuliert das Vorkommen der Gattung aber die Ansiedlung weiterer Oligochaeten, so auch anderer *Potamothrix*-Arten, und bewirkt höhere Gesamtabundanzen (Milbrink & Timm 2001).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Milbrink & Timm 2001

6.6. Xiphosura (Pfeilschwanzkrebse)

Limulus polyphemus (Linnaeus, 1758)

Das Ursprungsgebiet von *Limulus polyphemus* ist die nordamerikanische Atlantikküste. Vereinzelte Exemplare in nordeuropäischen Gewässern stammten im 19. Jh. aus Überschüssen des Aquarienhandels, später dann sehr wahrscheinlich von durchfahrenden Schiffen, auf denen sich Seeleute mitgebrachter Exemplare entledigt hatten. Die Art konnte sich weder in der Nord- noch in der Ostsee etablieren.

Syn.: -

Deutscher Name: Pfeilschwanzkrebs
Englischer Name: Horseshoe crab

Status: nicht-heimische Art, nicht etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Atlantik (Atlantikküste von Nordamerika)

Vektor: durch Aquarienhandel und Aussetzen von Einzelindividuen

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1866 bei Helgoland (Gollasch & Nehring 2006, Wolff 2005)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In den 1860er Jahren importierte die Hamburger Firma Hagenbeck Pfeilschwanzkrebse für den Aquarienhandel. Nicht verkaufte Exemplare wurden 1866 bei Helgoland ausgesetzt, von wo aus sie möglicherweise bis an die holländische Küste gelangten. 1970 wurde ein lebendes Exemplar am Strand von Sylt gefunden (Gollasch 2007) und 1972 ein Individuum vor Spiekeroog gefangen, das mehrere Jahre im Wilhelmshavener Aquarium gehalten wurde und vermutlich ebenfalls ausgesetzt worden war (Nehring & Leuchs 1999a). Die Art konnte sich weder im deutschen noch im niederländischen Küstengebiet etablieren und trat wahrscheinlich immer nur dann auf, wenn erneut einzelne Individuen ‚entsorgt' worden waren.
In der Ostsee wurde 1968 erstmals ein Exemplar im Kattegat, nahe der dänischen Insel Læsø, gefangen. Jedoch wird vermutet, dass dieses, wie auch weitere, die bis 1976 im Gebiet gefunden wurden, von Bord durchfahrender Schiffe stammte, auf denen Seeleute sich mitgebrachter Exemplare entledigt hatten (Jensen & Knudsen 2005, Nehring & Leuchs 1999a). Ebenso wie in der Nordsee existiert keine etablierte Population in der Ostsee.
(In einigen Internet-Datenbanken wird als Datum des Erstfundes für Dänemark 1953 angegeben (z. B. www.nobanis.org, www.frammandearter.se), für diese Angabe wurde keine Quelle gefunden.)

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
(Dänemark?)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Niederlande (Wolff 2005)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)

Zur Biologie und Ökologie:
Pfeilschwanzkrebse gelten als ‚lebende Fossilien', die mit den ausgestorbenen Trilobiten verwandt sind (www.frammandearter.se). Sie besiedeln die küstennahen Gewässer in Nordamerika, wo sie sich im Frühsommer in der Gezeitenzone fortpflanzen. Obwohl überwiegend ein mariner Organismus, kann die Art Brackwasser bis zu 11 psu tolerieren. Bei einer Lebenserwartung von 40-50 Jahren, sind die Tiere erst nach 9-12 Jahren ausgewachsen und geschlechtsreif. Männchen werden 30-35 cm, Weibchen 40-50 cm, maximal 60 cm groß. Die Nahrung besteht aus benthischen Kleinstorganismen, die im Sediment aufgewühlt werden (alle Angaben aus Nehring & Leuchs 1999a).

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt.

Im Ursprungsgebiet, wo Pfeilschwanzkrebse zur Fortpflanzung in großen Mengen an den Küsten vorkommen können, bieten die Eier anderen Arten Nahrung. Zudem wird die Sauerstoffversorgung des Bodens durch das Durchwühlen des Sediments bei der Nahrungssuche verbessert. In der medizinischen und pharmakologischen Forschung spielen die Tiere aufgrund spezieller Eigenschaften ihres Blutes eine große Rolle (www.frammandearter.se).

Literatur: Gollasch 2007, Gollasch & Nehring 2006, Jensen und Knudsen 2005, Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 06.08.2006)
www.nobanis.org (14.06.2012)

6.7. Crustacea (Krebse)

Cladocera (Wasserflöhe)

Cercopagis pengoi (Ostroumov, 1891)

Der Kaspische Wasserfloh *Cercopagis pengoi* hat sich seit den 1990er Jahren im zentralen und östlichen Bereich der Ostsee stark ausgebreitet. Aus deutschen Gewässern wurde er bislang nur von der Pommerschen Bucht gemeldet. Vermutlich wird sein weiteres Vordringen durch den ansteigenden Salzgehalt in der westlichen Ostsee begrenzt.

Syn.: *Cercopagis (Apagis) ossiani*

Deutscher Name: Kaspischer Wasserfloh
Englischer Name: Fish-hook water flea

Status: nicht-heimische Art, nicht etabliert an der deutschen Ostseeküste

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum (Kaspisches und Schwarzes Meer, Aralsee und einmündende Flüsse) (Birnbaum 2006), eingeschleppt auch in die Great Lakes in Nordamerika. (www.frammandearter.se u. a.)

Vektor: wahrscheinlich über Kanäle sowie Ballastwasser von Schiffen bzw. mittels Anheftung an den Rumpf oder an Schiffs- und Fischereiausrüstung (Birnbaum 2006, Gollasch & Nehring 2006, Gorokhova et al. 2000, www.frammandearter.se)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 2004 in der Pommerschen Bucht (pers. Mitt. Gruzka in ICES WGITMO Report 2005, p. 52)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der Wasserfloh *Cercopagis pengoi* tauchte 1992 erstmals in der estnischen Ostsee auf, wo er zunächst in der Bucht von Pernau (Rigaischer Meerbusen) und Muuga (Finnischer Meerbusen) vorkam (Ojaveer & Lumberg 1995). Im Verlauf der 1990er Jahre verbreitete sich die Cladocere in der gesamten nordöstlichen und zentralen Ostsee: im Finnischen und Bottnischen Meerbusen, westlich an die schwedische Küste bis in das Stockholm Archipel, südwärts in das Kurische und Frische Haff sowie die Danziger Bucht und wurde schließlich 2004 im deutschen Teil der Pommerschen Bucht gefunden (pers. Mitt. Gruzka, ICES WGITMO Report 2005). Jedoch scheint *Cercopagis pengoi* nicht weiter westlich in deutsche Gewässer vorgedrungen zu sein. Wasmund et al. (2007) finden die Art 2006, wie auch in den vorhergehenden Jahren, im Rahmen des Ostsee-Monitorings in der Gotlandsee, nicht jedoch an westlicher gelegenen Probestationen im deutschen Seegebiet. Wahrscheinlich begrenzt die in der westlichen Ostsee ansteigende Salinität die Verbreitung dieser überwiegend limnischen Art.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
kein Vorkommen

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Estland (Krylov et al. 1999, Ojaveer & Lumberg 1995, Orlova et al. 2006)
Russland (Krylov et al. 1999)
Finnland (Antsulevich & Välipakka 2000)
Schweden (Birnbaum 2006, Gorokhova et al. 2000)
Litauen (Leppäkoski & Olenin 2000)
Polen (Bielecka et al. 2000, Jazdzewski & Konopacka 2002)
Deutschland (im Oderästuar; ICES WGITMO Report 2005)

Zur Biologie und Ökologie:
Die pelagischen Krebse sind 1-2 mm groß (im Kaspischen Meer und in den USA bleiben die Tiere kleiner) mit einem langen caudalen Fortsatz, der ein Mehrfaches der Körperlänge ausmacht. Mit diesem verhaken sich die Individuen untereinander oder an Substrat und können so große Klumpen bilden, die z. B. auch Fischernetze verkleben. *Cercopagis pengoi* gehört zum räuberischen Zooplankton und kann weite Temperatur- (3-38 °C) und Salinitätsbereiche (vom Süßwasser bis zu 15-17 psu) tolerieren. Das Optimum liegt offenbar etwa bei 16-26 °C und 10 psu oder weniger. Dauerstadien können aber auch lange Transportwege und kalte Winter überstehen (alle Angaben www.frammandearter.se).

Auswirkungen und invasives Potential:
Massenvorkommen von *Cercopagis pengoi* verschieben die Zusammensetzung des Planktons beträchtlich zu Ungunsten heimischer räuberischer Plankter, mit denen *Cercopagis* in starke Konkurrenz tritt (Telesh & Ojaveer 2002). Da die Art wärmeres Wasser bevorzugt und erst

in den Sommermonaten Juli und August massenhaft im Plankton erscheint, begünstigt eine Klimaerwärmung die Ausbreitung und Vermehrung von *Cercopagis pengoi*. Die Salinität in deutschen Küstengewässern scheint aber eine Barriere für die Art darzustellen.
Durch ihre Fähigkeit, sich zu dicken Klumpen zu aggregieren und so Fischereiausrüstung zu verstopfen, können die Tiere zu einer arbeits- und kostenintensiven Plage für die Fischerei werden. Berichten zufolge soll es bei der Säuberung von Netzen und Tauen teilweise auch zu allergischen Reaktionen gekommen sein (www.frammandearter.se).
Auf der anderen Seite stellt *Cercopagis pengoi* eine nicht unerhebliche neue Nahrungsquelle für die Fischfauna dar. Insbesondere Heringe, Stichlinge und Stinte nutzen saisonal das zusätzliche Angebot (Antsulevich & Välipakka 2000, Ojaveer 1997, Telesh & Ojaveer 2002).

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Antsulevich & Välipakka 2000, Bielecka et al. 2000, Birnbaum 2006, Gollasch & Nehring 2006, Gorokhova et al. 2000, Jażdżewski & Konopacka 2002, Krylov et al. 1999, Leppäkoski & Olenin 2000, Ojaveer 1997, Ojaveer & Lumberg 1995, Orlova et al. 2006, Telesh & Ojaveer 2002, Wasmund et al. 2007
ICES WGITMO Report 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Copepoda (Ruderfüßer)

Acartia (Acanthacartia) tonsa Dana, 1849

Der planktische Copepode *Acartia tonsa* besiedelt die Küstengewässer der deutschen Nord- und Ostsee. Während für den Einzugsbereich der deutschen Nordsee ein Erstnachweis 1930 aus der Weser erfolgte, kann der Beginn der Ausbreitung in der deutschen Ostsee nicht genau datiert werden. Spätestens seit den 1980er Jahren, wahrscheinlich aber wesentlich früher, trat *Acartia tonsa* in der deutschen Ostsee auf. Gravierende Auswirkungen auf das heimische Ökosystem sind unwahrscheinlich.

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Nord- und Ostsee)

Lebensraum: Süßwasser bis marin, bevorzugt im Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Der eigentliche Ursprung ist unbekannt. Die Art ist weltweit verbreitet. Bevor sie sich in nordeuropäischen Gewässern ausbreitete, war sie aus dem Indopazifik und Westatlantik bekannt (Eno et al. 1997, Klie 1930, Remy 1927) sowie im Schwarzen und Azowschen Meer und kam im Mittelmeer vor (Zaiko 2004b).

Vektor: unbekannt; eingeschleppt möglicherweise durch Schiffe (Ballastwasser) (Wolff 2005), begünstigt durch den Umstand, dass der Copepode mit Dauerstadien (Diapause-Eier) ungünstige Bedingungen überstehen kann (Eno et al. 1997). Klie (1930) diskutiert auch die Möglichkeit einer Atlantiküberquerung mit dem Golfstrom.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1930 in der Wesermündung (Klie 1930)
Ostsee: vor 1981 (Arndt & Schnese 1986), vermutlich wesentlich früher

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Als Ort und Datum des publizierten Erstnachweises von *Acartia tonsa* an nordeuropäischen Küsten wird meist ein Brackwasser-Kanal bei Caen (Frankreich) im Jahr 1925 angegeben (Remy 1927). Jedoch vermutet der Autor eine deutlich längere Anwesenheit der Art in europäischen Gewässern. Nach Klie (1930) wurde das Vorkommen des Copepoden im Ringköbing-Fjord (Dänemark) nachträglich bereits für 1921 festgestellt. Wolff (2005) sowie Berzins (1940) zitieren Redeke (1934, 1935), dem *Acartia tonsa* bereits aus Planktonproben der Zuiderzee zwischen 1912 und 1916 bekannt war. Daher erscheint auch das Jahr 1916 als Datum für den Erstnachweises in der Literatur.

In Eno et al. (1997) wird die Spanne von 1916 bis 1956 als Zeitraum der Einwanderung in südenglische Gewässer bezeichnet und Kerckhof et al. (2007) geben 1956 (Westerschelde) für Belgien an.

Brylinski (1981) beschreibt die Ausbreitung des Copepoden an europäischen Küsten der Nord- und Ostsee, führt

allerdings den bei Bērzinš (1940) angegebenen Nachweis von 1924 aus dem Golf von Riga nicht an. Dieser Nachweis beruht, ähnlich wie in der Nordsee, auf der gezielten Suche in alten Planktonproben. Das Vorkommen im Golf von Riga (1924) und Finnland (1934) wird bei mehreren Autoren erwähnt, wohingegen die Besiedlung des Bottnischen Meerbusens offenbar vermutet wird, allerdings aufgrund der ungünstigen Bedingungen (Temperatur/Salinität) unsicher zu sein scheint (www.frammandearter.se).

In deutschen Küstengewässern wird *Acartia tonsa* erstmals 1930 im Plankton der Wesermündung gefunden (Klie 1930).

Für die deutsche Ostseeküste ist der Zeitpunkt des ersten Auftretens unsicher. Die Angabe ‚vor 1981' bei Gollasch & Nehring (2006) beruht auf Studien von Arndt & Schnese (1986) aus der Darß-Zingst Region (Mecklenburger Bucht).

Zwischen 1988 und 1992 finden Behrends et al. (1997) den Copepoden in der Kieler und Mecklenburger Bucht und im Fehmarn Belt, aber nicht an weiter östlich gelegenen Probeorten. Da jedoch *Acartia tonsa* spätestens 1924 im Golf von Riga vorkam, ist es sehr wahrscheinlich, dass die Art wesentlich früher als 1981 in deutsche Küstengewässer der Ostsee einwanderte.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Schweden (www.frammandearter.se)
Dänemark (Klie 1930)
Deutschland (Baretta & Malschaert 1988, Klie 1930)
Niederlande (Baretta & Malschaert 1988, Wolff 2005)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Großbritannien (Eno et al. 1997)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (www.frammandearter.se)
Dänemark (im Isefjord, Jespersen 1949 in Brylinski 1981, Tiselius et al. 2008)
Deutschland (Arndt & Schnese 1986, Behrends et al. 1997)
Polen (Leppäkoski 1984)
Litauen (www.frammandearter.se)
Lettland (www.frammandearter.se)
Finnland (Vorstmann 1946 in www.sea.ee; dieser Artikel konnte nicht eingesehen werden)

Zur Biologie und Ökologie:
Der planktische Copepode *Acartia tonsa* nutzt die gesamte Wassersäule, wobei bevorzugt die oberen Schichten besiedelt werden, da für die Reproduktion eine Mindesttemperatur von 10 °C erforderlich ist. Durch diese Temperaturabhängigkeit ist die geographische Verbreitung der Art limitiert. Massenvorkommen werden in den warmen Sommermonaten beobachtet. Das Salinitätsoptimum liegt bei 15-22 psu, allerdings wird für das Kaspische Meer ein maximales Wachstum bei 7-8 psu angegeben. Generell verfügt *A. tonsa* über eine extrem weite Salinitätstoleranz und übersteht in Laborversuchen Salzgehalte vom reinen Süßwasser bis zu 70 psu (www.frammandearter.se, Zaiko 2004). Dadurch können auch Flussästuare oder Kanäle besiedelt werden.
Acartia tonsa wird als Testorganismus für verunreinigte Gewässer eingesetzt (Zaiko 2004b).

Auswirkungen und invasives Potential:
Über negative Auswirkungen ist wenig bekannt. Es wird angenommen, dass *Acartia tonsa* bei Nahrungsknappheit in Konkurrenz zu anderen, heimischen Planktonorganismen tritt (www.frammandearter.se). So wurde in der Adria eine Zunahme des Copepoden in lokalen Planktongemeinschaften festgestellt, die zur Dezimierung und ggf. Verdrängung heimischer Arten führt (Sei & Ferrari 2008). Der Copepode hat eine hohe Reproduktionsrate, seine Eier sind widerstandsfähig gegenüber Sauerstoffdefiziten und Schwefelgehalt im Wasser (Sei & Ferrari 2008), und unter günstigen Bedingungen bildet er Massenvorkommen, die Planktongemeinschaften dominieren können (Gomoiu et al. 2002). Zusätzlich begünstigt der Klimawandel diese wärmeliebende Art. Auf der anderen Seite werden die Copepoden von Invertebraten (Mysidaceen) und planktivoren Fischen gefressen (Arndt & Schnese 1986) und stellen damit eine neue Nahrungsquelle für die heimische Fauna dar.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Arndt & Schnese 1986, Baretta & Malschaert 1988, Behrends et al. 1997, Bērzinš 1940, Brylinski 1981, Eno et al. 1997, Gollasch & Nehring 2006, Gomoiu et al. 2002, Kerckhof et al. 2007, Klie 1930, Leppäkoski 1984, Remy 1927, Sei & Ferrari 2008, Tiselius et al. 2008, Wolff 2005, Zaiko 2004b
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)
www.sea.ee (14.04.2010)

Ameira divagans divagans Nicholls, 1939

Der benthische Harpacticide *Ameira divagans* wurde Ende der 1960er/Beginn 1970er Jahre in der Kieler Bucht nachgewiesen. Morphologische Abweichungen von der Erstbeschreibung aus Kanada sowie einer afrikanischen Unterart können hier nicht bewertet werden. Über Art und Zeitpunkt einer möglichen Einschleppung wurden keine Informationen gefunden, ebenso wie seine gegenwärtige Verbreitung nicht bekannt ist. Größere Auswirkungen auf das Ökosystem sind nicht dokumentiert und unwahrscheinlich. Morphologische Unterschiede zwischen den weltweit beschriebenen Vorkommen führten später zur Aufspaltung in Unterarten, und die als *A. divagans* für die deutsche Ostsee nachgewiesene Art wird heutzutage als *A. divagans divagans* bezeichnet.

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: kryptogen?, wahrscheinlich etabliert in Teilen der deutschen Ostsee (Kieler Bucht)

Lebensraum: Brackwasser bis marin (Scheibel 1973)

Ursprungs-/Donorgebiet: Westatlantik, Kanada (Scheibel 1974)

Vektor: unbekannt; bei Gollasch & Nehring (2006) wird Schiffstransport vermutet

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: um 1970 in der Kieler Bucht (Scheibel 1973)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Invasionsgeschichte von *Ameira divagans* ist unbekannt. Die Erstbeschreibung der Art erfolgte 1939 in Kanada (Scheibel 1974). Von der süd- und westafrikanischen Küste existiert die Beschreibung einer Unterart (Scheibel 1974). Um 1970 wird der Copepode auf Sandböden der Kieler Bucht gefunden (Scheibel 1973). Wann genau bleibt vage, da zu den ausgewerteten Proben von 1969 Material von 1968 und 1970/71 hinzugefügt wird, ohne dass dieses klar gekennzeichnet ist. In den 1970er Jahren wird *Ameira divagans* aus diesem Teil der Ostsee erneut bestätigt (Scheibel & Rumohr 1979). Neuere Daten zu Vorkommen und Verbreitung der Art wurden nicht gefunden. Für schwedische Küstengewässer wird die Art auf einer ‚Alertlist' von nicht-heimischen Arten geführt, deren Einwanderung möglichweise bevorsteht (www.frammandearter.se). Für Polen wird die Art ohne nähere Angaben in der DAISIE Internet-Datenbank erwähnt, jedoch konnten keine Hinweise auf ein Vorkommen gefunden werden.
(Die in der Baltic Sea Alien Species Database angegebene Referenz Gollasch & Mecke (1996) beinhaltet lediglich eine Artenliste ohne weitere Quellenangabe.)

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Kein Vorkommen

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Kieler Bucht) (Scheibel 1973, 1974)

Zur Biologie und Ökologie:
Ameira divagans ist ein benthischer Copepode, der in der Kieler Bucht auf Grobsand in Wassertiefen von 12-15 m vorkommt (Scheibel 1974, Scheibel & Rumohr 1979)

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Gollasch & Mecke 1996, Gollasch & Nehring 2006, Scheibel 1973, 1974, Scheibel & Rumohr 1979
www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, 06.05.2010)
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE, 06.06.2013)
www.frammandearter.se (Datenblatt v. 23.11.2009)

Mytilicola intestinalis Steuer, 1902

***Mytilicola intestinalis* ist ein endoparasitischer Copepode in Miesmuscheln *(Mytilus sp.)*. In der deutschen Nordsee ist er in *Mytilus edulis* weit verbreitet. Die Pazifischen Austern *(Crassostrea gigas)* im Seegebiet um Sylt werden dagegen nicht befallen. Das Ausmaß der Schädigung im Wirtsorganismus ist abhängig vom Grad des Befalls und der Vitalität der Muscheln.**

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert in der deutschen Nordsee

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: erstmals 1902 aus dem Mittelmeer beschrieben (nördliche Adria, Triest) (Steuer 1902)

Vektor: sehr wahrscheinlich mit Muschelbewuchs an Schiffsrümpfen verschleppt, in der Folge auch mit kommerziellen Muscheltransporten verbreitet (Korringa 1968, Theisen 1966).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1938 bei Neuwerk/Cuxhaven (Caspers 1939)
(1936 aus alten Sammlungen)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Mytilicola intestinalis wurde 1902 aus der nördlichen Adria beschrieben, wo er im Darm von *Mytilus galloprovincialis* vorkam. In den Folgejahren breitete der Parasit sich innerhalb des Mittelmeeres und entlang der ostatlantischen Küste aus und wurde vermutlich 1938 (Caspers 1939 gibt kein genaues Datum an) im Darm von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) aus der Elbmündung und dem ostfriesischen Wattenmeer nachgewiesen (Caspers 1939). Bei weiteren Nachforschungen fand Caspers ein Individuum in alten Sammlungen vom November 1936 und vermutet, dass es den Parasiten schon immer in der südlichen Nordsee gegeben hat, er nur übersehen worden sei. Auch in England war bereits 1937 ein einzelnes Exemplar in Southampton aufgetaucht (Korringa 1968). 1946 stellte Ellenby (1947) eine starke Parasitierung von Muscheln an der Ostküste Englands fest, und 1950 war der Copepode an der britischen Nordseeküste dann weit verbreitet (Meyer & Mann 1950). Aus den Niederlanden wird *Mytilicola intestinalis* 1949 gemeldet, wohin er sehr wahrscheinlich 1948 mit Miesmuscheln aus dem ostfriesischen Watt eingeschleppt wurde (Korringa 1968). Starke Parasitierung wird für ein Massensterben von Miesmuschel in den Kulturen in Zeeland in den Jahren 1949/1950 verantwortlich gemacht (Korringa 1968). Gegenwärtig werden die Auswirkungen des Parasiten in den Niederlanden allerdings als eher moderat eingestuft (Wolff 2005). Für Belgien geben Kerckhof et al. (2007) 1950 als Zeitpunkt des ersten Auftretens an.
Bis 1950 hatte der Copepode sich in deutschen Gewässern bis zur Elbe ausgebreitet (Meyer & Mann 1950, Meyer-Waarden & Mann 1954). Erst 1969 wird ein Vorkommen nördlich der Elbe bis zur Eidermündung festgestellt sowie ein sehr geringer Befall von Miesmuscheln im Nordsylter Wattenmeer (Dethlefsen 1972). Heutzutage ist der Parasit im Wattenmeer der Insel Sylt etabliert und häufig (Elsner et al. 2011, Thieltges et al. 2006).
In dänischen Küstengewässern beschränken sich die Befunde überwiegend auf den Limfjord: 1964 fand Theisen (1966) erstmals mit *Mytilicola* parasitierte Muscheln im westlichen Limfjord und vermutete den Beginn einer Invasion des Parasiten nur wenig früher. Eine anthropogen bedingte Einschleppung durch Schiffsverkehr oder, wahrscheinlicher, durch Austernimporte aus den Niederlanden, war naheliegend. Im darauf folgenden Jahr 1965 breitete sich *Mytilicola intestinalis* im gesamten Limfjord aus, drang allerdings nicht bis in die Gewässer von Kattegat und Belten vor (Theisen 1966, 1987). Jensen (2010b) gibt nach einer pers. Mitt. von Theisen auch ein erstes Vorkommen im dänischen Wattenmeer für 1994 an.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Ellenby 1947, Gee & Davey 1986)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Korringa 1968)
Deutschland (Caspers 1939, Elsner et al. 2011)
Dänemark (Jensen 2010, Theisen 1966: westlicher Limfjord)
(Die Internet-Datenbank www.frammandearter.se mit Datenblatt vom Feb. 2011 gibt noch kein Vorkommen für die schwedische Küste an)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (östlicher Limfjord; Theisen 1987), bisher keine weitere Ausbreitung in die Ostsee

Zur Biologie und Ökologie:
Mytilicola intestinalis ist ein Endoparasit im Darm von Muscheln der Gattung *Mytilus* (*M. edulis* und *M. galloprovincialis*). Die auffällige rote Färbung des Copepoden haben im englischen Sprachgebrauch zur Bezeichnung ‚red worm disease' bei infizierten Muscheln geführt.
Im Seegebiet um Sylt wurden mit Miesmuscheln assoziierte Pazifische Austern (*Crassostrea gigas*) nicht befallen (Elsner et al. 2011), auch wenn es für Küsten außerhalb Deutschlands anderslautende Angaben gibt (Aguirre-Macedo & Kennedy 1999). Die Parasitierung z. B. der europäische Auster *Ostrea edulis* wird ebenfalls beschrieben (Baird et al. 1951, Stock 1993). Die Ausbreitung und Etablierung in neuen Gebieten erfolgt direkt ohne Wirtswechsel über eine planktische Larve, deren kurze Lebensdauer und geringe Schwimmleistung ohne anthropogenes Mitwirken nur eine schleppende geographische Ausbreitung erlauben würde. Die Larve sinkt zu Boden und wird von Muscheln eingestrudelt (Meyer & Mann 1950). Durch dieses Verhalten kann

sich der Parasit besonders in geschützten, strömungsarmen Habitaten rasch und effektiv ausbreiten (Davey & Gee 1976). Dagegen weisen die Miesmuscheln an der hydrodynamisch energiereichen Westseite der Insel Sylt so gut wie keinen Befall auf (Elsner 2009).
Korringa (1968) attestiert dem Parasiten aufgrund verschiedener Untersuchungen eine hohe Toleranz bezüglich Temperatur und Salinität. Allerdings finden Davey & Gee (1976) an der südwestlichen Küste Englands durchaus einen Zusammenhang zwischen niedrigem Salzgehalt und geringem Befall. Ob die abnehmende Salinität sich auch limitierend auf eine weitere Ausbreitung des Parasiten in die Ostsee auswirkt oder ob diese zeitlich verzögert zu erwarten ist, ist unklar.

Auswirkungen und invasives Potential:
Massive Verluste in der Muschelwirtschaft (*Mytilus edulis*) der Niederlande zwischen 1949 und 1951 wurden auf den starken Befall der Kulturen durch *Mytilicola intestinalis* zurückgeführt (Korringa 1968). (Der Autor zeigt allerdings Verständnis für Dollfus (1951), dem er als Fürsprecher des Copepoden zugute hält: ‚he was so fond of parasitic copepods that he simply could not bear the thought of their doing serious harm to, or even kill, other creatures'.) Verschiedene Untersuchungen über die Auswirkungen des Copepoden auf Miesmuscheln kamen zu widersprüchlichen Ergebnissen (Dethlefsen 1975, Gee & Davey 1986, Meyer & Mann 1950). Theisen (1987) zeigte schließlich, dass das Ausmaß der Schädigung vom Zustand der Wirtsmuschel abhängt sowie von der Intensität des Befalls. Negative Auswirkungen in anderen Untersuchungen waren durch die Unterschiede in der Kondition der beprobten Muscheln verwischt worden.
Der Parasit ist aufgrund seiner Biologie nicht in der Lage, selbstständig große Distanzen zu überwinden, kann jedoch, wie Laborversuche zeigen, sehr wirkungsvoll neue Muscheln infizieren (Elsner et al. 2011, Meyer & Mann 1950) und sich, wenn er z. B. mit Kulturmuscheln in neue Gebiete eingeschleppt wird, unter günstigen Bedingungen schnell ausbreiten (Korringa 1968, Theisen 1966). Die Auswirkungen auf das Ökosystem sind in deutschen Gewässern eher moderat, und die wirtschaftlichen Folgen für die Muschelfischerei scheinen sich in Grenzen zu halten.

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Aguirre-Macedo & Kennedy 1999, Baird et al. 1951, Caspers 1939, Davey & Gee 1976, Dethlefsen 1972, 1975, Ellenby 1947, Elsner 2009, Elsner et al. 2011, Gee & Davey 1986, Jensen 2010b, Kerckhof et al. 2007, Korringa 1968, Meyer & Mann 1950, Meyer-Waarden & Mann 1954, Steuer 1902, Stock 1993, Theisen 1966, 1987, Thieltges et al. 2006, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Datenblatt vom 02.02.2011)

Der Parasit *Mytilicola intestinalis* lebt im Darm der Miesmuschel *Mytilus edulis*. Länge ca. 6 mm. (Foto: D. Lackschewitz)

Mytilicola orientalis Mori, 1935

***Mytilicola orientalis* ist ein endoparasitischer Copepode aus dem Nordwest-Pazifik, der mit der Pazifischen Auster *(Crassostrea gigas)* eingeschleppt wurde. In nordeuropäischen Gewässern befällt er auch Miesmuscheln *(Mytilus edulis)* und die heimische Auster *(Ostrea edulis)*. Er wurde in deutschen Küstengewässern erstmals 2008 im Wattenmeer bei Sylt identifiziert. Negative Auswirkungen sind aufgrund der geringen Befallsraten z. Zt. nicht dokumentiert.**

Syn.: -

Deutscher Name: -

Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, 2008 im deutschen Wattenmeer nachgewiesen (Elsner 2009)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (Japan und Korea, Stock 1993)

Vektor: mit Pazifischen Austern (*Crassostrea gigas*). Aus Japan oder von der Pazifikküste Kanadas nach Europa

eingeschleppt und mit kommerziellen Austerntransporten weiter verbreitet (Holmes & Minchin 1995, Steele & Mulcahy 2001, Stock 1993).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2008 bei Sylt (Elsner 2009)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Nachdem der Parasit bereits in den 1930er Jahren an der Pazifikküste Nordamerikas aufgetaucht war (Lauckner 1983, Steele & Mulcahy 2001), erreichte er im Bassin d'Arcachon (Frankreich) in den 1970er Jahren erstmals europäische Gewässer (Steele & Mulcahy 2001). Zweifellos war er mit Zuchtaustern aus Japan oder von der kanadischen Pazifikküste dorthin eingeschleppt worden (Steele & Mulcahy 2001, Stock 1993). Erste Funde im französischen Mittelmeer wurden 1979 bzw. 1988 gemacht (Clanzig 1989), und 1993 gelangte er von der französischen Atlantikküste aus mit kommerziellen Austerntransporten nach Irland (Holmes & Minchin 1995). Der Erstnachweis für die Nordsee wird auf 1992 datiert, als Stock (1993) in einer Bucht der Oosterschelde (Schelphoek) sowohl in *Crassostrea gigas* als auch in *Ostrea edulis* und *Mytilus edulis* zahlreiche parasitische Copepoden der Spezies *Mytilicola intestinalis* wie auch der Schwesterart *M. orientalis* fand. Wolff (2005) vermutet, dass *M. orientalis* möglicherweise bereits wesentlich früher eingeschleppt worden sei, jedoch unentdeckt blieb, da vorher niemand diese Austernbänke auf Parasiten untersucht hatte.
Ein erster Nachweis für die deutsche Küste und das gesamte Wattenmeer erfolgte 2008 auf einer gemischten Muschelbank (*Mytilus edulis* und *Crassostrea gigas*) im Süden der Insel Sylt (Elsner et al. 2011). Dort hatte *M. orientalis* ausschließlich die Pazifische Auster mit geringer Prävalenz (10%) und Intensität (1,7) befallen. Es ist nicht auszuschließen, dass es aufgrund der schwierigen taxonomischen Abgrenzung der Arten *Mytilicola orientalis* und *M. intestinalis*, die einer mikroskopischen Analyse bedarf, in der Vergangenheit zu Fehlbestimmungen gekommen ist und dieser Parasit an der deutschen Nordseeküste weitaus verbreiteter ist.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande (Stock 1993),
Deutschland (Elsner et al. 2011)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Mytilicola orientalis ist ein Endoparasit in Muscheln. Im Gegensatz zur verwandten Art *M. intestinalis* befällt er eher die Kiemen als den Darmbereich des Wirtes (Jensen 2010b) und ist weniger wirtsspezifisch. Neben dem hauptsächlichen Zielorganismus *Crassostrea gigas* kommt er auch in anderen Muscheln wie der Europäischen Auster *Ostrea edulis*, der Miesmuschel *Mytilus edulis* (Lauckner 1983, Stock 1993) und der Herzmuschel *Cerastoderma edulis* (Feis, pers. Mitt. 2013) vor.
Von der verwandten Art *Mytilicola intestinalis*, die ebenfalls Muscheln im Wattenmeer befällt, lässt er sich morphologisch v. a. durch die Form der dorsalen Thorax-Ausstülpungen abgrenzen (Elsner et al. 2011).

Auswirkungen und invasives Potential:
Obwohl auch schwerwiegende Schädigungen von Muscheln durch *Mytilicola orientalis* in der Literatur angegeben werden und Holmes & Minchin (1995) daher eine potentielle Gefahr für Austernkulturen nicht ausschließen, finden Steele & Mulcahy (2001) in einer über zwei Jahre gehenden irischen Studie keine nennenswerten Schädigungen der Pazifischen Auster.
Prinzipiell gilt vermutlich das für *Mytilicola intestinalis* Gesagte (s.o.) auch für *M. orientalis*, dass aufgrund der offensichtlich geringen Verbreitung an der hiesigen Küste gravierende Effekte unwahrscheinlich sind.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Clanzig 1989, Elsner 2009, Elsner et al. 2011, Holmes & Minchin 1995, Jensen 2010b, Lauckner 1983, Steele & Mulcahy 2001, Stock 1993, Wolff 2005

Rücken- und Telsonanhänge sind bei *Mytilicola orientalis* deutlich spitzer als bei der Schwesterart *M. intestinalis*. Hier ein Weibchen mit Eiern. (Foto: D. Lackschewitz)

Pseudodiaptomus marinus Sato, 1913

Der aus dem Nordwest-Pazifik stammende Copepode wurde bereits in den 1980er Jahren an der amerikanischen Westküste eingeschleppt (Fleminger & Hendrix Kramer 1988). Erste Funde aus europäischen Gewässern stammen von 2007 aus der Adria bei Rimini (Olazabal & Tirelli 2011). 2010 wurde *Pseudodiaptomus marinus* dann auch in Monitoringproben aus der Nordsee, genauer vor der nordfranzösischen Küste (Calais, Gravelines), gefunden (Brylinski et al. 2012). Bereits ein Jahr später, **2011**, tauchten erste Individuen, ebenfalls im Zuge eines Monitorings, im westlichsten Teil der deutschen Nordsee vor Borkum auf (Jha et al. 2013, Wasmund et al. 2012).

Im Gegensatz zur Einschleppung an die amerikanische Westküste, die auf den Import von Aquakulturorganismen zurückgeführt wird (Fleminger & Hendrix Kramer 1988), ist die Verfrachtung an die nordeuropäische Küste wahrscheinlich eher einem Transport mit Ballastwasser zuzuschreiben (Brylinski et al. 2012).

Sowohl in der Adria als auch in der Nordsee waren relativ wenige Individuen gefangen worden. Die Autoren vermuten aber in beiden Fällen die Existenz wesentlich umfangreicherer Populationen, weil die Tiere im Zuge regulärer Monitoring-Programme erfasst worden waren, die nicht explizit auf die Lebensweise dieses suprabenthischen Copepoden abzielten. So erfolgten die Fänge etwa tagsüber in bodenfernen Wasserschichten, wenn *P. marinus* sich am Meeresgrund aufhält (Brylinski et al. 2012, Olazabal & Tirelli 2011).

Eiertragende Weibchen und Copepoditstadien deuteten zusätzlich auf sich reproduzierende Populationen hin.

Jha et al. (2013) erwarten für die Zukunft eine Ausbreitung des Copepoden bis in die Ostsee.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Brylinski et al. 2012, Fleminger & Hendrix Kramer 1988, Jha et al. 2013, Olazabal & Tirelli 2011, Wasmund et al. 2012

Cirripedia (Rankenfüßer)

Amphibalanus (Balanus) improvisus (Darwin, 1854)

***Amphibalanus improvisus* kann einen sehr weiten Salinitätsbereich besiedeln, der bis fast in Süßgewässer reicht. Es ist die einzige regelmäßig vorkommende Seepocke der Ostsee, sie besetzt aber auch Häfen und Ästuare in der Nordsee. Ihre Ausbreitung in der Ostsee erfolgte überwiegend in der zweiten Hälfte des 19. Jh., der historische Zeitpunkt ihrer Ansiedlung in der Nordsee und ihr Ursprung sind dagegen unklar. Die Art ist in deutschen Küstengewässern etabliert und speziell in der Ostsee sehr häufig.**

Syn.: *Balanus ovularis*

Deutscher Name: Brackwasser Seepocke, Ostsee-Seepocke
Englischer Name: Bay barnacle, Acorn barnacle

Status: kryptogen, etabliert in der deutschen Nord- und Ostsee

Lebensraum: Brackwasser (mit sehr weitem Salinitätsspektrum)

Ursprungs-/Donorgebiet: Die Herkunft von *A. improvisus* wird äußerst kontrovers diskutiert. Die meisten Autoren halten den Nordwest-Atlantik und die nordamerikanische Küste für das Ursprungsgebiet, während andere die ‚Alte Welt' in Betracht ziehen oder den Ursprung in subtropisch-gemäßigten Gewässern und dem Mittelmeerraum suchen (für eine Übersicht s. Weidema 2000 und Wolff 2005). Wolff (2005) hält *Amphibalanus improvisus* für eine einheimische europäische Art oder einen sehr frühen Immigranten.

Vektor: Die Ausbreitung im Schiffsbewuchs ist naheliegend. Daneben können heutzutage auch ein Transport mit Aquakultur-Muscheln und die Verbreitung der Larven mit Schiffs-Ballastwasser eine Rolle spielen. Eine sekundäre Verbreitung auf Driftsubstraten ist ebenso möglich wie der Larventransport mit Meeresströmungen.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee 1858 an Bojen in der Elbmündung (Kirchenpauer 1862 in Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: 1867 bei Greifswald (Wolff 2005)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Zehn Jahre bevor Darwin 1854 die Seepocke aus Großbritannien und von nord- und südamerikanischen Küsten beschrieb, war die Art bereits 1844 aus der Ostsee bei Königsberg bekannt (Jensen 2010d, Jensen & Knudsen 2005, Leppäkoski & Olenin 2000, Wolff 2005). Man nimmt an, dass sie von dort ausgehend fast alle Küsten der Ostsee sehr schnell eroberte und ihre stärkste Ausbreitung schon in den 1870er Jahren, zumindest aber bis zur Jahrhundertwende erfahren hatte (Leppäkoski & Olenin 2000).
1867 fand man sie in Greifswald (Wolff 2005), 1880 in Kopenhagen (Knudsen & Jensen 2005) und bis Ende des 19. Jh. an der estnischen Küste, wobei dort der genaue Zeitpunkt und Ort unbekannt sind (www.sea.ee).
Von der norwegischen Küste ist *Amphibalanus improvisus* seit 1900 bekannt (Hopkins 2002). Von der schwedischen Küste scheint es vor 1920 nur wenige Nachweise zu geben (Leppäkoski & Olenin 2000).
Heutzutage ist *Amphibalanus improvisus* in der gesamten Ostsee vom Skagerrak und Kattegat bis nahezu ins Süßwasser des Bottnischen Meerbusens verbreitet. Nach Leppäkoski (1999) und Weidema (2000) erreichte die Art in der Ostsee Mitte des 20. Jh. bei den Northern Quark (im Bottnischen Meerbusen) ihre nördlichste Ausdehnung. Als östlichstes Vorkommen wird bei www.sea.ee die Region an der estnisch-russischen Grenze angegeben. Jedoch scheinen Referenzen in der NOBANIS-Datenbank auch auf ein Vorkommen im russischen Seegebiet bei St. Petersburg hinzudeuten (Panov et al. 1999, diese Literatur konnte nicht eingesehen werden).

Der historische Beginn einer Besiedlung der Nordsee ist schwieriger zu datieren: Archäologische Funde aus Belgien lassen den Beginn der Siedlungsgeschichte zwischen dem 9. und 17. Jh. vermuten (Wolff 2005), lange bevor Darwin die Seepocke 1854 von britischen Küsten beschrieb. Auch im Brackwasser des Rheins und an der niederländischen Küste kam sie (als *B. ovularis*) offenbar deutlich früher als 1854 vor (Wolff 2005).
Für die deutsche Nordseeküste stammt der erste Nachweis von 1858, als Kirchenpauer im Elbästuar Seepocken an Fahrwassertonnen beschreibt, die er als *B. crenatus* bezeichnet, und von denen einige rückwirkend als *A. improvisus* identifiziert wurden (Nehring & Leuchs 1999a). Die Seepocke ist in Ästuaren und Häfen der Nordsee mit Süßwassereintrag nicht selten. Für das deutsche Wattenmeer bezeichnen Nehring & Leuchs (1999) sie als ausgestorben, in den Häfen im niederländischen Wattenmeer tritt sie aber offenbar auch außerhalb der Häfen auf (Karte bei Gittenberger et al. 2010).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (gilt als native Art; entspr. bei Eno et al. 1997 und Minchin et al. 2013 nicht als Neozoon aufgeführt)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Gittenberger 2010, Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Norwegen (Hopkins 2002, Weidema 2000)
Schweden (www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (www.frammandearter.se)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Deutschland (Gerlach 2000)
Polen (Olszewska 2000)
Litauen (www.nobanis.org)
Lettland (www.nobanis.org)
Estland (Leppäkoski & Olenin 2000, www.sea.ee)
Russland (www.nobanis.org)
Finnland (Leppäkoski & Olenin 2000)

Zur Biologie und Ökologie:
Amphibalanus improvisus ist eine kalkweiße Seepocke mit glatten, ungefalteten Gehäuseplatten und ist die einzige Seepocke der Ostsee. In lebendem Zustand ist sie leicht an ihrem weiß-violett gestreiften Mantelsaum zu erkennen. Von allen Seepocken ist sie diejenige mit der weitesten Salinitätstoleranz und einem Vorkommen, das weit in die Flüsse hineinreicht. Sie kann Bedingungen von nahezu Süßwasser (www.frammandearter.se) bis zu 40 psu (Zaiko 2005b) überstehen. Das Optimum wird von Nehring & Leuchs (1999) zwischen 5 und 18 psu angegeben, von Zaiko (2005b) mit 6-30 psu. Bevorzugter Lebensraum sind Flussästuare und Brackwasser-Buchten, wobei allerdings die Reproduktion bei zu geringer Salinität ausgesetzt ist. Nach Nehring & Leuchs (1999a) findet diese ab 10 °C Wassertemperatur statt mit einem Optimum für die Larven bei 14 °C. Die Tiere sind Hermaphroditen mit fakultativer Selbstbefruchtung, d. h. isolierte Individuen können durch Selbstbefruchtung neue Populationen initiieren (Weidema 2000). Die vertikale Verbreitung erstreckt sich vom unteren Eulitoral bis in etwa 6 m Wassertiefe, gelegentlich auch tiefer (Weidema 2000). Da sie auch mit verunreinigtem Wasser und Eutrophierung gut zurecht kommt, dringt sie weit in Kanäle, Ästuare und Häfen ein (Luther 1987). Neben unbeleb-

tem Untergrund (z. B. an Hafenstrukturen und Schiffen) werden auch belebte Substrate, wie etwa Muscheln, Krebspanzer oder Algen (*Fucus vesiculosus*) besiedelt (Olszewska 2000).

Die Art ist weltweit verbreitet (Leppäkoski 1999) und fehlt lediglich in der Arktis und Antarktis (Weidema 2000, Zaiko 2005b).

Auswirkungen und invasives Potential:
Durch ihr stellenweise massenhaftes Auftreten begünstigt *A. improvisus* als sekundäres Hartsubstrat die Ansiedlung anderer Organismen (Leppäkoski 1999). Da sie als konkurrenzschwach gegenüber anderen Cirripedia gilt, wird sie von der später eingeschleppten Seepocke *Austrominius modestus* (vormals *Elminius m.*) in der Nordsee möglicherweise verdrängt (Hayward & Ryland 1990, Nehring & Leuchs 1999a, Weidema 2000). Für das niederländische Wattenmeer erwarten Gittenberger et al. (2010) nur begrenzte Auswirkungen auf das Ökosystem.

Internet-Datenbanken wie www.nobanis.org und www.aquatic-aliens.de stufen *Amphibalanus improvisus* für viele Länder allerdings als invasiv oder potentiell invasiv ein, was für die Ostsee durch die flächendeckende Besiedlung in Betracht gezogen werden muss.

Negative wirtschaftliche Folgen ergeben sich aus dem massiven Bewuchs von Hafenstrukturen, Unterwasserbereichen von Schiffen oder Wasserleitungssystemen, deren Reinigung Kosten verursacht (Weidema 2000).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Eno et al. 1997, Gerlach 2000, Gittenberger et al. 2010, Hayward & Ryland 1990, Hopkins 2002, Jensen 2010d, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Leppäkoski 1999, Leppäkoski & Olenin 2000, Luther 1987, Minchin et al. 2013, Nehring & Leuchs 1999a, Olszewska 2000, Panov et al. 1999, Weidema 2000, Wolff 2005, Zaiko 2005b
www.nobanis.org (30.05.2010)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)
www.sea.ee (09.06.2010)

Die Brackwasser-Seepocke *Amphibalanus improvisus* ist lebend an dem hell-dunkelviolett gestreiften Mantelsaum gut zu erkennen. (Foto: D. Lackschewitz)

Austrominius (Elminius) modestus (Darwin, 1854)

Die südpazifische Seepocke *Austrominius modestus* (vormals *Elminius modestus*) wurde zu Beginn des 2. Weltkrieges nach England eingeschleppt, wo sie sich sehr rasch ausbreitete. Nach einer ersten Entdeckung in der Elbmündung 1954 eroberte sie auch die deutsche Nordseeküste innerhalb weniger Jahre und ist seitdem ein fester Bestandteil der ‚fouling communities'. Als Warmwasserart werden ihre Populationen durch anhaltenden Frost stark dezimiert, können aber nach einer Reihe milder Winter exponentiell ansteigen und die Abundanzen heimischer Seepockenarten dann übertreffen.

Syn.: *Elminius modestus* Darwin, 1854

Deutscher Name: Australische Seepocke
Englischer Name: Australian barnacle

Status: nicht-heimische Art, etabliert in der deutschen Nordsee

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Südaustralien und Neuseeland (Bishop 1947, Crisp 1958)

Vektor: Schiffsbewuchs (Bishop 1947); sekundäre Verbreitung der Larven mit Strömungen und in Ballastwasser (Eno et al. 1997, Wolff 2005) sowie adulter Individuen mit Kulturmuscheln (Kühl 1963) oder an Driftsubstraten

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee 1953 in Cuxhaven (Kühl 1954)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In Europa wurde *Austrominius modestus* (*Elminius modestus*) erstmals 1945 in Chichester Harbour (West Sussex, Ärmelkanal) gefunden (Bishop 1947) und ihre Ansiedlung nach einer Kontrolle älterer Proben auf 1943 datiert (Stubbings 1950). Crisp (1958) hält eine Einschleppung mit Kriegsschiffen zu Beginn des 2. Weltkrieges in die Gewässer von Southampton für wahrscheinlich, und Eno et al. (1997) schließen auch einen Eintrag mittels Flugbooten nicht aus. Die Seepocke breitete sich im Folgenden sehr schnell an der britischen Küste aus (Crisp 1958) und ist heutzutage fester Bestandteil der ‚fouling communities' von den Shetland Inseln und Schottland bis Portugal (Harms 1999, O'Riordan et al. 2009).
Bereits 1946 waren erste Individuen auch in den Niederlanden aufgetaucht, und eine Erstansiedlung von *Austrominius* wurde für 1945 postuliert (Den Hartog 1953). Bis 1951 war sie nahezu an der gesamten niederländischen Küste verbreitet und ist heutzutage allgegenwärtig (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005).
Für Belgien, wo *A. modestus* inzwischen die häufigste Seepocke ist, wird 1950 als Datum einer Erstansiedlung angenommen (Kerckhof et al. 2007), und Nordfrankreich erreichte sie ebenfalls zu Beginn der 1950er Jahre (Bishop & Crisp 1958).
In deutschen Küstengewässern fand Kühl (1954) *Austrominius modestus* erstmals 1953 in Cuxhaven und vermutete eine im gleichen Jahr erfolgte Einschleppung mittels Schiffsbewuchs. Kühl (1963) gibt eine Übersicht über die rasche Ausbreitung an der deutschen Küste innerhalb der folgenden Jahre und zeigt, dass bereits 1955 erste Exemplare im Norden von Sylt und auf Helgoland auftauchten, auch wenn Barnes & Barnes (1960) kein Vorkommen nördlich von Dagebüll oder in dänischen Gewässern konstatierten.
Erst für 1978 geben Jensen & Knudsen (2005) das Vorkommen von *Austrominius* auf der dänischen Nordseeinsel Rømø mit unsicherem Status an. Da die Art jedoch mehr als 20 Jahre zuvor schon im Norden Sylts, in unmittelbarer Nachbarschaft zu Rømø, gefunden worden war und dort seitdem regelmäßig, wenn auch zahlenmäßig gering auftrat (Witte et al. 2010), ist eine bereits früher erfolgte Ansiedlung sehr wahrscheinlich. Jensen & Knudsen (2005) geben keine weitere Verbreitung in dänischen Gewässer an.
Im Kattegat (Harms 1999) und an der schwedischen Westküste (www.frammandearter.se) hat sich die Art offensichtlich ebenfalls nicht etablieren können. Die abnehmende Salinität in der Ostsee und die niedrigen Wintertemperaturen an den skandinavischen Küsten dürften sich hier limitierend auswirken.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997)
Frankreich (Bishop & Crisp 1958, Crisp 1958)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Diese vergleichsweise kleine Art unterscheidet sich von den heimischen Seepocken dadurch, dass sie nur vier

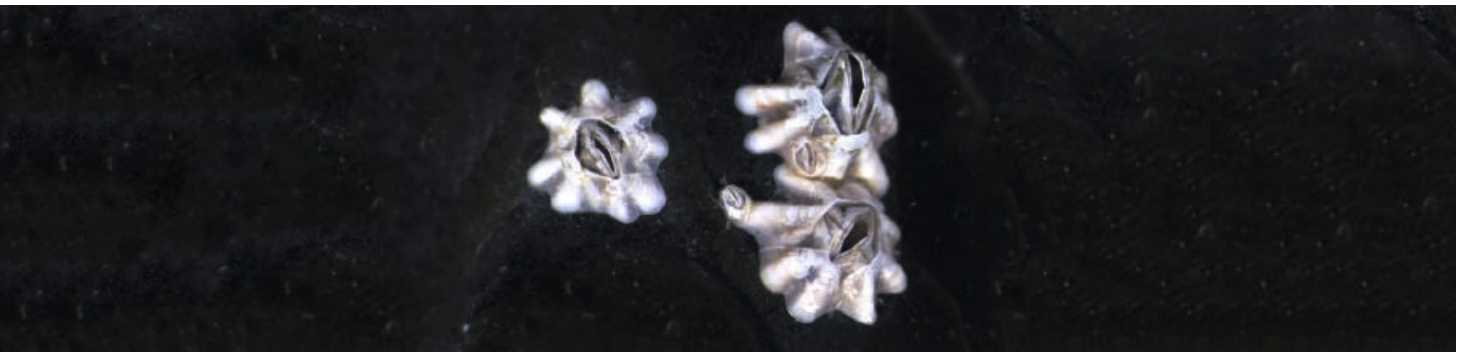
statt sechs Skelettplatten besitzt, deren verdickte Längswülste juvenile Individuen sternförmig im Grundriss erscheinen lassen.
Vorwiegend im Eulitoral kann *Austrominius* sich noch oberhalb der nativen Seepocke *Semibalanus balanoides* ansiedeln (Kühl 1954, Witte et al. 2010). Trotz daraus resultierender kürzerer Filtrierzeit, ist sie bei günstigen Bedingungen bereits nach 8 Wochen geschlechtsreif und kann mehrere Bruten im Jahr produzieren (Nehring & Leuchs 1999a). Im Gegensatz zu den heimischen borealen Kaltwasserarten, deren Fortpflanzung und Larvenfall schon im Frühjahr stattfindet, erfolgt die Hauptphase der Reproduktion bei *A. modestus* erst im Sommer (Witte et al. 2010). Bei einem physiologischen Temperaturoptimum von 20 °C (Harms 1999) ist diese Warmwasserart wesentlich frostempfindlicher als heimische Cirripedia. Kalte Winter dezimieren die Populationen drastisch, während eine Reihe milder Winter zu exponentiell ansteigenden Abundanzen führen, so dass die Art langfristig zu den Gewinnern der Klimaerwärmung zählen könnte (Franke & Gutow 2004, O'Riordan et al. 2009, Witte et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:
Konkurrenz und mögliche Verdrängung der heimischen borealen Seepocken, insbesondere der eulitoralen *Semibalanus balanoides*, wurden bereits früh zu Bedenken gegeben (Crisp 1958) und wird immer wieder diskutiert (Franke & Gutow 2004, Gittenberger et al. 2010, Nehring & Leuchs 1999a). Jedoch attestierte schon Kühl (1963) den nativen Arten, dass sie sich trotz starker Ausbreitung von *Austrominius* durchaus behaupten können. Witte et al. (2010) finden keine negativen Auswirkungen aufgrund von Raumkonkurrenz und vermuten als Grund ausreichend freie Nischen zur Ansiedlung. Zusätzlich erfolgt der Larvenfall von *Austrominius modestus* zeitlich nach dem der heimischen Arten (Jensen 2010c).

Kosten entstehen durch die mechanische oder chemische Entfernung von Bewuchs (wie etwa *Austrominius modestus*) an Unterwasserschiffen, Hafenstrukturen, Wasserleitsystemen etc. bzw. durch Maßnahmen zur Verhinderung einer solchen Ansiedlung (anti-fouling).
Aufgrund ihrer hohen Reproduktionsrate, Substrat-Unspezifität und Toleranz gegenüber Verunreinigungen (Crisp 1958, Witte et al. 2010), hat sich die Australische Seepocke in der Vergangenheit an allen europäischen Nordseeküsten etabliert. Trotz dieser Erfolgsgeschichte sind schwerwiegende negative Folgen von deutschen Küsten nicht bekannt, wohingegen aus Südirland von einer starken Dominanz der Seepocken-Gemeinschaften und Verdrängung heimischer Arten berichtet wird (Lawson et al. 2004).

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind.)

Literatur: Barnes & Barnes 1960, Bishop 1947, Bishop & Crisp 1958, Buckeridge & Newman 2010, Crisp 1958, Den Hartog 1953, Eno et al. 1997, Franke & Gutow 2004, Gittenberger et al. 2010, Harms 1999, Jensen 2010c, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Kühl 1954, 1963, Lawson et al. 2004, Nehring & Leuchs 1999a, O'Riordan et al. 2009, Stubbings 1950, Witte et al. 2010, Wolff 2005 www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 26.04.2013)



Austrominius modestus besitzt im Gegensatz zu den heimischen Seepocken vier statt sechs Skelettplatten, deren Längswülste besonders den juvenilen Individuen ein sternförmiges Aussehen geben. (Foto: D. Lackschewitz)

Tanaidacea (Scherenasseln)

Sinelobus vanhaareni Bamber, 2014 / *S. stanfordi* (Richardson, 1901)

***Sinelobus vanhaareni* ist ein kleiner Organismus von wenigen Millimeter Länge, dessen Vorkommen 2006 unter dem Namen *Sinelobus stanfordi* erstmals für Nordeuropa in den Niederlanden und Belgien festgestellt wurde. Seit 2009 wurde die Scherenassel auch an mehreren Lokalitäten der deutschen Nordseeküste gefunden und erschien 2012 in der Ostsee. Nach einer taxonomischen Revision wurden 2014 die in den Niederlanden gefundenen Tiere der neu beschriebenen Art *S. vanhaareni* zugeordnet. Sie besiedelt bevorzugt das Brackwasser, wo die Tiere Wohnröhren aus Kleinalgen und Sedimentpartikeln an Hartsubstraten bauen.**

Syn.: *Tanais stanfordi, T. estuaries, T. herminiae, T. philetaerus, T. sylviae*

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: sehr wahrscheinlich eine nicht-heimische Art (Bamber 2014), die seit kurzem in Küstengewässern der deutschen Nord- und Ostsee vorkommt und sich zu etablieren scheint

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: unbekannt

Vektor: unbekannt, wahrscheinlich mit Schiffen (www.natuurbericht.nl)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee 2009 in Brunsbüttel (Lackschewitz et al. 2009)
Ostsee: 2012 im Greifswalder Bodden (pers. Mitt. Schanz, Inst. f. angewandte Ökologie IfAÖ, 2013)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In Europa wurde die Tanaidacee bei ihrem ersten Auftreten 2006 in den Niederlanden und Belgien als *S. stanfordi* identifiziert (van Haaren & Soors 2009), einer ursprünglich aus dem Pazifik beschriebenen Art mit angenommener kosmopolitischer Verbreitung. Man ging zunächst davon aus, dass die Gattung monotypisch ist und weltweite Funde wurden *S. stanfordi* zugeschrieben, wobei man eine hohe morphologische Variabilität unterstellte. 2008 wurde die Vermutung geäußert, dass es sich um einen Artenkomplex handelt und darum wurde vorhandenes Material erneut geprüft (alle Angaben Bamber 2014).

Für die in den Niederlanden gefundenen Tiere wurde die neue Art *Sinelobus vanhaareni* beschrieben (Bamber 2014), zu der sehr wahrscheinlich auch alle an deutschen Küsten gefundenen Tiere gehören (das vorhandene Material ist noch nicht vollständig überprüft).

Bei ihrem ersten Auftreten in den Niederlanden und Belgien besiedelten die Tanaidaceen in hohen Dichten das Brackwasser von Kanälen und Teilen des Rheindeltas. Alle Fundorte waren von Salzwasser beeinflusst, und es herrschten ästuarine Bedingungen mit Salinitäten zwischen 3,1 und 13,2 psu. Da einige der Fundorte regelmäßig beprobt worden waren, konnte eine Erstansiedlung nicht viel früher erfolgt sein. Nachfolgend wurde die Art an weiteren Standorten entdeckt, und van Haaren & Soors (2009) hielten eine weitere Ausbreitung dieser kleinen Scherenassel für wahrscheinlich. 2010 publizierten Gittenberger et al. (2010) einen Fund aus dem Hafen von Harlingen im niederländischen Wattenmeer, wo die Tiere bei erheblich höherer Salinität lebten.

Seit dem Sommer 2009 wurden in Brunsbüttel, nahe der Schleuse in den Nord-Ostsee Kanal, regelmäßig Individuen im Algenbelag der gemauerten Uferbefestigung festgestellt. An dieser Stelle kann von einer starken Schwankung der Salinität durch die Schleusentätigkeit ausgegangen werden (Lackschewitz et al. 2009). Aufgrund der offensichtlichen Salinitätstoleranz und Brackwasserpräferenz konnte eine Ausbreitung der Tanaidacee durch den Kanal erwartet werden, und ein erster Nachweis für die Ostsee erfolgte im Jahr 2012 aus dem Greifswalder Bodden (IfAÖ, pers. Mitt. 2013).

Daneben war die Art in der Nordsee in den Häfen von Emden (seit 2010) und Cuxhaven (2013) aufgetreten. In Emden existiert ein lebhafter Sportbootverkehr zu den Niederlanden, der einen potentiellen Transportvektor darstellt.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (van Haaren & Soors 2009)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, van Haaren & Soors 2009)
Deutschland (Lackschewitz et al. 2009, 2013)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (IfAÖ, pers. Mitt. 2013)

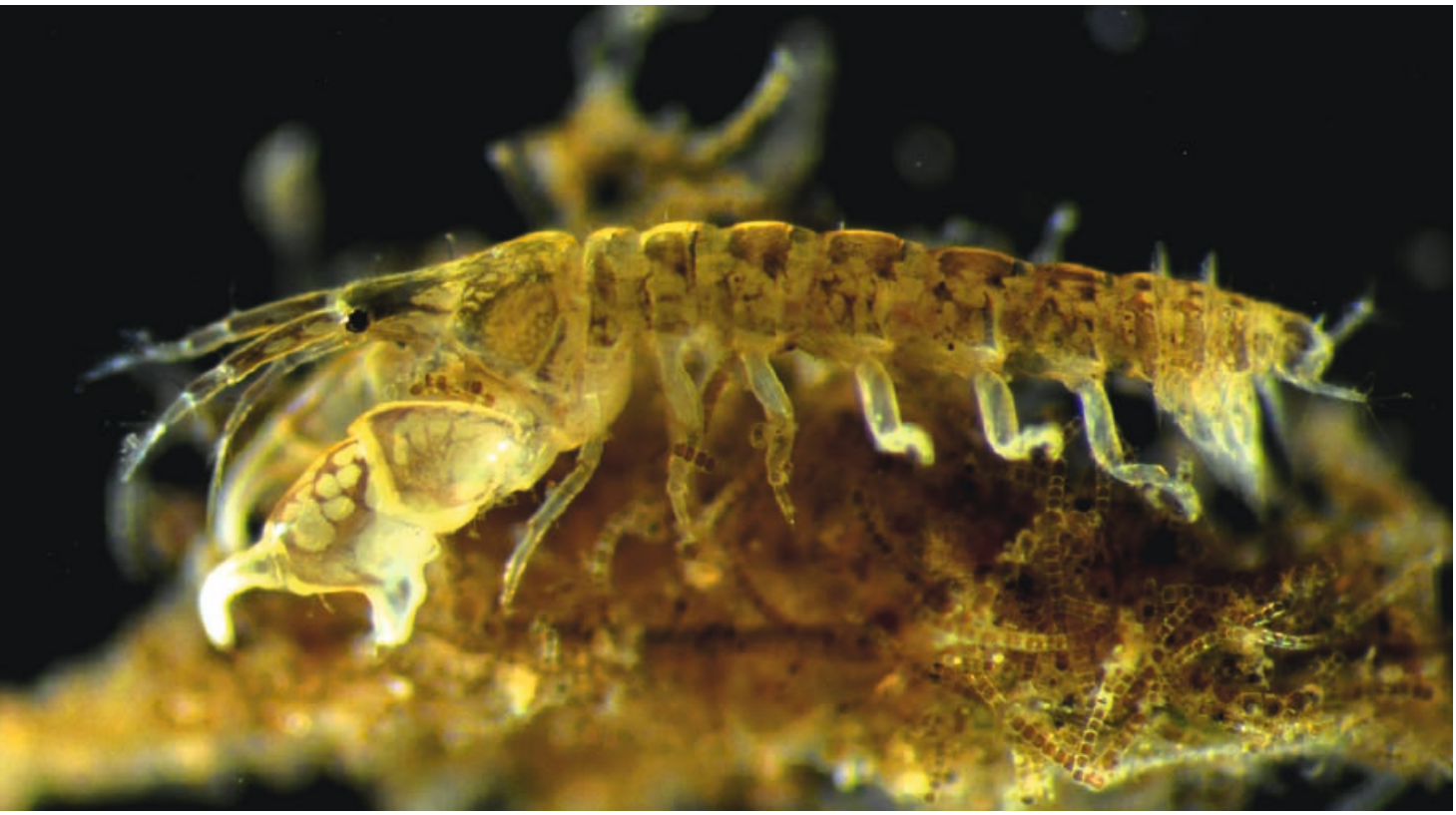
Zur Biologie und Ökologie:
Sinelobus vanhaareni ist nur wenige Millimeter lang und weist einen ausgeprägten Sexualdimorphismus auf. Die Art lebt bevorzugt in Ästuaren und Brackgewässern (van Haaren & Soors 2009), wo sie auch starke Schwankungen in der Salinität toleriert. Die Scherenassel ist Bestandteil der sog. ‚fouling communities' und baut Wohnröhren auf künstlichen wie auch natürlichen Hartsubstraten. In den deutschen Häfen bestanden diese Wohnröhren im Wesentlichen aus fädigen Kleinalgen und Sedimentpartikeln.

Auswirkungen und invasives Potential:
Es sind keine negativen Auswirkungen auf andere Organismen der ‚fouling communities' bekannt (van Haaren & Soors 2009), auch wenn Gittenberger et al. (2010) zu bedenken geben, dass *Sinelobus* die gleichen Lebensräume wie Corophiiden (*Monocorophium acherusicum* und *M. insidiosum*) nutzt und dort eine Konkurrenz entstehen könnte.

Aufgrund der hohen Salinitätstoleranz ist eine weitere Ausbreitung von *Sinelobus* durchaus wahrscheinlich, sofern geeignete Hartsubstrate für ihre Ansiedlung zur Verfügung stehen. An den deutschen Küsten mit ihren vorherrschenden Sedimentböden ist dies insbesondere in Hafenanlagen und an künstlichen Wasserbauwerken gegeben, wobei die vermutete Verbreitung von *Sinelobus* mit Schiffen und Booten die Neuansiedlung begünstigt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bamber 2014, Gittenberger et al. 2010, Lackschewitz et al. 2009, 2013, van Haaren & Soors 2009
www.natuurbericht.nl (Bericht vom 13.06.2014)



Die Männchen der nur wenige Millimeter großen Scherenassel *Sinelobus vanhaareni* zeichnen sich durch auffallend große Scheren aus. (Foto: D. Lackschewitz)

Mysidacea (Schwebgarnelen)

Hemimysis anomala G.O. Sars, 1907

Die Schwebgarnele *Hemimysis anomala* stammt aus dem ponto-kaspischen Raum und ist eine Süßwasserart, die oligo- bis mesohaline Bedingungen toleriert. In den ehemaligen UdSSR-Staaten an der Ostsee wurde sie zu Beginn der 1960er Jahre als Fischfutter in Binnenseen ausgesetzt. Wahrscheinlich von Litauen ausgehend verbreitete sie sich über Flüsse bis in die Ostsee und wurde 1992 erstmals in finnischen Gewässern gefunden. Spätere bzw. sekundäre Verbreitungen sind auch durch Transporte im Ballastwasser von Schiffen denkbar. Ins Rheindelta gelangte sie möglicherweise auch durch natürliche Ausbreitung über die Donau, den Rhein und künstliche Binnenwasserwege. (Angaben aus Arbaciauskas 2002, Jensen 2010e, Tittizer et al. 2000, Wolff 2005, www.frammandearter.se).
Die Tiere sind häufig rot gefärbt, was im englischen Sprachgebrauch zum Namen ‚Bloody red shrimp' führte. Aus deutschen Flüssen und Süßgewässern seit 1997 bekannt (Rudolph & Zettler 2003), wurde *H. anomala* **1999** in der Wesermündung (Bremerhaven) nachgewiesen (Haesloop 2001). Auch aus den Küstengewässern der Niederlande (Wolff 2005) und Belgien (Verslycke et al. 2000) ist die Garnele bekannt.

Von vielen Ostsee-Anrainerstaaten existieren Nachweise aus den Küstenregionen (Jensen 2010e). Im polnischen Oderhaff wurde die Schwebgarnele bereits **2002** gefunden (Gruszka pers. Mitt. in Janas & Wysocki 2005), was ein Vorkommen auch im deutschen Teil des Ästuars vermuten lässt.

Die Schwebgarnelen sind nachtaktive, omnivore Räuber, die Massenvorkommen bilden können mit drastischen Auswirkungen auf die Abundanzen kleinerer Beuteorganismen (Ketelaars et al. 1999). Durch ihre nächtliche Lebensweise sind sie bei geringen Dichten relativ schwierig nachzuweisen, und es wird angenommen, dass die Art weiter verbreitet ist als bekannt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen) für Küstengewässer

Literatur: Arbaciauskas 2002, Haesloop 2001, Janas & Wysocki 2005, Jensen 2010e, Ketelaars et al. 1999, Rudolph & Zettler 2003, Tittizer et al. 2000, Verslycke et al. 2000, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12. 2006)

Limnomysis benedeni Czerniavski, 1882 (Donau-Schwebgarnele)

Die ponto-kaspische Schwebgarnele *Limnomysis benedeni* besiedelt überwiegend die Süßgewässer von Flüssen und Seen, kann aber auch in oligo- bis mesohaline Bereiche vordringen. Die Binnengewässer Deutschlands erreichte sie zunächst über die Donau und wurde dort erstmals 1994 in Passau nachgewiesen (Tittizer et al. 2000). Durch den Main-Donau-Kanal gelangte sie in den Rhein, wo sie 1997 gefunden wurde und sich weiter bis ins niederländische Rheindelta ausbreitete. 2006 tauchte sie im Bodensee auf.

Die Herkunft osteuropäischer Populationen wird auf den 1960 erfolgten Besatz litauischer Stauseen (Kaunas water reservoir) mit Kleinkrebsen aus dem Dnjepr und von der Krim zurückgeführt, mit denen das Nahrungsangebot für die Fischfauna verbessert werden sollte (Arbaciauskas 2002). Von dort aus breitete *L. benedeni* sich bis an die Ostseeküste aus. Diese Populationen blieben aber von den westlichen getrennt (Wittmann 2011). Nach einem russischen Artikel, der nicht eingesehen werden konnte, datiert ein erster Nachweis an der Ostseeküste Litauens von 1962 (Quelle: Baltic Sea Alien Database).

Bereits 2002 wird die Art im Mündungsbereich der Oder (Polen) nachgewiesen und 2004 gelang in der unteren Oder ein weiterer Fund (Michels 2005). Die Herkunft dieser Tiere aus entweder litauischen Populationen oder aus deutschen Binnengewässern könnte nur durch eine genetische Analyse sicher geklärt werden. Mögliche Einwanderungswege zu beiden Vorkommen existieren, und die Distanz zu beiden Vorkommen ist etwa gleich groß (Wittmann 2011), allerdings fehlen für eine Einbürgerung aus dem Rhein Zwischenfunde, und es ist unklar, ob die Art in Polen überhaupt etabliert ist (Michels 2005).

Im Juni **2010** fanden Mitarbeiter des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) *Lymnomysis benedeni* schließlich im deutschen Teil des Oderhaffs (pers. Mitt. Zettler, 2012).

Lymnomysis benedeni lebt überwiegend benthisch im Makrophytensaum der Uferbereiche und ernährt sich detrito- bis herbivor (Gergs et al. 2008).
Die Auswirkungen auf das Ökosystem werden als eher moderat eingestuft (Kategorie 3: Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen). Jedoch könnte die Garnele als möglicher Überträger einer Krankheit (burn spot disease) fungieren mit Auswirkungen auf Aquakulturen. Daneben wird vermutet, dass sie durch ihre Brackwassertoleranz prädestiniert für eine transatlantische Passage im Ballastwasser von Schiffen und eine Einschleppung in die Großen Seen Nordamerikas sein könnte (Wittmann 2011). Ausführliche Informationen zu *Limnomysis benedeni* gibt Wittmann (2011) in www.meduniwien.ac.at/user/karl.wittmann/docs/2011/wittmann_2011.pdf.

Literatur: Arbaciauskas 2002, Gergs et al. 2008, Michels 2005, Tittizer et al. 2000, Wittmann 2011
www.corpi.ku.lt /nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, 17.06.2013)

Paramysis lacustris (Czerniavski, 1882)

Die ponto-kaspische Schwebgarnele wurde 1960 zusammen mit anderen Mysidaceen und Amphipoden zur Aufstockung der Fischfutterbestände in litauischen Stauseen (Kaunas Reservoir) ausgesetzt. Schon nach wenigen Jahren hatten die meisten dieser Arten sich fest etabliert, wobei *P. lacustris* die stärksten Ausbreitungstendenzen innerhalb des Gewässers zeigte (Arbaciauskas 2002). Neben einer natürlichen Ausdehnung entlang von Flüssen wurden im Jahr 1963 von Kaunas aus Mysidaceen und Amphipoden auch in andere Gewässer verbracht, wie etwa in das Kurische Haff. In Bereichen ohne Vorkommen heimischer Mysidaceen (Leppäkoski et al. 2002) konnten sich dichte Populationen von *P. lacustris* ausbilden (Zettler & Daunys 2007).

Im September **2013** wurde die Schwebgarnele erstmals im deutschen Teil des Oderhaffs bei Kamminke (Usedom) von Mitarbeitern des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) gefangen (Zettler pers. Mitt. 2013).
Da die Art überwiegend in limnischen bzw. schwach brackigen Gewässern bis etwa 3 psu vorkommt und ein Anstieg der Salinität auf 15 psu zu erheblicher Mortalität führt (Ovcarenko et al. 2006), ist mit einer Ausbreitung in die westliche Ostsee nicht zu rechnen. Dagegen kann eine Einwanderung in die inneren Bereiche der Flussmündungen nicht ausgeschlossen werden.

Literatur: Arbaciauskas 2002, Leppäkoski et al. 2002, Ovčarenko et al. 2006, Zettler & Daunys 2007

Isopoda (Asseln)

Proasellus coxalis (Dollfus, 1892)

***Proasellus coxalis* ist eine Brackwasser-Assel aus dem Mittelmeerraum, die in Flüssen, Kanälen und Ästuaren vorkommt. Durch den Bau künstlicher Wasserstrassen, die ehemals getrennte Flusssysteme heute verbinden, verbreitete sie sich wahrscheinlich sowohl durch eigenständige Wanderungen, als auch im Bewuchs von Schiffen.**

Syn.: *Asellus coxalis* Dollfus, 1892

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert in Flussästuaren

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Mittelmeerraum (Nehring & Leuchs 1999a, Tittizer et al. 2000)

Vektor: im Schiffsbewuchs und durch Migration entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: vor 1987 im Emsästuar (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: April 2011 im Peenestrom (IOW, Zettler, pers. Mitt. 2012)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Assel erreichte Norddeutschland wahrscheinlich durch die Rhône und Nebenflüsse, den Rhein-Rhône-Kanal und Rhein (Tittizer et al. 2000) sowie den Dort-

mund-Ems-Kanal (Nehring & Leuchs 1999a). Sie wurde erstmals in den 1950er Jahren in verschiedenen deutschen Flüssen nachgewiesen (Tittizer et al. 2000) und ist spätestens seit 1987 im Ästuar der Ems zu finden, als dort regelmäßige Beprobungen begannen.

(Die Angabe des deutschen Erstfundes am Niederrhein bei Straelen in den 1930er Jahren mit der Quelle Stammer (1932) konnte nicht nachvollzogen werden. In dem entsprechenden Artikel wird für diesen Ort der Fund von (*Pro-*)*Asellus meridianus* angegeben, die bis dahin nur aus Frankreich und England bekannt war. Beide Arten scheinen aber nicht synonym zu sein.)

Einzelexemplare von *Proasellus coxalis* tauchten auch in den Mündungen von Weser und Elbe auf (Nehring & Leuchs 1999a, 2000, Osterkamp & Schirmer 2000).

In den Küstengewässern der Ostsee fanden Mitarbeiter des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) *Proasellus coxalis* erstmals im April 2011 im Peenestrom und Stettiner Haff (Zettler, pers. Mitt. 2012, Wittfoth & Zettler 2013). Vorher waren in Mecklenburg-Vorpommern nur Vorkommen aus Binnengewässern bekannt (Zettler 1998).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a, Post & Landmann 1994)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Zettler & Wittfoth 2013)

Zur Biologie und Ökologie:
Proasellus coxalis ist eine salztolerante Süßwasserart, die sich detrito- und herbivor ernährt. Sie besiedelt stehende und fließende Gewässern bis in den oligohalinen Bereich (Tittizer et al. 2000).

Auswirkungen und invasives Potential:
Es sind keine negativen Auswirkungen bekannt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Nehring & Leuchs 1999a, 2000, Osterkamp & Schirmer 2000, Post & Landmann 1994, Tittizer et al. 2000, Wittfoth & Zettler 2013, Zettler 1998

Amphipoda (Flohkrebse)

Caprella mutica Schurin, 1935

Der Gespensterkrebs *Caprella mutica* wurde 2004 erstmals an der deutschen Nordseeküste in den Häfen von List und Helgoland gefunden. Sein Ursprung liegt im Japanischen Meer, von wo aus er sich innerhalb von 40 Jahren weltweit ausbreitete. *Caprella mutica* besiedelt häufig in Massen den Bewuchs künstlicher Hartstrukturen wie etwa Schwimmstege oder Seezeichen. Inzwischen tritt die Caprellide auch außerhalb der anthropogen geschaffenen Naturräume auf und kommt in Beständen des eingeschleppten Japanischen Beerentangs *(Sargassum muticum)* vor.

Syn.: *C. macho* Platvoet, De Bruyne & Gmelich Meyling, 1995

Deutscher Name: Asiatischer Gespensterkrebs
Englischer Name: (Japanese) Skeleton shrimp

Status: nicht-heimische Art, etabliert an der deutschen Nordseeküste

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik, sibirische Küste des Japanischen Meeres (Ashton et al. 2008, Buschbaum & Gutow 2005, Wolff 2005). Inzwischen ist die Art in der nördlichen Hemisphäre weit verbreitet und wurde zusätzlich in Neuseeland gefunden (Cook et al. 2007).

Vektor: letztlich unbekannt (Wolff 2005); eine Einschleppung im Bewuchs und/oder im Ballastwasser von Schiffen und evtl. mit Aquakulturorganismen (Cook et al. 2007) ist anzunehmen. Innerhalb Europas ist eine Weiterverbreitung mit Sportbooten wahrscheinlich (Buschbaum & Gutow 2005), während eine sekundäre Ausbreitung an driftenden Makroalgen nur für kurze Distanzen denkbar ist. Genetische Studien legen eine mehrfache Einschleppung in den Ost-Atlantik nahe (Ashton et al. 2008).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee Oktober 2004 in List/Sylt (Buschbaum & Gutow 2005)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
1995 wurde die Caprellide vom Eingang der niederländischen Oosterschelde als neue Art *Caprella macho* beschrieben (Platvoet et al. 1995). Im Nachhinein stellte sich heraus, dass sie identisch mit dem Asiatischen Gespensterkrebs *Caprella mutica* ist. Im Gebiet der Oosterschelde befinden sich ausgedehnte Aquakulturen und nach Wolff (2005, Quelle: Faasse pers. comm.) wurde *C. mutica* dort bereits seit 1993 beobachtet. Cook et al. (2007) vermuten jedoch aufgrund des Fundortes außerhalb der Muschelkulturen, dass *Caprella* nicht mit Aquakulturorganismen, sondern durch Schiffe dorthin verfrachtet wurde.
Rezent ist die Art nicht nur im Gebiet der Oosterschelde, sondern auch im niederländischen Wattenmeer weit verbreitet und etabliert (Gittenberger et al. 2010).
Von der belgischen Küste wurde *Caprella mutica* erstmals 1998 aus der Gegend von Zeebrugge gemeldet, wo sie an Bojen entdeckt wurde (Kerckhof et al. 2007). Ein Jahr später, 1999, tauchte sie in einem norwegischen Hafen an der Westküste nahe Bergen auf (Cook et al. 2007). Aus demselben Jahr (1999) stammt der britische Erstnachweis von der schottischen Westküste. Später wurde *C. mutica* auch an der englischen Kanalküste (Harwich, 2002) und in Le Havre (Nordfrankreich, 2004) gefunden (Cook et al. 2007).

Der erste Nachweis von der deutschen Nordseeküste datiert auf das Jahr 2004, als *Caprella mutica* in den Häfen von List/Sylt und Helgoland entdeckt wurde (Buschbaum & Gutow 2005). Im darauf folgenden Jahr 2005 fand Schrey (2006) Populationen an Fahrwassertonnen und in vier Inselhäfen (List, Hörnum, Helgoland, Wangerooge) sowie Einzelexemplare auf Amrum. Jedoch gab es keine Vorkommen an der Festlandsküste oder außerhalb der Häfen.

In Büsum, wo *Caprella mutica* weder von Schrey (2006) noch 2009 bei einer Schnellerfassung von Neobiota gefunden worden war, wurden 2010 und 2011 stellenweise massenhaft Tiere im Sportboothafen nachgewiesen, die jedoch in den beiden darauffolgenden Jahren wieder verschwunden waren (Lackschewitz et al. 2010, 2011, 2012, 2013).
Schückel et al. (2010) berichten von hohen Dichten des Krebses an Testplatten (‚panels') in der Jade im Jahr 2009. Etwa zur gleichen Zeit beginnt *C. mutica* im nordfriesischen Wattenmeer auch biogene Substrate außerhalb von Häfen zu nutzen und besiedelt die dichten Beständen des eingeschleppten Japanischen Beerentangs (*Sargassum muticum*) (Fleckenstein 2011).

In der dänischen Nordsee wird *C. mutica* 2005 bei der regelmäßigen Untersuchung von Sockeln der Offshore-Windkraftanlagen gefunden (www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005). Im Juni 2010 beobachtet Buschbaum (pers. Mitt.) hohe Abundanzen im Hafen der Insel Fanø. Auf der zwischen Sylt und Fanø gelegenen Insel Rømø finden dagegen weder Schrey (2006) noch Buschbaum den Krebs.

An der schwedischen Skagerrak-Küste bei Lysekil erscheint *Caprella mutica* erstmals 2011 (www.frammandearter.se, Daneliya & Laakkonen 2012). Auch wenn der abnehmende Salzgehalt die Ausdehnung in die Ostsee begrenzen wird, bleibt abzuwarten, ob die Art noch weiter in die Ostsee eindringt.

Cook et al. (2007) listen 121 Fundorte aus acht nordeuropäischen Staaten auf, in denen *Caprella mutica* bis zum August 2007 gefunden wurde. Die Autoren verweisen auf eine genetische Studie, nach der die europäischen Bestände entweder direkt aus Asien oder von der amerikanischen Atlantikküste stammen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Cook et al. 2007)
Frankreich (Cook et al. 2007)
Belgien (Boets et al. 2012, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Platvoet et al. 1995, Wolff 2005)
Deutschland (Buschbaum & Gutow 2005)
Dänemark (www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005, Cook et al. 2007)
Norwegen (Cook et al. 2007)
Schweden (Daneliya & Laakkonen 2012)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Caprella mutica ist eine große, langgestreckte Caprellide der sub-borealen Klimazone, deren Männchen bis zu 50 mm werden können, die Weibchen erreichen dagegen nur etwa 35 mm (Cook et al. 2007, Schrey 2006). Nach Cook et al. (2007) tolerieren die Tiere ein breites Temperatur- und auch Salinitätsspektrum. Bei *C. mutica* entwickeln sich die Jungen in einer Bruttasche (Marsupium) des Weibchens und verbleiben nach dem Schlüpfen einige Tage am Muttertier. Durch die Brutpflege sowie kurze Brutabstände kann die Art schnell Massenvorkommen mit bis zu 300 000 Individuen m^{-2} bilden.
Die Krebse leben mit den hinteren Extremitäten festgeklammert im und am Bewuchs von anthropogenen Hartstrukturen wie Pontons und Seezeichen.

Die hohen Dichten sind neben der Reproduktionsstrategie vermutlich auf die räumliche Distanz zu benthischen Prädatoren zurückzuführen (Cook et al. 2007). Kaimauern, die räuberischen Strandkrabben leichter zugänglich sind, sind weniger dicht besiedelt als schwimmende Objekte, wie Bootsstege oder Bojen.

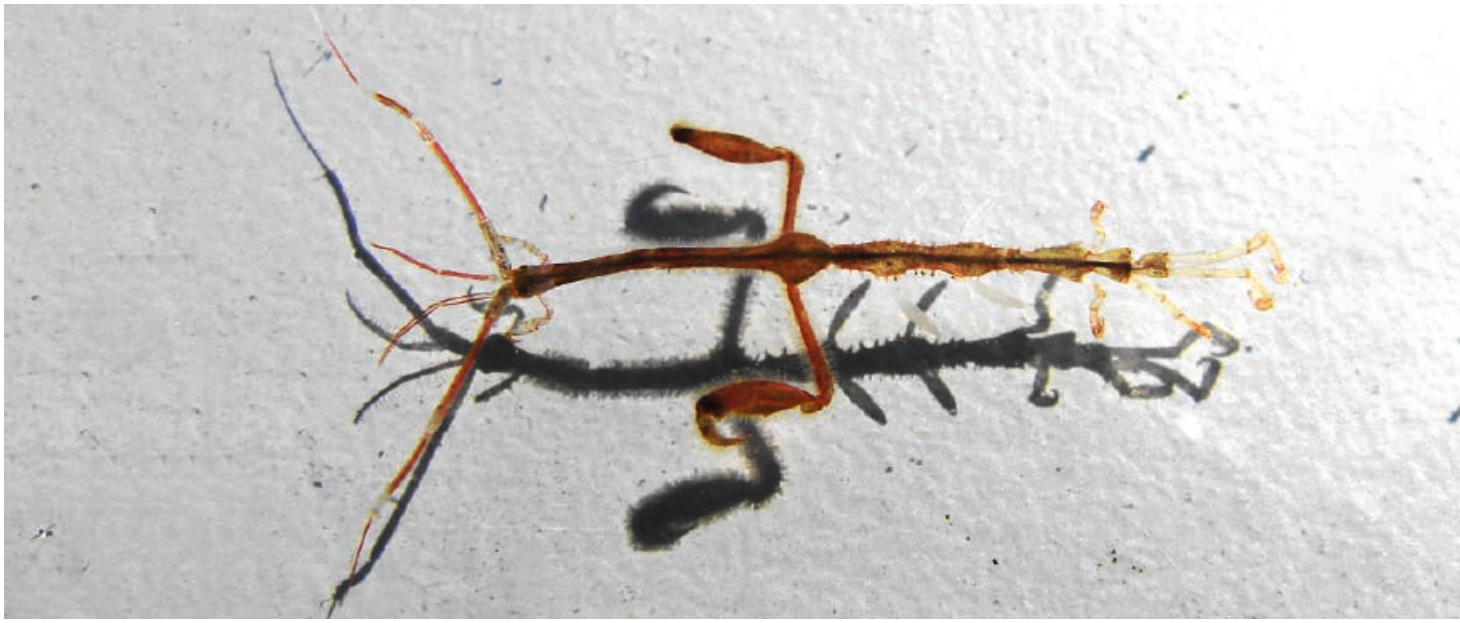
Während Schrey (2006) im Sommer 2005 *Caprella mutica* ausschließlich an künstlichen Hartsubstraten in Häfen entdeckte, ist der Gespensterkrebs nun auch in anthropogen weitgehend unbeeinflussten Biotopen zu finden. Im Sylter Wattenmeer besiedelt er inzwischen die Bestände des ebenfalls eingeschleppten Japanischen Beerentangs (*Sargassum muticum*) und andere Bewuchsorganismen wie Hydrozoenstöcke u. ä. (Fleckenstein 2011, Buschbaum und eigene Beob.).

Auswirkungen und invasives Potential:
Aufgrund ihrer Körpergröße kann *Caprella mutica* sich zu einer starken Konkurrenz für die heimische *Caprella linearis* entwickeln. Nach Schrey (2006) haben Laborversuche gezeigt, dass bei Anwesenheit beider Arten an künstlichem Substrat die eingeschleppte Caprellide die kleinere, heimische Spezies verdrängte und *C. linearis* sich insgesamt als empfindlicher gegenüber veränderten Umweltfaktoren erwies.
In den Häfen der deutschen Nordseeküste bildet *Caprella mutica* z. T. Massenvorkommen, deren Auswirkungen bislang weder bekannt noch genauer untersucht sind.
Cook et al. (2007) schließen bei hohen Dichten von *C. mutica* einen erheblichen Einfluss auf benthische Gemeinschaften nicht aus, führen dies aber nicht näher aus. Für Miesmuschel-Aquakulturen führen Almón et al. (2014) an, dass eine massive Besiedlung von Larvenkollektoren durch *Caprella* die angesiedelte Muschelsaat beeinträchtigen könnte.

Der Gespensterkrebs hat sich innerhalb eines Jahrzehntes in nordeuropäischen Häfen ausgebreitet und etabliert. Cook et al. (2007) erwarten zunehmend Nachweise von französischen und spanischen Küsten sowie eine Besiedlung nordost-atlantischer Inseln.
Die Abwesenheit der Art im Mittelmeer führen die Autoren auf die hohen sommerlichen Wassertemperaturen zurück.
Offenbar verfügt der Gespensterkrebs über ein erhebliches invasives Potential, und die weitere Entwicklung muss beobachtet werden.

Noch Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Almón et al. 2014, Ashton et al. 2008, Boets et al. 2012, Buschbaum & Gutow 2005, Cook et al. 2007, Daneliya & Laakkonen 2012, Fleckenstein 2011, Gittenberger et al. 2010, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2010-2013, Platvoet et al. 1995, Schrey 2006, Schückel et al. 2010, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 18.03.2013)
www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005



Starke Beborstung des Vorderkörpers, inbesondere bei den Männchen, und stachelige Rücken-Fortsätze sind Merkmale des Gespensterkrebses *Caprella mutica*. Größe bis zu 50 mm. (Foto: K. Reise)

Chelicorophium (Corophium) curvispinum (G.O. Sars, 1895)

Der Amphipode *Chelicorophium curvispinum* kommt im Süßwasser von Flüssen, Seen und Kanälen vor, kann aber vereinzelt in ästuarine Brackwassergebiete vordringen (Unterelbe, Oderhaff, Warnowästuar). Der aus dem ponto-kaspischen Raum stammende Krebs besiedelt z. T. mit Massenvorkommen die großen Flüsse Deutschlands (Rhein, Donau u. a.), wo seine Wohnröhren dann einen dichten Überzug auf Muscheln, Holz, Pflanzenteilen etc. bilden. Im Brackwasser bleiben die Bestandsdichten dagegen gering.

Syn.: *Corophium curvispinum* Sars, 1895

Deutscher Name: Süßwasser-Röhrenkrebs
Englischer Name: Caspian mud shrimp

Status: nicht-heimische Art, etabliert in Binnengewässern, im Elbästuar (Nehring & Leuchs 1999a) sowie in der Oder- und Warnowmündung (Zettler & Röhner 2004)

Lebensraum: Süß- bis schwach brackiges Wasser

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum; eingeschleppt auch in die Großen Seen (USA und Kanada)

Vektor: durch Migration entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen (Tittizer et al. 2000) sowie vermutlich auch durch den Transport im Aufwuchs und Ballastwasser von Schiffen (Nehring & Leuchs 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1990 im Brackwasser der Unterelbe (Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: 1932 im Stettiner Haff (Neuhaus 1933)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Chelicorophium curvispinum wanderte zu Beginn des 20. Jh. aus dem ponto-kaspischen Raum nach Mitteleuropa ein. Die erste Invasion erfolgte entlang des sog. ‚central migration corridor' über Dnjeper, Pripjet, Weichsel und Warthe. Der älteste Nachweis in deutschen Gewässern stammt aus dem Müggelsee bei Berlin von 1912 (Nehring & Leuchs 1999a, Tittizer et al. 2000). Nachfolgend breitete sich der Amphipode über norddeutsche Kanäle weiter aus und erreichte 1987 schließlich den Rhein, wo eine explosionsartige Vermehrung erfolgte (Tittizer 1997). Gleichzeitig wanderte eine zweite Welle die Donau stromaufwärts, und 1959 wurden erste Individuen im deutschen Abschnitt des Flusses gefunden. Nach Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 vermischten sich beide Populationen (Tittizer 1997, www.frammandearter.se). Inzwischen ist *C. curvispinum* in Deutschland in nahezu allen Bundeswasserstrassen, vor allem in Rhein und Donau, verbreitet (Tittizer et al. 2000).
Gelegentlich dringt die Art entlang der Flüsse in ästuarine Brackgewässer ein. In der Elbe bei Harburg wurde *C. curvispinum* erstmals um 1920 im limnischen Abschnitt der Tideelbe gefunden und 1990 dann auch im Brackwasserbereich der Unterelbe (Nehring & Leuchs 1999a). Die Autoren vermuten, dass er sich hier mit geringer Dichte etablieren konnte und möglicherweise die Elbe weiter hinab wandern wird.
Im Ostseeraum findet Neuhaus (1933) den Amphipoden schon 1932 im gesamten Oderästuar in teilweise hohen Dichten und erwähnt, dass diese Art 1915 bei Untersuchungen noch nicht vorhanden war. Die Verbreitung reicht bis in die oligohalinen Bereiche des Peenestromes, und in Swinemünde werden einzelne Exemplare an den steinernen Leitdämmen, die in die Ostsee hinausführen, gefunden. Gegenwärtig wird das Vorkommen im Oderästuar sowohl von polnischer (Gruszka 1999), als auch von deutscher Seite (Zettler 2008, Zettler & Röhner 2004) bestätigt. Zusätzlich geben die Autoren ein Vorkommen für den ausgesüßten Bereich des Warnowästuars an.

Obwohl in vielen mitteleuropäischen Süßgewässern stark verbreitet, dringt die Art kaum in Brackwasserbereiche vor. Wolff (2005) gibt für die Niederlande nur ein gelegentliches Vorkommen in oligohalinen Gewässern an, und für das Rheindeltagebiet bescheinigen Faasse & van Moorsel (2000) dem Amphipoden im Süßwasser zu bleiben. An der belgische Küste kommt er offenbar nicht vor (Boets et al. 2012, Kerckhof et al. 2007). In England wurde *C. curvispinum* erstmals 1935 im Süßwasser gefunden und seine Einschleppung mit Schiffen aus der Ostsee oder dem Schwarzen Meer diskutiert (Crawford 1935). Im marinen Bereich scheint er in Großbritannien nicht aufzutreten (Eno et al. 1997).

Obwohl es Hinweise auf Vorkommen im dänischen Kattegat und in der Beltsee gibt (etwa bei www.frammandearter.se), erscheint die Art nicht bei Jensen & Knudsen (2005) in ihrer Zusammenstellung eingeschleppter mariner Benthosorganismen in dänischen Gewässern. Diesbezügliche Literatur wurde auch nicht gefunden.

Für Schweden wird die Art lediglich auf einer ‚Alertlist' für erwartete Einwanderer geführt (www.frammandearter.se).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Zettler & Röhner 2004)
Polen (Gruszka 1999)
Litauen (Kurisches Haff; Baltic Sea Alien Species Database)
Estland (Herkül et al. 2009)
Russland (Herkül et al. 2009)

Zur Biologie und Ökologie:
Chelicorophium curvispinum ist ein Süßwasser-Amphipode, der wegen seiner Salztoleranz (Tittizer 1997) (nach www.frammandearter.se bis zu 6 psu) gelegentlich auch in ästuarine Brackwassergebiete vordringt. Die Tiere können bis zu 9 mm Länge erreichen und die Männchen haben, wie alle *Corophium*-Arten, auffällig große 2. Antennen. Die Krebse leben bevorzugt in strömungsberuhigten Zonen, wo sie Schlickröhren an Hartsubstraten wie Muscheln, Holz, untergetauchten Teilen von Pflanzen etc. bauen (Tittizer 1997), die bei hohen Populationsdichten die Substrate vollständig überziehen. Häufig bilden ihre Wohnröhren ein dichtes Geflecht auf Schalen der ebenfalls eingeschleppten Muschel *Dreissena polymorpha* (Grabowski et al. 2007a). Als Filtrierer ernährt sich *C. curvispinum* von Algen, Plankton und Detritus und ist durch seine Reproduktionsfähigkeit von bis zu 3 Generationen im Jahr ausgesprochen konkurrenzstark (Tittizer et al. 2000). Die Art gilt als relativ unempfindlich gegenüber Gewässerverschmutzung (www.frammandearter.se).

Nach anfänglich explosionsartiger Ausbreitung in einigen deutschen Flüssen (Rhein, Donau), pendelten sich die Dichten in der Folge auf einem niedrigeren Niveau ein (Tittizer 1997).
Im oligohalinen Brackwasser von Flussästuaren siedelt *C. curvispinum* nur in geringen Dichten.

Auswirkungen und invasives Potential:
Der Amphipode hat sich in mitteleuropäischen Binnengewässern schnell ausgebreitet und bildet teilweise Massenvorkommen mit bis zu mehreren Hunderttausend Ind. m^{-2} (Tittizer 1997, Tittizer et al. 2000). Da er im Wesentlichen eine limnische Form ist, die gelegentlich im Brackwasser mit reduzierter Populationsstärke auftritt, ist für die Küstengewässer mit keinen gravierenden negativen Folgen zu rechnen. Im Oderhaff sanken die Abundanzen mit Auftreten weiterer eingeschleppter Amphipoden (*Dikerogammarus* spp.) drastisch ab (Zettler 2008). Anders verhält es sich im Süßwasser bei extrem hohen Dichten, wenn ein Geflecht aus Wohnröhren andere Organismen überzieht. Als dominante Art kann der Amphipode dann auch in Raum- und Nahrungskonkurrenz zu anderen Benthostieren treten (www.frammandearter.se). Daher wird die Art als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species, sensu CBD 2000) kategorisiert (Gollasch & Nehring 2006). Auf der anderen Seite zählt *C. curvispinum* zu den wichtigsten Nahrungsquellen für Fische (Neuhaus 1933, Tittizer 1997).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen) für Küstengewässer

Literatur: Boets et al. 2012, Crawford 1935, Eno et al. 1997, Faasse & van Moorsel 2000, Gollasch & Nehring 2006, Grabowski et al. 2007a, Gruszka 1999, Herkül et al. 2009, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Nehring & Leuchs 1999a, Neuhaus 1933, Tittizer 1997, Tittizer et al. 2000, Wolff 2005, Zettler 2008, Zettler & Röhner 2004
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)
http://www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, 25.10.2010)

Cryptorchestia (Orchestia) cavimana (Heller, 1865)

***Cryptorchestia cavimana* ist ein semiterrestrischer Amphipode, der in Ufernähe von oligohalinen Gewässern lebt, wo er sich im Strandanwurf, unter Steinen oder in geeignetem Untergrund verbirgt. Neben Fundorten aus dem Binnnenland ist er von der deutschen Küste aus dem Oderhaff bekannt. An der Nordseeküste dringt er bis an die Brackwassergrenze der Flussästuare vor.**

Syn.: *Orchestia cavimana*

Deutscher Name: Süßwasser-Strandfloh
Englischer Name: (sand hopper – dies ist aber ein Sammelname für Talitriden)

Status: nicht-heimische Art, etabliert (überwiegend an Flüssen und Kanälen)

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser, semiterrestrisch

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer und ost-mediterraner Raum (Kinzelbach 1972)

Vektor: vermutlich mit festem Schiffsballast. Weitere Ausbreitung wahrscheinlich auf Driftalgen und evtl. mit Wasservögeln (Herkül et al. 2006, Kinzelbach 1972)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1965 im oligohalinen Brackwasser der Unterweser bei Elsfleth (Klein 1969)
Ostsee: 1920 im Oderhaff (Herold 1925)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Cryptorchestia cavimana ist in Europa weit verbreitet. Über ihre Herkunft aus dem ponto-kaspischen Raum herrscht weitgehende Einigkeit (Kinzelbach 1972). Vermutlich wurde die Art aus dem östlichen Mittelmeerraum in das west-mediterrane Gebiet und in französische Flusssysteme eingeschleppt. Wie sie nach Nordwest-Europa in den Niederrhein gelangte, ist unbekannt. 1878 wurde der Amphipode erstmals in einem Garten im holländischen Zaltbommel nahe des Flusses Waal gefunden (die Angabe des Ortes Tiel bei Kinzelbach 1972 ist nach Wolff 2005 falsch), von wo aus er sich in das gesamte Rhein-Maas-Schelde-Delta ausbreitete (Kinzelbach 1972). Heutzutage ist er an Ufern brackiger und limnischer Gewässer in den Niederlanden stellenweise zahlreich (Wolff 2005). Auch in Belgien vermutet Wouters (2002) eine relativ weite Verbreitung ungefähr seit 1900. Für 1945 werden neben Standorten im Binnenland auch Funde an der Küste (Oostenden und Nieuwpoort) angegeben.
Für Großbritannien geben Curry et al. (1972) und Lincoln (1979) Vorkommen an Binnengewässern an.

In Norddeutschland stammen erste Nachweise aus den 1920er Jahren überwiegend von Binnengewässern wie der Außenalster bei Hamburg und der Saale, einem Nebenfluss der Elbe. Aber auch im westlichen und östlichen Oderhaff wird (*Crypt-*)*Orchestia cavimana* schon 1920 gefunden (Herold 1925). Wie der Amphipode die Odermündung erreichte ist unklar. Kinzelbach (1972) hält eine Verbreitung aus der Saale über die Elbe, Berliner Seen und letztlich in die Oder theoretisch für möglich. An der deutschen Ostseeküste ist *C. cavimana* zur Zeit von verschiedenen Stellen bekannt (Achterwasser, Kleines Haff, Breitling bei Rostock) (Lackschewitz et al. 2010, Zettler 1998, 1999).

Aus unmittelbar marinem Milieu sind keine Funde dokumentiert. Klein (1969) fand den Amphipoden 1965 bei Elsfleth an der oligohalinen Unterweser im Strandanwurf. Witt & Krumwiede (2006) geben seine Verbreitung noch etwas weiter stromabwärts in brackigen Vorlandgewässern des mesohalinen Abschnitts an, wohingegen der polyhaline Bereich der Weser nicht mehr genutzt wird. Den Hartog (1963) führt dies auf zunehmende Konkurrenz durch *Orchestia gamarella* im stärker salzhaltigen Milieu zurück. Post & Landmann (1994) stellen Vorkommen von (*Crypt-*)*Orchestia cavimana* im Brack- und Süßwasser bei Emden fest. Neben anderen Vorkommen aus dem Binnenland (Müller & Peschel 2007, Tittizer et al. 2000) beschreibt Bracht (1980 in Tittizer et al. 2000) für Nordwest-Deutschland eine weite Verbreitung entlang von Flüssen und Kanälen.

In Polen besiedelt *C. cavimana* das Frische Haff und die Küste, dringt aber nicht weiter flussaufwärts in die Weichsel ein (Konopacka et al. 2009). Spicer & Janas (2006) geben den Fund eines Exemplars in der Danziger Bucht an. Auf der estnischen Insel Saaremaa wurde (*Crypt-*)*Orchestia cavimana* erstmals 1999 gefunden und breitete sich nachfolgend, vermutlich über driftende Algen, an der Küste aus (Herkül et al. 2006).

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (Boets et al. 2012, Kinzelbach 1972, Wouters 2002)
Niederlande (Den Hartog 1963, Kinzelbach 1972, Wolff 2005)
Deutschland (Klein 1969, Witt & Krumwiede 2006)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Kinzelbach 1972, Zettler 1998, 1999)
Polen (Konopacka et al. 2009)
Estland (Herkül et al. 2006)

Zur Biologie und Ökologie:
C. cavimana kommt als Destruent von Pflanzenmaterial und Reduzent organischer Abwässer semiterrestrisch im Strandanwurf der Küste vor (Herkül et al. 2006), auf Kiesbänken und schlickigem Sediment an Binnengewässern oder unter Steinen und sogar unter Kuhmist. In geeigneten Böden leben die Tiere in Tunnelsystemen, von denen aus sie nachtaktiv agieren (Curry et al. 1972). Die Art ist überwiegend unabhängig vom Wasser und kann sich vergleichsweise weit davon entfernen (Den Hartog 1963, Kinzelbach 1972). Zwar sind die Tiere durchaus schwimmfähig, halten sich aber in der Regel nicht im Wasser auf. Obwohl eine Verbreitung im ponto-kaspischen und ost-mediterranen Raum auch an stark salzhaltigen Gewässern bekannt ist, besiedelt die Art in Nordwest-Europa limnische bis brackige Lebensräume (Kinzelbach 1972), und Den Hartog (1963) gibt als Grenzwert etwa 2 psu an. Nach Den Hartog (1963) und Kinzelbach (1972) reagiert der Amphipode empfindlich auf Gewässerverunreinigung durch industrielle Einleitungen, während organische Abfälle keinen negativen Einfluss haben.
Als semiterrestrischer Organismus wird *C. cavimana* bei benthosbiologischen Untersuchungen häufig nicht erfasst (Tittizer et al. 2000). Wie auch die anderen Arten dieser Krebsgruppe kann *C. cavimana* mehr oder minder unabhängig vom Wasser leben, trotzdem sieht Den Hartog (1963) keinen Grund, den Flohkrebs als terrestrisch einzustufen.

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Boets et al. 2012, Curry et al. 1972, Den Hartog 1963, Herkül et al. 2006, Herold 1925, Kinzelbach 1972, Klein 1969, Konopacka et al. 2009, Lackschewitz et al. 2010, Lincoln 1979, Müller & Peschel 2007, Post & Landmann 1994, Spicer & Janas 2006, Tittizer et al. 2000, Witt & Krumwiede 2006, Wolff 2005, Wouters 2002, Zettler 1998, 1999

Dikerogammarus haemobaphes (Eichwald, 1841)

***Dikerogammarus haemobaphes* ist ein ponto-kaspischer Amphipode aus dem Süßwasser, der im Oderhaff sein momentan einziges Vorkommen in deutschen Küstengewässern hat. Seine Einwanderung und Ausbreitung entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen fand in den 1990er Jahren sowohl im Süden über die Donau, als auch im Osten über polnische Flüsse statt. Da er im Wesentlichen im Süßwasser vorkommt, sind keine Auswirkungen auf Küstenökosysteme zu erwarten.**

Syn.: -

Deutscher Name: Kleiner Höckerflohkrebs
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Oderhaff)

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum (Grabowski et al. 2007a)

Vektor: durch Migration und Schiffstransporte entlang von Flüssen und künstlichen Wasserwegen sowohl über den ‚southern invasion corridor', als auch über den ‚central invasion corridor' (Bij de Vaate et al. 2002, Grabowski et al. 2007a, Tittizer et al. 2000, Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 2005 im Oderhaff (Zettler 2008)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der Amphipode gilt als euryök, und schon in den 1960er Jahren war seine Ausbreitung auch außerhalb des ponto-kaspischen Raumes vorausgesagt worden (Bij de Vaate et al. 2002).

1976 wurde *D. haemobaphis* im deutschen Abschnitt der Donau nachgewiesen und kam bereits 1993, ein Jahr nach Öffnung des Main-Donau-Kanals, dort vor. Vermutlich war der Krebs damit das erste Neozoon, das über

diesen Weg (‚southern migration corridor') in den Rhein gelangte (Tittizer et al. 2000). Im Laufe der 1990er Jahre eroberte der Amphipode den Main und Rhein (Schöll et al. 1995), jedoch scheint er die niederländische Nordseeküste nicht erreicht zu haben (Wolff 2005). Das Verteilungsmuster im Rhein legt dabei eine Verbreitung mit Schiffen nahe (Tittizer et al. 2000). Eine Einwanderung in salzhaltigere Küstengewässer der Nordsee ist aufgrund seiner Präferenz für limnische Fließgewässer (Grabowski et al. 2006) unwahrscheinlich.

Die Einwanderung an die deutsche Ostseeküste erfolgte dagegen durch den ‚central migration corridor', über osteuropäische Flüsse und Kanäle bis in die Oder (Bij de Vaate et al. 2002, Grabowski et al. 2007a). Ende der 1990er Jahre wurde *D. haemobaphes* im oberen und mittleren Abschnitt sowie im südlichen Oderästuar angetroffen (Müller et al. 2001, Wawrzyniak- Wydrowska & Gruska 2005). Zettler (2008) nennt 2004 als Datum eines Erstnachweises im polnischen Teil des Oderhaffs und 2005 für den deutschen Bereich.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Vorkommen nur in den Binnengewässern von Nordseeanrainer-Staaten

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Polen (Grabowski et al. 2007a)
Deutschland (Zettler 2008)

Zur Biologie und Ökologie:
Dikerogammarus haemobaphes ist besonders im vorderen Bereich rötlich gefärbt und erreicht eine Körpergröße von 18 mm (Müller & Peschel 2007). Er siedelt im Uferbereich der Gewässer bevorzugt an der Unterseite von Steinen, zwischen Algen und anderen biogenen Strukturen (Müller et al. 2001) und ernährt sich räuberisch von anderen Kleinlebewesen, einschließlich anderer Amphipoden. Die Reproduktion findet von April bis Oktober statt (Bącela et al. 2009).
Obwohl die Art als euryök und salztolerant bis zu 8 psu beschrieben wurde, finden Grabowski et al. (2006) den Amphipoden im Frischen Haff nur in den am stärksten ausgesüßten Abschnitten und nicht über 1,5 psu.

Auswirkungen und invasives Potential:
Seine frühe Geschlechtsreife, hohe Fruchtbarkeit und kurzen Generationszeiten machen den Amphipoden zu einem erfolgreichen Neuankömmling in Gewässern (Bącela et al. 2009). Trotzdem konstatieren Tittizer et al. (2000), dass die Bestandszahlen von *Dikerogammarus haemobaphes*, keine 10 Jahre nach seinem Erscheinen in Main und Donau, wieder rückläufig sind, möglicherweise ist dies auch eine Folge der Ausbreitung der größeren Schwesterart *D. villosus*. Zettler (2008) gibt für das Oderhaff an, dass die *Dikerogammarus*-Arten zwar die Abundanzen des ebenfalls eingeschleppten *Chelicorophium curvispinum* dezimieren, die heimischen Arten aber offenbar nicht verdrängt haben. Da die *Dikerogammarus*-Arten kaum bis in das Brackwasser vordringen, sind gravierende Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften in Küstengewässern unwahrscheinlich.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bącela et al. 2009, Bij de Vaate et al. 2002, Grabowski et al. 2006, Grabowski et al. 2007a, Müller & Peschel 2007, Müller et al. 2001, Schöll et al. 1995, Tittizer et al. 2000, Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005, Zettler 2008

Dikerogammarus villosus (Sowinski, 1894)

***Dikerogammarus villosus* ist ein großer omnivorer Süßwasser-Amphipode aus dem ponto-kaspischen Raum. Für deutsche Binnengewässer erstmals 1992 in der Donau nachgewiesen, breitete er sich schnell in allen großen Flüssen aus und dominiert vielerorts die Gammaridenfauna, die er häufig räuberisch dezimiert. Ab 2002 wird er im polnischen Gebiet des Oderhaffs nachgewiesen und seit 2005 auch im deutschen Teil. In den Flussästuaren zur Nordsee scheint er sich bisher nicht etabliert zu haben. Aufgrund seines geringen Vorkommens in Küstengewässern sind schwerwiegende Auswirkungen auf marine Lebensgemeinschaften kaum zu befürchten.**

Syn.: -

Deutscher Name: Großer Höckerflohkrebs
Englischer Name: Killer shrimp

Status: nicht-heimische Art, etabliert im Süßwasser (und Oderhaff) (Zettler 2008)

Lebensraum: Süßwasser (bis oligohalines Brackwasser)

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum

Vektor: Verbreitung in Schiffsaufwuchs und Ballastwasser sowie durch Migration entlang von Flüssen und künstlich geschaffenen Wasserwegen. Müller et al. (2001) gehen von einer primären Verbreitung mit Schiffen aus, da sich die Vorkommen in der Oder schwerpunktmäßig in der Nähe von Häfen befinden.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee Sept. 2012 in Brunsbüttel (Lackschewitz et al. 2012)
Ostsee: Jan. 2005 im Oderhaff (Zettler 2008 und Zettler pers. Mitt. Nov. 2012)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Dikerogammarus villosus erreichte deutsche Gewässer über den ‚southern migration corridor' (Bij de Vaate et al. 2002). Erstmals wurde er 1991 im deutschen Abschnitt der Donau gefunden (Tittizer et al. 2000). Nach Öffnung des Main-Donau-Kanals 1992 breitete er sich in Main und Rhein und weiter ostwärts über Mittelland-Kanal, Weser, Elbe und Havel-Spree-System aus und gelangte schließlich bis in die Oder (Grabowski et al. 2007a), wo er 1999 nachgewiesen wurde (Müller et al. 2001).

Inzwischen kommt der Amphipode in zahlreichen großen Flüssen und Seen Mitteleuropas vor (Pöckl 2009).

Allerdings scheint sich die Verbreitung i. Allg. nicht bis in die Brackwasser-Ästuare zur Nordsee zu erstrecken. Krieg (2002) stellt in der Elbe *Dikerogammarus villosus* nur bis in die limnische Tideelbe bei Zollenspieker fest und bezeichnet die Brackwasserzone der Unterelbe als Barriere (www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/02Amph.pdf). 2012 wurde die Art auch in Brunsbüttel an der Schleuse in den Nord-Ostsee-Kanal gefunden, wo die Salinität durch den Einfluss der Elbe stark schwanken kann (Lackschewitz et al. 2012). Inwieweit sich der Amphipode dort etablieren kann bleibt abzuwarten.

Noch im Jahr 2000 war *Dikerogammarus villosus* im oligohalinen Brackwasser des Oderhaffs nicht nachzuweisen (Müller et al. 2001), mit seiner baldigen Einwanderung wurde aber gerechnet. Schon zwei Jahre später, 2002, siedelte er an der Eintrittsstelle der Oder ins Haff (Gruszka & Woźniczka 2008), und die Autoren dokumentieren seine Ausbreitung bis zum Jahr 2004 innerhalb des polnischen Teils.

Im Januar 2005 wurde *D. villosus* erstmals von Mitarbeitern des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) auch im deutschen Abschnitt des Haffs gefunden (Zettler pers. Mitt. Nov. 2012), und ab Mitte 2005 stellt Zettler (2008) zunehmende Abundanzen im westlichen deutschen Bereich des Oderhaffs (Kleines Haff) fest.

Inzwischen wird eine zweite Ausbreitungswelle nach Polen über den ‚central migration corridor' (Grabowski et al. 2007a) beobachtet. Nach der Entdeckung von *D. villosus* im Bug 2003, war der Krebs bis 2007 bereits bis zur Weichsel vorgedrungen (Bącela et al. 2008), so dass ein Erreichen der Oder aus östlicher Richtung eine Frage der Zeit zu sein scheint.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Brunsbüttel, nahe der Einfahrt in den Nord-Ostsee-Kanal, Lackschewitz et al. 2012)
(*D. villosus* kommt im Süßwasser vieler Anrainerstaaten vor, Nachweise aus Küstengewässern dieser Länder wurden aber nicht gefunden.)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Zettler 2008)
Polen (Gruszka & Woźniczka 2008)

Zur Biologie und Ökologie:
Dikerogammarus villosus ist ein großer, 2-3 cm langer omnivorer Süßwasser-Amphipode mit extrem aggressivem Verhalten (nach www.frammandearter.se gelegentlich auch als ‚freshwater jaws' bezeichnet). Die Krebse fressen nahezu alles Erreichbare, machen auch vor Kannibalismus nicht halt (Platvoet et al. 2009) und sind damit in der Lage, innerhalb kurzer Zeit die heimische Amphipodenfauna zu dezimieren und zur dominanten Art zu werden, insbesondere wenn die Population in Ausbreitung begriffen ist (Pöckl 2009). Die Populationen bestehen größtenteils aus Weibchen, die bereits nach 4-8 Wochen geschlechtsreif sind (DAISIE Datenbank) und sich 9 bis 10 Monate des Jahres fortpflanzen können (Pöckl 2009). Die Tiere adaptieren sich schnell an gegebene Umweltbedingungen und besiedeln in strömungsberuhigten Uferzonen Steine und biogene Substrate (Müller et al. 2001). Zwar gilt *Dikerogammarus villosus* als euryhaline Süßwasserart (Jażdżewski et al. 2005), die Salinitäten zwischen 0 und 10 psu (DAISIE: 12 psu) toleriert und Temperaturen um 20 °C bevorzugt, jedoch sind Nachweise aus dem Brackwasser selten.

Auswirkungen und invasives Potential:
Bei *Dikerogammarus villosus* handelt es sich um einen konkurrenzstarken Amphipoden mit hohem invasiven Potential, der als IAS (invasive alien species which threatens ecosystems, habitats or native species (sensu CBD 2000)) klassifiziert wird. Innerhalb von 10 Jahren breitete er sich in weiten Teilen Mitteleuropas aus und war in manchen Wasserstrassen der dominante, z. T. sogar einzige Gammaride (Müller et al. 2001). Insbesondere den ebenfalls eingeschleppten *Chelicorophium curvispinum* kann er räuberisch stark dezimieren (Krieg 2002, Zettler 2008). Für das Oderhaff stellt Zettler (2008) fest, dass sich die Amphipodenfauna durch eingewanderte Flohkrebse (u. a. *Dikerogammarus villosus*) verändert, jedoch die heimischen Arten nicht komplett verdrängt werden.
In den Küstengewässern der Nordsee kommt *Dikerogammarus villosus* dagegen so gut wie nicht vor.

Nach www.frammandearter.se stehen die Krebse im Verdacht, möglicherweise auch Zwischenwirte für parasitische Acanthocephala zu sein.

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Bącela et al. 2008, Bij de Vaate et al. 2002, Grabowski et al. 2007a, Gruszka & Woźniczka 2008, Jażdżewski et al. 2005, Lackschewitz et al. 2012, Müller et al. 2001, Platvoet et al. 2009, Pöckl 2009, Tittizer et al. 2000, Zettler 2008
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE Datenbank, Devin & Beisel, 16.11.2006)
Krieg (2002) in www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/02Amph.pdf

Der ponto-kaspische Flohkrebs *Dikerogammarus villosus* (hier fixiertes Material) besiedelt überwiegend das Süßwasser, dringt aber stellenweise bis ins oligohaline Brackwasser vor. Länge bis 30 mm. (Foto: D. Lackschewitz)

Gammarus tigrinus Sexton, 1939

***Gammarus tigrinus* ist ein nordamerikanischer Amphipode, der zu Beginn der 1930er Jahre erstmals auf den britischen Inseln im Brackwasser auftauchte. In Deutschland wurde er 1957 absichtlich als Fischfutter ausgesetzt und erreichte im Weserästuar die Küste. Inzwischen ist er nicht nur im Süßwasser weit verbreitet, sondern auch in den Küstengewässern der Nord- und Ostsee. Die Art ist durch ihre Toleranz gegenüber Umweltbedingungen, schnelles Populationswachstum und räuberisches Verhalten sehr konkurrenzstark und führte teilweise zum Rückgang heimischer Gammaridenarten.**

Syn.: -

Deutscher Name: Gefleckter Flussflohkrebs, Getigerter Bachflohkrebs
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert im Süß- und Brackwasser

Lebensraum: Süß- und Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: Flussmündungen der nordamerikanischen Atlantikküste (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005) vom südlichen Labrador bis Florida (Grabowski et al. 2007a)

Vektor: gelangte vermutlich um 1930 im Ballastwasser von Schiffen auf die britischen Inseln (Nehring & Leuchs 1999a). Auf dem europäischen Festland wurde der Flohkrebs dagegen in den Niederlanden im IJsselmeer (Wolff 2005) und in den damals stark versalzten deutschen Flüssen Weser und Werra (Nehring & Leuchs 1999a) als Fischfutter ausgesetzt. Die weitere Ausbreitung erfolgte durch Migration, sicherlich unterstützt durch Schiffstransporte.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1965 im Weserästuar (Klein 1969)
Ostsee: 1975 in der Schlei (Bulnheim 1976)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In Europa wurde *Gammarus tigrinus* erstmals 1931 auf den britischen Inseln in brackigen Binnengewässern nachgewiesen, und schon damals wurde eine transatlantische Passage im Ballastwasser vermutet (Hynes 1955). Offenbar ist der Amphipode mehrfach nach Europa eingeschleppt worden (Jensen 2010f).

In Deutschland wurden 1957 etwa 1000 Tiere aus einer britischen Population in der Werra ausgesetzt (Schmitz 1960), deren Amphipodenfauna aufgrund der starken Versalzung durch Kaliabwässer erheblich dezimiert war (Tittizer et al. 2000). In den folgenden Jahren breitete *Gammarus tigrinus* sich sowohl in Kanälen, als auch in der Weser aus und erreichte schließlich 1965 im Weser-Ästuar die Küste (Klein 1969). Anfang der 1980er Jahre wurde er in der Elbe bei Geesthacht erneut ausgesetzt (Nehring & Leuchs 1999a). Inzwischen ist der Gammaride in den brackigen Küstengewässern der Nordsee weit verbreitet und kommt im Nord-Ostsee Kanal vor (Lackschewitz et al. 2010).

Zeitgleich fand eine starke Ausbreitung in den Niederlanden vom IJsselmeer ausgehend statt, in dem der Amphipode 1960 für wissenschaftliche Versuche ausgesetzt worden war. Bis Anfang der 1990er Jahre hatte er neben den Binnengewässern auch nahezu die gesamte niederländische Festlandsküste erobert (Wolff 2005).

Im Einzugsbereich der deutschen Ostsee wurde er 1975 erstmals in der Schlei (bei Schleswig) gefunden (Bulnheim 1976), die er möglicherweise über den Nord-Ostsee-Kanal erreicht hatte (Daunys & Zettler 2006). Allerdings schließt Bulnheim (1976) auch eine gezielte Aussetzung nicht aus.

Im Osten wurden erste Individuen im polnischen Oderhaff nachträglich in Proben von 1988 und 1991 identifiziert (Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005) und 1992 tauchte *Gammarus tigrinus* dann auch auf deutschem Gebiet im nahen Peenestrom auf (Zettler 2008). Wie der Amphipode ins Oderhaff gelangte ist offenbar nicht bekannt, der Transport mit Schiffen ist naheliegend. Von dort ausgehend erfolgte in den 1990er Jahren eine stetige Ausbreitung westwärts entlang der Küste von Mecklenburg-Vorpommern (Zettler 1998).

An den Küsten der Ostsee-Anrainerstaaten ist *Gammarus tigrinus* weit verbreitet. In Polen besiedelt er Oderhaff (Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005), die Danziger Bucht (Puck Bay) (Szaniawska et al. 2003) und das Brackwasser der Weichselmündung (Grabowski et al. 2007a). Er kommt im litauischen Kurischen Haff (2004; Daunys & Zettler 2006) und an der Küste Lettlands (Strode et al. 2013) vor und hat den gesamten Finnischen Meerbusen erobert (Kotta et al. 2013). 2003 wurde er in Estland und im Süden Finnlands gefunden (Herkül et al. 2009) sowie 2005 im russischen Nevaästuar (Berezina 2007). Inzwi-

schen gibt die Internet-Datenbank www.frammandearter.se in ihrer schwedischen Fassung auch Vorkommen für die schwedische Küste in den Jahren 2010 und 2011 an.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (Boets et al. 2012, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Zettler 1998)
Polen (Grabowski et al. 2007a)
Litauen (Daunys & Zettler 2006)
Lettland (Strode et al. 2013)
Estland (Herkül et al. 2009)
Russland (Berezina 2007)
Finnland (Packalén et al. 2008)
Schweden (www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Gammarus tigrinus gilt als eine der erfolgreichsten invasiven Arten in europäischen Binnengewässern. Die Tiere sind zwischen 4 und 11 mm lang und von heller Farbe mit dunklen Streifen oder Flecken. Der benthische Amphipode besiedelt Flüsse und geschützte küstennahe, flache Brackgewässer. Im Gegensatz zum größeren *Dikerogammarus villosus* (s. o.), der bevorzugt an und unter Steinen lebt, konzentrieren sich die Tiere auf Sedimentböden. Er ernährt sich omnivor, wobei er auch ein erfolgreicher Räuber anderer Crustaceen ist. Er ist unempfindlich gegenüber Umweltveränderungen und Wasserverschmutzung und nicht zuletzt aufgrund seiner Reproduktionskapazität vielerorts der heimischen Amphipodenfauna überlegen. Seine Salinitätstoleranz reicht vom Süßwasser bis zu einem Salzgehalt von 25 psu, wodurch er in der Lage war, die stark versalzten Flüsse Weser und Werra zu besiedeln. Die Reproduktion von mindestens zwei Generationen jährlich findet das ganze Jahr über ab einer Temperatur von 5 °C statt, wodurch er einheimischen Arten, die sich nur bei niedrigeren Temperaturen fortpflanzen, überlegen ist. Im Süßwasser spielt er als Fischnahrung eine nicht unerhebliche Rolle.
(alle Angaben aus Grabowski et al. 2007a, Nehring & Leuchs 1999a, Packalén et al. 2008, Platvoet et al. 2009, Tittizer et al. 2000, www.frammandearter.se)

Auswirkungen und invasives Potential:
Gammarus tigrinus ist konkurrenzstark und in der Lage aufgrund oben genannter Eigenschaften sowohl einheimische als auch eingeschleppte Amphipoden ganz oder teilweise zu verdrängen. Dabei sind speziell heimische Gammariden-Arten betroffen (Grabowski et al. 2007a, Orav-Kotta et al. 2009, Packalén et al. 2008). In der Ostsee dominiert der Flohkrebs insbesondere in geschützten Ästuaren und flachen Küstengewässern die Amphipodenfauna, während er in exponierten Lagen und im tieferen, salzigeren Wasser seltener auftritt und in der Nordsee kaum eine Rolle spielt (Grabowski et al. 2007a, Packalén et al. 2008).
In den deutschen Binnengewässern gehen die Bestände inzwischen zurück, was neben der abnehmenden Salzbelastung der Flüsse auf die Einwanderung des pontokaspischen Gammariden *Dikerogammarus villosus* (Killer shrimp) in den 1990er Jahren zurückgeführt wird (Tittizer et al. 2000).

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Berezina 2007, Boets et al. 2012, Bulnheim 1976, Daunys & Zettler 2006, Grabowski et al. 2007a, Herkül et al. 2009, Hynes 1955, Jensen 2010f, Kerckhof et al. 2007, Klein 1969, Kotta et al. 2013, Lackschewitz et al. 2010, Nehring & Leuchs 1999a, Orav-Kotta et al. 2009, Packalén et al. 2008, Platvoet et al. 2009, Schmitz 1960, Strode et al. 2013, Szaniawska et al. 2003, Tittizer et al. 2000, Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005, Wolff 2005, Zettler 1998, 2008
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 26.04.2013, schwedisch)

Jassa marmorata Holmes, 1903

Jassa marmorata ist ein kosmopolitisch verbreiteter Amphipode, der nach Conlan (1990) aus dem Nordwest-Atlantik stammt und folglich von Gittenberger et al. (2010) als nicht-heimische Art bezeichnet wird. Die Verbreitungsgeschichte bzw. Einschleppung in die Nordsee ist kaum nachvollziehbar, da alle hier vorkommenden *Jassa*-Arten in der Vergangenheit unter dem Namen *Jassa falcata* synonymisiert worden waren (Conlan 1990, Beermann & Franke 2012).

Der hemisessile Flohkrebs ist in den Häfen der deutschen Nordseeküste verbreitet und teilweise sehr häufig. Erstmals wurde er **2010** auch in der Ostsee in der Mecklenburger Bucht entdeckt (Schüler et al. 2013). Er kann schnell und in hohen Abundanzen neue Lebensräume an anthropogen geschaffenen wie auch biogenen Substraten besiedeln, an denen er aus Feinpartikeln seine Röhren baut (Beermann & Franke 2012). In dänischen Offshore-Windparks wurden an den Sockeln der Anlagen z. B. die kleinen Krebse mit nahezu 1 Mio Ind. m^{-2} gefunden (http://www.vattenfall.dk/da/file/Benthic-Communities-at-Horns-7841598.pdf).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Beermann & Franke 2012, Conlan 1990, Gittenberger et al. 2010, Schüler et al. 2013

Der Marmorkrebs *Jassa marmorata* (fixiertes Material); Länge bis 10 mm. (Foto: D. Lackschewitz)

Melita nitida Smith, 1873

Der nordwest-atlantische Amphipode *Melita nitida* wurde **2008** und 2010 im Brackwasser des Nord-Ostsee Kanals bei Kiel entdeckt, wohin er möglicherweise im Ballastwasser oder im Bewuchs von Schiffen gelangt war (Reichert & Beermann 2011). Im September **2012** wurde er erstmals außerhalb des Kanals an Schwimmstegen in Cuxhaven gefunden (Lackschewitz et al. 2012).

Abgesehen von Vorkommen an der niederländischen Westerschelde, wo die Art 1998 erstmals für Europa nachgewiesen worden war (Faasse & Moorsel 2003) und einer Angabe aus dem belgischen Hafen Zeebrugge von 2009 (Boets et al. 2012) sind bisher keine weiteren Funde von *M. nitida* an Küsten der Nordsee bekannt.

Da die Art als tolerant gegenüber einem breiten Temperatur- und Salinitätsspektrum gilt, ist eine weitere Ausbreitung in Flussästuare der deutschen Nordsee und die Verbreitung in der Ostsee nicht auszuschließen. Inzwischen wurden erste Funde von der deutschen Ostseeküste aus Mecklenburg-Vorpommern gemeldet (pers. Mitt. Schanz 2014, Inst. f. angewandte Ökologie IfaÖ).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Boets et al. 2012, Faasse & Moorsel 2003, Lackschewitz et al. 2012, Reichert & Beermann 2011

Melita nitida besiedelt überwiegend brackige Gewässer (fixiertes Material). Länge bis 10 mm. (Foto: D. Lackschewitz)

Monocorophium (Corophium) sextonae (Crawford, 1937)

***Monocorophium sextonae (Corophium s.)* wurde seit den 1930er Jahren von verschiedenen nordwest-europäischen Küsten gemeldet. In der deutschen Nordsee tauchte er 1997 im Hafen von List (Sylt) auf und wird vereinzelt im flachen Sublitoral, aber auch in der tieferen Nordsee gefunden. In welchem Umfang die Art an der deutschen Nordseeküste etabliert ist, ist unklar.**

Syn.: *Corophium sextonae* Crawford, 1937

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: kryptogen; sehr wahrscheinlich etabliert in der deutschen Nordsee

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: möglicherweise Neuseeland, von wo erste Nachweise ab 1921 kamen, letztendlich ist der Ursprung aber unbekannt (Wolff 2005). Umgekehrt gibt es auch die Vermutung, dass es sich um eine nordatlantische Art handelt, die nach Neuseeland eingeschleppt wurde (Jensen 2010g, Nehring & Leuchs 1999a).

Vektor: unbekannt, vermutlich mit Schiffen; eine Weiterverbreitung ist auch durch Strömungen und/oder mit Austerntransporten denkbar (Nehring & Leuchs 1999a)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee Aug. 1997 in List/Sylt (Reise pers. Mitt. nach Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Monocorophium sextonae wurde in europäischen Gewässern erstmals 1934 in Plymouth (Südengland) festgestellt (Wolff 2005). Da die Art bei früheren Probenahmen (1895-1911) fehlte, vermutete man, dass es sich um einen eingeschleppten Organismus handelte mit Neuseeland als Ursprungsgebiet (Eno et al. 1997, Jensen 2010g). Nach Wolff (2005) ist der einzige Grund für diese Annahme, dass der Amphipode dort schon vor 1921 bekannt war. In Nordeuropa sind neben Vorkommen von den britischen Inseln auch solche aus Frankreich, Belgien, den Niederlanden, Deutschland und von der norwegischen Skagerrakküste bekannt (Jensen 2010g). Lincoln (1979) gibt die Verbreitung für die gesamte europäische Atlantikküste bis ins Mittelmeer an. (Nach Jensen 2010g ist der Amphipode im Mittelmeer häufig.) In den Niederlanden wurde *Monocorophium sextonae* erstmalig 1952 gefunden. Heutzutage gilt die Art dort als etabliert, kommt in der Ooster- und Westerschelde vor (Faasse & van Moorsel 2000) und ist lokal häufig (Wolff 2005). Auch in Belgien hat sich der Amphipode vor dem Jahr 2000 angesiedelt (Kerckhof et al. 2007). In deutschen Küstengewässern fand man *Monocorophium* 1997 im Hafen von List/Sylt (Reise pers. Mitt. nach Nehring & Leuchs 1999a), wohin er möglicherweise mit Freizeitschiffen oder Austerntransporten gelangt war. Dort wurde er allerdings in den folgenden Jahren nicht mehr angetroffen und die rezente Verbreitung ist unklar. Vereinzelt erscheint er jedoch in sublitoralen Proben aus der Nordsee, z.B. in den Gewässern um Sylt (Wasmund et al. 2012, Armonies, pers. Mitt. 2013). An dänischen oder schwedischen Küsten ist die Art unbekannt (Jensen 2010g, Jensen & Knudsen 2005, www.frammandearter.se). Die Originalquelle für den Nachweis von der norwegischen Küste (1985) ist ein Bericht einer schwedischen Umweltschutz-Behörde, der nicht eingesehen werden konnte.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997)
Belgien (Boets et al. 2012, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Faasse & van Moorsel 2000, Wolff 2005)
Deutschland (Nehring & Leuchs 1999a)
Norwegen (Jensen 2010g, www.frammandearter.se)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Die Krebse werden bis zu 5 mm lang und bauen im Flachwasser Schlickröhren an Makroalgen (häufig *Laminaria*), anderen sessilen Benthos-Organismen (Lincoln 1979) oder künstlichen Hartsubstraten (Jensen 2010g).

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt; eine Konkurrenz zu einheimischen *Corophium*-Arten (Eno et al. 1997) ist für die deutsche Küste aufgrund der geringen Abundanzen nicht wahrscheinlich.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Boets et al. 2012, Eno et al. 1997, Faasse & van Moorsel 2000, Jensen 2010g, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Lincoln 1979, Nehring & Leuchs 1999a, Wasmund et al. 2012, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Obesogammarus crassus (G.O. Sars, 1894)

Der ponto-kaspische Flohkrebs *Obesogammarus crassus* wurde in den 1960er Jahren als Fischnahrung in litauischen Stauseen ausgesetzt, von wo aus er sich nach Südwesten ausbreitete. 1998 wurde er im Brackwasser des polnischen Oderhaffs nachgewiesen und ist seit 2005 regelmäßig auch im deutschen Teil anzutreffen. Weiter westlich scheint er sich nur in Binnengewässern etabliert zu haben.

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert (im Oderhaff)

Lebensraum: Flussunterläufe und Küstengewässer von Süß- bis Brackwasser (Eggers & Anlauf 2005, Grabowski et al. 2007a)

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum (Grabowski et al. 2007a)

Vektor: Absichtlicher Besatz von Stauseen in Litauen in den 1960er Jahren und nachfolgende Ausbreitung durch Migration, vermutlich unterstützt durch Schiffstransporte.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: Jan. 2005 im Oderhaff (Zettler pers. Mitt. Nov. 2012)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der ponto-kaspische Amphipode *Obesogammarus crassus* wurde in den 1960er Jahren in Litauen in künstlichen Stauseen (Kaunas Reservoir) als Fischfutter ausgesetzt. Von dort aus wanderte er entlang baltischer Binnen- und sehr wahrscheinlich auch Küstengewässer südwestwärts ins Brackwasser des Kurischen und nachfolgend des Frischen Haffs ein (Eggers & Anlauf 2005, Grabowski et al. 2007a). Nach Grabowski et al. (2006, 2007a) erfolgte die Einwanderung ins Kurische Haff auch aufgrund anthropogener Maßnahmen (die Originalliteratur ist in Teilen litauisch). 1998 tauchte er im polnischen Teil des Oderhaffs auf (Konopacka 2003). Eggers & Anlauf publizierten 2005, dass Nachweise des Amphipoden aus deutschen küstennahen Gewässern fehlen, aber bereits im Januar 2005 hatten Mitarbeiter des IOW (Institut für Ostseeforschung Warnemünde) die Art in Monitoring-Proben aus dem Oderhaff gefunden (Zettler, pers. Mitt Nov. 2012). Seitdem wird *O. crassus* regelmäßig dort angetroffen (Zettler 2008). Außerhalb limnischer Binnengewässer (2003 in der Elbe; Eggers & Anlauf 2005) scheint sich der Flohkrebs an der Küste bislang nicht weiter westwärts ausgebreitet zu haben.

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
kein Vorkommen

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Zettler 2008)
Polen (Grabowski et al. 2007a)
Litauen (Grabowski et al. 2007a)

Zur Biologie und Ökologie:
Obesogammarus crassus ist vergleichsweise euryhalin und besiedelt überwiegend das Brackwasser von Flussmündungen und küstennahen Gewässern. Im Frischen Haff und der Weichselmündung kommt er bei 1-6 psu vor und dringt dort nicht weiter ins Süßwasser der Flüsse vor. Aufgrund seiner Salinitätstoleranz wird nicht ausgeschlossen, dass er sich entlang der mesohalinen Ostseeküste ausgebreitet hat (Grabowski et al. 2006, 2007a, Konopacka 2003).

Auswirkungen und invasives Potential:
Auch wenn eine starke Konkurrenz eingeschleppter Amphipoden zu den heimischen Arten mehrfach dokumentiert wurde, scheint *O. crassus* verglichen mit stärker invasiven Spezies, wie etwa *Gammarus tigrinus* und *Dikerogammerus villosus*, daran wenig Anteil zu haben. An osteuropäischen Küsten wird der Rückgang heimischer Amphipoden nicht nur der Einwanderung gebietsfremder Arten zugeschrieben, sondern vor allem auch zunehmender Eutrophierung und Gewässer-Verschmutzung (Grabowski et al. 2006). Für *Obesogammarus crassus* dürfte die höhere Salinität in der westlichen Ostsee eine Hürde für die weitere Ausbreitung an deutschen Küsten sein.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Eggers & Anlauf 2005, Grabowski et al. 2006, 2007a, Konopacka 2003, Zettler 2008

Platorchestia (Orchestia) platensis (Krøyer, 1845)

Der semiterrestrische Amphipode *Platorchestia platensis* ist weltweit verbreitet. Er lebt in Salzwiesen und im Strandanwurf und kommt sowohl an der deutschen Nordsee- wie auch an der Ostseeküste vor. Er gilt als Konkurrent zur heimischen Art *Orchestia gammarellus,* die denselben Lebensraum besiedelt.

Syn.: *Orchestia platensis* Krøyer, 1845

Deutscher Name: -
Englischer Name: (‚beach flea' als Sammelname)

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser, semiterrestrisch (am Strand und in der Salzwiese)

Ursprungs-/Donorgebiet: Der Amphipode wurde erstmals aus dem südamerikanischen La Plataästuar (Uruguay) beschrieben, jedoch ist nicht sicher, dass dies sein Ursprungsgebiet ist. Er ist weltweit verbreitet, wobei es sich möglicherweise auch um einen Komplex sehr ähnlicher Arten handeln könnte. Die eigentliche Herkunft ist unbekannt, jedoch scheint er nicht aus dem Nordost-Atlantik zu stammen (Jensen 2010h).

Vektor: eventuell mit Schiffsballast (Wolff 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1931 auf Amrum (Dahl 1946 in Wolff 2005)
Ostsee: vor den 1940er Jahren (Schellenberg 1942 gibt Vorkommen in der Kieler und Lübecker Bucht, Fehmarn und Hiddensee an. Schon damals scheint die Art dort häufig zu sein.)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Platorchestia platensis wurde in Nordwest-Europa erstmals 1860 im nördlichen Öresund an der Küste der dänischen Insel Seeland gefunden und war in den 1940er Jahren bis an die schwedische Westküste verbreitet (Spicer & Janas 2006 und Jensen 2010h, beide nach Dahl 1946 , diese Quelle konnte nicht eingesehen werden). 1980 wurde der Amphipode im norwegischen Oslofjord gefunden (Teigsmark 1981). Für die südschwedische Küste beschreibt Persson (2001) die fortschreitende Ausbreitung seit den 1960er Jahren. Spicer & Janas (2006) finden die Art 2005 erstmals in der Danziger Bucht, Polen.

Über die Verbreitung an deutschen Küsten liegen vergleichsweise wenige aktuelle Daten vor, eventuell bedingt durch den semiterrestrischen Lebensraum. In der Ostsee hatte der Amphipode spätestens zu Beginn der 1940er Jahre deutsche Gewässer erreicht: Schellenberg (1942) nennt Vorkommen an der Kieler und Lübecker Bucht, auf Fehmarn und Hiddensee. Für die 1960er Jahre berichtet Bock (1967) von der Flensburger Bucht, dass die Art auf Salzwiesen und an Stränden überall häufig ist, und nach Rüppell (1967) kommt sie ebenfalls in Schleimünde vor. Zettler (1999) findet *P. platensis* in hohen Abundanzen im Gebiet um Rostock, und Monitoring Untersuchungen im Jahr 2011 weisen den Amphipoden in der Flensburger und Kieler Bucht, bei Wismar und Greifswald nach (Lackschewitz et al. 2011).

Von der Nordseeküste ist nach Wolff (2005) bereits 1931 ein Fund aus Amrum bekannt (Dahl 1946), der auch bei Schellenberg (1942) erwähnt wird. Heydemann gibt in Rüppell (1967) das Vorkommen von *Platorchestia platensis* auf den Salzwiesen der schleswig-holsteinischen Westküste an. Neuere Angaben liegen von der Unterweser vor, wo die Art oligohaline Brackwasserbereiche des Vorlandes besiedelt (Witt & Krumwiede 2006).

Für die Niederlande wird *P. platensis* nach Wolff (2005) erstmals in einem Bestimmungsbuch von 1950 genannt. Den Hartog (1963) findet den Amphipoden auf Salzwiesen, jedoch fehlt er offenbar im Deltagebiet (Wolff 2005). In Großbritannien wurden erste Individuen 1978 an der Themse entdeckt (Wildish & Lincoln 1979), die Art scheint dort aber eher selten zu sein (Lincoln 1979).

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Wildish & Lincoln 1979)
Niederlande (Den Hartog 1963, Wolff 2005)
Deutschland (Witt & Krumwiede 2006)
Norwegen (Teigsmark 1981)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (Persson 2001)
Dänemark (Jensen 2010h)
Deutschland (Zettler 1999)
Polen (Spicer & Janas 2006)

Zur Biologie und Ökologie:
Platorchestia platensis besiedelt als semiterrestrischer Destruent von Pflanzenmaterial die Salzwiesen und den Strandanwurf. Wie andere Talitriden ist er überwiegend dunkelaktiv, was aber durch Umweltfaktoren überlagert

werden kann (Rüppell 1967). Trotz guten Schwimmvermögens meidet er das Wasser und weicht Überflutungen durch Wanderungen aus, kommt jedoch bei ausreichender Sauerstoffversorgung auch gut mit Dauerüberflutung zurecht (Bock 1967). Nach diesem Autor ist der Amphipode dem Brackwasserbereich zuzuordnen mit einem Optimum bei 20 psu, kann aber ein weites Salinitätsspektrum tolerieren. Dabei erträgt er niedrige Salzgehalte besser als die heimische Art *Orchestia gammarellus*, die denselben Lebensraum besiedelt, so dass Persson (2001) eine weitere Ausbreitung in die Ostsee trotz widriger Strömungsverhältnisse nicht ausschließt. Extreme Temperaturen, wie sie im Sommer im Strandanwurf auftreten können, werden kurzfristig offenbar ebenso mühelos überstanden wie Frost (Bock 1967).
Den Hartog (1963) beschreibt den Amphipoden im Vergleich zur heimischen Art *O. gammarellus* als weniger trockenresistent. Jedoch ist *Platorchestia* diesem durch 3 statt 2 Bruten, eine verlängerte Reproduktionsspeiode bis in den Spätherbst hinein und eine höhere Nachkommenschaft per Brut überlegen.

Auswirkungen und invasives Potential:
Verschiedene Autoren geben die Konkurrenz zwischen *Platorchestia platensis* und *Orchestia gammarellus* an und vermuten eine weitgehende Verdrängung des heimischen Talitriden. Beide Arten besiedeln denselben Lebensraum, in dem sich die eingeschleppte Art wohl aufgrund ihrer effektiveren Reproduktion als überlegen erweist (Den Hartog 1963, Schellenberg 1942, Teigsmark 1981, www.frammandearter.se.). Bei Koexistenz innerhalb sympatrischer Populationen fand Persson (2001) eine deutliche Dominanz von *P. platensis* nach wenigen Jahren. Jedoch ermöglicht die höhere Trockenresistenz es *O. gammarellus* offenbar, andere Mikrohabitate zu nutzen, die für *Platorchestia* unzugänglich sind (Den Hartog 1963).
Da *Platorchestia platensis* das Wasser meidet, wäre eine aktive Verbreitung durch Schwimmen oder auf Driftmaterial mit Meeresströmungen ein eher langsamer Prozess. Zusätzlich ist der Lebensraum beider Flohkrebse in der Vergangenheit aufgrund der starken Beanspruchung von Stränden durch den Tourismus erheblich eingeschränkt worden.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bock 1967, Den Hartog 1963, Jensen 2010h, Lackschewitz et al. 2011, Lincoln 1979, Persson 2001, Rüppell 1967, Schellenberg 1942, Spicer & Janas 2006, Teigsmark 1981, Wildish & Lincoln 1979, Witt & Krumwiede 2006, Wolff 2005, Zettler 1999
www.frammandearter.se (Datenblatt v. 07.01.2011, schwedisch)

Pontogammarus robustoides (Sars, 1894)

***Pontogammarus robustoides* stammt aus dem ponto-kaspischen Raum und wurde zu Beginn der 1960er Jahre absichtlich als Fischfutter in litauischen Gewässern ausgesetzt. Von dort erreichte er über Flüsse und Kanäle die Küste des Kurischen Haffs, der Weichselmündung (Frisches Haff) und das Oderhaff. Nach einem ersten Fund im polnischen Oderhaff 1988 wurde er 1994 auf deutscher Seite im Peenestrom entdeckt. Aufgrund seiner Größe, seiner Unempfindlichkeit gegenüber Umweltbedingungen und seiner schnellen Reproduktion ist er heimischen Gammariden oftmals überlegen.**

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert (im Oderhaff; Zettler 2008)

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum (Grabowski et al. 2007a)

Vektor: Anfang der 1960er Jahre absichtlich in Litauen in künstlichen Gewässern als Fischfutter ausgesetzt (Gumuliauskaite & Arbaciauskas 2008). Dem folgte eine Ausbreitung durch Migration entlang von Kanälen, Flüssen und/oder der Küste. Auch ein Transport im Bewuchs von Schiffen oder mit Ballastwasser ist denkbar (Rudolph 1997, Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: -
Ostsee: 1994 (Peenemündung; Rudolph 1997)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Pontogammarus robustoides wurde zu Beginn der 1960er Jahre in litauischen Binnengewässern (Kaunas Wasser Reservoir, Neman drainage system) als Fischfutter ausge-

bracht (Gumuliauskaite & Arbaciauskas 2008) und verbreitete sich über Flüsse und Kanäle bis ins Kurische Haff (lt. Baltic Sea Alien Species Database stammt der erste Nachweis in der Ostsee von 1962; der russische Originalartikel konnte nicht eingesehen werden). Es wird angenommen, dass der Amphipode von dort aus sowohl das Frische Haff und die Weichsel als auch das Oderhaff eroberte. Über die Verbreitungswege gibt es unterschiedliche Ansichten. Während Rudolph (1997) davon ausgeht, dass er entlang der Ostseeküste westwärts wanderte, vermuten andere Autoren, dass er vom Kurischen ins Frische Haff durch das Pregel Flusssystem gelangte (Grabowski et al. 2007a). Alternativ wird eine davon unabhängige Einwanderung durch den ‚central migration corridor' in Oder und Weichsel und nachfolgend in den Mittellandkanal diskutiert (Bacela & Konopacka 2005, Bij de Vaate et al. 2002). 1988 wird *P. robustoides* erstmals im polnischen Bereich des Oderhaffs nachgewiesen (Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005). 1994 findet Rudolph (1997) ihn dann in der Peenemündung (Usedom) im Pflanzenbewuchs der Uferzone. Zettler (1998) vermutet allerdings eine bereits früher erfolgte Einwanderung ins Oderhaff. Abgesehen von Binnengewässern (Martens et al. 1999, Tittizer et al. 2000, Zettler 1998) bleibt die Verbreitung von *Pontogammarus robustoides* an der deutschen Küste auf das Oderhaff beschränkt. An Küsten nordosteuropäischer Länder ist die Art außer in Litauen und Polen seit 2009 auch in Lettland (Kalinkina & Berezina 2010), seit 2006 in Estland (Herkül et al. 2009) und seit 1999 in Nordrussland (Panov et al. 2003 in Herkül et al. 2009) bekannt. Für die skandinavischen Länder liegen dagegen keine Nachweise vor (Grabowski 2011).

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
kein Vorkommen

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Zettler 1998, 2008)
Polen (Grabowski et al. 2007a)
Litauen (Zaiko & Olenin 2004)
Lettland (Kalinkina & Berezina 2010, Strode et al. 2013)
Estland (Herkül et al. 2009)
Russland (Orlova et al. 2006)

Zur Biologie und Ökologie:
Pontogammarus robustoides ist ein großer Amphipode, bei dem die Männchen ca. 21 mm messen können. Er bevorzugt ruhige, nährstoffreiche Gewässer ohne starke Strömungen, in denen er sich zwischen Wasserpflanzen versteckt (Grabowski et al. 2007a). Rudolph (1997) fand ihn in der Peenemündung unter nahezu limnischen Bedingungen auch auf pflanzlichem Driftmaterial (Verbreitung!). Wegen seiner relativ hohen Toleranz gegenüber erhöhten Salinitäten, wird auch eine Ausbreitung entlang der Küste im mesohalinen Ostseewasser für möglich gehalten. Da Grabowski et al. (2006) den Flohkrebs jedoch nicht in der Puck Bay (Danziger Bucht) bei 6-7 psu fanden, vermuten die Autoren, dass der Amphipode höhere Salinitäten zwar toleriert, stabile Populationen aber nur ausbildet, wenn ein Salzgehalt von 3-4 psu nicht überschritten wird.
Aufgrund seiner Größe und Reproduktion mit drei Generationen pro Jahr, früher Geschlechtsreife und Unempfindlichkeit gegenüber schwankenden Umweltbedingungen (Grabowski et al. 2007b) ist dieser ponto-kaspische Amphipode vielen heimischen Arten überlegen.

Auswirkungen und invasives Potential:
Pontogammarus robustoides gilt als phytophag (Martens et al. 1999), zeigte im Labor jedoch auch räuberische Tendenzen (Grabowski et al. 2007a). Damit könnte er zum Konkurrenten und Räuber für das heimische Benthos werden. Durch seine Unempfindlichkeit und seine schnelle Vermehrung kann er bei ungünstigen Umweltbedingungen die heimische Arten in Gammariden-Populationen verdrängen (Grabowski et al. 2006).
In Binnengewässern, in denen der Amphipode mit hohen Abundanzen auftritt und etablierte Bestände bildet, wurde eine signifikante Abnahme der Diversität festgestellt (Gumuliauskaite & Arbaciauskas 2008). Zettler (1998) weist zusätzlich auf die hohe Ausbreitungsgeschwindigkeit des Amphipoden hin.
Nach Grabowski (2011) und Grabowski et al. (2007a) wäre auch die Möglichkeit einer Übertragung nicht-heimischer Parasiten gegeben.
Auf der anderen Seite dient der Amphipode vielerorts als Fischnahrung, insbesondere dort, wo Umweltverschmutzung die lokalen heimischen Gammaridenbestände dezimiert hat (Grabowski 2011).

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Bacela & Konopacka 2005, Bij de Vaate et al. 2002, Grabowski 2011, Grabowski et al. 2006, 2007a, b, Gumuliauskaitė & Arbačiauskas 2008, Herkül et al. 2009, Kalinkina & Berezina 2010, Martens et al. 1999, Orlova et al. 2006, Rudolph 1997, Strode et al. 2013, Tittizer et al. 2000, Wawrzyniak-Wydrowska & Gruszka 2005, Zaiko & Olenin 2004, Zettler 1998, 2008
www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database, 09.06.2011)

Decapoda (Zehnfüßige Krebse)

Callinectes sapidus Rathbun, 1896

Von der amerikanischen Blaukrabbe *Callinectes sapidus* tauchten an der deutschen Nordseeküste seit den 1960er Jahren mehrfach Einzelindividuen ungewisser Herkunft auf. Im Gegensatz zu den Niederlanden, wo inzwischen von einer selbsterhaltenden Population in der Westerschelde ausgegangen wird, ist der Krebs an anderen nordwest-europäischen Küsten nicht etabliert. Von einer erwarteten Erwärmung der Nordsee könnte die Krabbe insofern profitieren, als sie zur Fortpflanzung Temperaturen um 20 °C braucht, womit eine zukünftige Ansiedlung nicht auszuschließen ist.

Syn.: *Portunus diacantha* Latreille, 1825

Deutscher Name: Blaukrabbe
Englischer Name: Blue crab

Status: nicht-heimische Art, nicht etabliert

Lebensraum: (Süßwasser bis) marin (Nehring & van der Meer 2010)

Ursprungs-/Donorgebiet: amerikanische Atlantikküste, Nova Scotia bis Uruguay (Wolff 2005)

Vektor: unbekannt, vermutlich als Larven im Ballastwasser oder im Bewuchs von Schiffen (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1964 bei Cuxhaven (Nehring et al. 2008)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der erste europäische Fund stammt von 1900 aus Rochefort an der französischen Atlantikküste, und seitdem gab es immer wieder Nachweise aus verschiedenen nordwest-europäischen Ländern (Nehring et al. 2008). Seit den 1930er Jahren wurden Einzelindividuen an niederländischen Küsten registriert. Inzwischen vermutet man, dass sich Populationen im Noordzeekanaal (Amsterdam) und im niederländisch-belgischen Grenzgebiet an der Westerschelde etabliert haben (Wolff 2005).
Über den Transportvektor gibt es dabei unterschiedliche Mutmaßungen. Da viele Funde in der Nähe großer Überseehäfen gemacht wurden, liegt ein Transport von Larven im Ballastwasser oder postlarvaler Individuen/adulter Tiere im Bewuchs von Schiffen nah. Darüber hinaus gibt Wolff (2005) zu bedenken, dass an niederländischen Küsten häufig gekochte Individuen oder Teile davon angespült wurden und man daher davon ausgehen müsse, dass lebende Blaukrabben auf einigen Schiffen als Proviant mitgeführt werden und vor den Zielhäfen über Bord ‚entsorgt' werden. Als weitere Möglichkeit bezeichnen Nehring et al. (2008) den Import von Tieren für Konsum oder Aquarien und ihr unabsichtliches Entkommen aus Transportbehältern.
Der erste Nachweis von der deutschen Nordseeküste kam 1964 aus dem Elbästuar. Eine Chronologie anschließender Einzelfunde an nordwest-europäischen Küsten aus den nachfolgenden Jahrzehnten geben Nehring et al. (2008) und Nehring & van der Meer (2010). Obschon auch in der Vergangenheit adulte, geschlechtsreife Tiere aufgetaucht waren, wurde 2008 erstmals ein Weibchen im ostfriesischen Wattenmeer gefangen, das im Aquarium Eier und nachfolgend Larven produzierte (Nehring & van der Meer 2010). Zur Herkunft dieses Individuums spekulieren die Autoren, dass für diesen Küstenabschnitt auch niederländische oder belgische Populationen als Ursprung in Betracht gezogen werden müssen, da die Krabben ausgezeichnete Schwimmer sind. Alle bis dato gefundenen Exemplare schienen sich eine Weile in der Nordsee aufgehalten zu haben, und ein Überleben in nordeuropäischen Küstengewässern liegt daher durchaus im Bereich des Möglichen.

In der Ostsee wurde *Callinectes sapidus* in dänischen Gewässern im Öresund und bei Skagen (Nord-Jütland) gefunden, während von anderen skandinavischen Küsten keine Funde bekannt sind (www.frammandearter.se).

Im Mittelmeer, wo *Callinectes sapidus* erstmals 1948 in Griechenland auftauchte, profitiert die Art vermutlich von den höheren Temperaturen, und Internet-Datenbanken geben zahlreiche Mittelmeerländer an, für die *Callinectes* als etabliert gilt (DAISIE, www.ciesm.org).

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Nehring & Leuchs 1999a)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Nehring et al. 2008)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Nehring & van der Meer 2010)

Zur Biologie und Ökologie:
Da die Krabbe an der ostamerikanischen Küste ein bedeutender Wirtschaftsfaktor ist, ist ihre Biologie und Ökologie weitgehend bekannt. *Callinectes sapidus* bewohnt sandige und schlickige Böden bis in eine Tiefe von 35 m, wobei die Spanne vom voll marinen Milieu bis ins Süßwasser der Flussmündungen reicht. Dabei bevorzugen adulte Männchen die brackigen Bereiche, während die Weibchen sich in Gebieten höherer Salinität aufhalten, zur Paarung und Larvenfreisetzung allerdings ins Brackwasser wandern (Jensen 2010i). Entsprechend wurden an der deutschen Küste die weiblichen Tiere in marinen Lebensräumen gefunden, die männlichen dagegen in den Flussästuaren (Nehring & van der Meer 2010).
Adulte Individuen überstehen Kälteperioden durch Eingraben ins Sediment, und die Reproduktion findet erst bei Temperaturen um 20 °C statt. Eine zunehmende Erwärmung des Meeres würde daher eine erfolgreiche Reproduktion von *Callinectes sapidus* auch in der Nordsee in den Bereich des Möglichen rücken.
Zwischen der einmaligen Kopulation der Weibchen und der dann mehrfach möglichen Produktion von Eiern kann ein langer Zeitraum liegen, so dass sich im Ursprungsgebiet befruchtete Weibchen möglicherweise erst sehr viel später und räumlich weit entfernt fortpflanzen (Jensen 2010i, Nehring & van der Meer 2010).
Blaukrabben haben blaue Beine und die Männchen auch blaue Scheren-Endglieder, die bei den Weibchen orangefarben sind. Der grau, grün oder braun gefärbte Carapax wird etwa 17-20 cm breit, in Ausnahmefällen auch breiter (Jensen 2010i). Die Tiere werden nicht älter als 4 Jahre (www.frammandearter.se), und Kannibalismus ist neben der Ernährung von lebenden und toten Benthosorganismen verbreitet. Ein in Fedderwardersiel im Aquarium gehältertes Individuum erwies sich als überwiegend nachtaktiv, und Nehring et al. (2008) attestierten ihm auffällig aggressives Verhalten auch größeren Organismen gegenüber.

Auswirkungen und invasives Potential:
Dadurch, dass *Callinectes sapidus* bislang nur in geringen Abundanzen bzw. nur in Einzelexemplaren an nordwest-europäischen Küsten aufgetaucht ist, sind keine negativen Auswirkungen bekannt. Vom Mittelmeer, wo etablierte Populationen existieren, weiß man, dass sie sich an den in Netzen gefangenen Fischen vergreifen und Fischereiausrüstung beschädigen (www.ciesm.org). Darüber hinaus sind sie Wirtsorganismen für verschiedene Parasiten (Jensen 2010i).

In Laborexperimenten erwiesen sich juvenile männliche Blaukrabben der in Westeuropa heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* hinsichtlich Nahrungskonkurrenz, Carapaxstärke und Lernfähigkeit unterlegen (MacDonald et al. 2007, Roudez et al. 2008).

Trotz der langen Zeitspanne, innerhalb derer immer wieder Individuen von *Callinectes* an der deutschen Nordseeküste gefunden wurden, hat sich die Art hier nicht etabliert. Dass dieses nicht per se ausgeschlossen ist, zeigt die Situation in den Niederlanden. Das Auftauchen geschlechtsreifer Weibchen ist insofern bemerkenswert, als eine Befruchtung lange vor dem Fund eine mehrfache Produktion von Eiern ermöglicht. So könnten vorteilhaftere Umweltbedingungen, wie eine wärmere Nordsee, schließlich doch noch zur Reproduktion und Etablierung der Art führen.

Literatur: Jensen 2010i, Kerckhof et al. 2007, MacDonald et al. 2007, Nehring & Leuchs 1999a, Nehring et al. 2008, Nehring & van der Meer 2010, Roudez et al. 2008, Wolff 2005
www.ciesm.org (24.06.2011)
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE Datenbank, 09.07.2013)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 11.12.2006)

Eriocheir sinensis Milne-Edwards, 1853

Die Wollhandkrabbe wurde in Europa erstmals 1912 in der Aller gefunden und hat sich seitdem im ganzen Nordwesten des Kontinents ausgebreitet. Als katadrome Organismen wandern die adulten Tiere zur Eiablage und Larvalentwicklung aus den Flüssen ins Meer und kehren als ca. 2-jährige Individuen wieder ins Süßwasser des Binnenlandes zurück. Dadurch, dass die Krebse bei ihren Wanderungen in Massen auftreten können, ist Konkurrenz zu heimischer Fauna möglich und negative wirtschaftliche Auswirkungen aus dem Süßwasser sind bekannt. In Deutschland ist *Eriocheir sinensis* insbesondere in Elbe und Weser verbreitet.

Syn.: *Grapsus nankin* Tu, Tu, Wu, Ling & Hsu, 1923

Deutscher Name: Chinesische Wollhandkrabbe
Englischer Name: Chinese mitten crab

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süßwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (Gelbes Meer, Nordchina, Korea), auch in die USA eingeschleppt

Vektor: Am wahrscheinlichsten ist eine Einschleppung im Ballastwasser, durch das ausreichend Larven für eine selbsterhaltende Population freigesetzt worden sein könnten (Flaunders 2000, Wolff 2005). Zu Beginn des letzten Jahrhunderts begann ein lebhafter Warenaustausch per Schiff mit Ostasien. Daneben werden der Transport im Aufwuchs von Schiffen sowie entkommene Tiere, die für Konsum und Aquarienhandel importiert wurden, diskutiert (Gollasch 2011).

Sekundäre Verbreitung erfolgt durch Migration, Larvendrift und/oder Schiffstransport (Boettger 1933).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: spätestens seit 1915 in der Tideelbe (Boettger 1933b, Nehring & Leuchs 1999a)
Ostsee: Über das erste Auftreten von *Eriocheir* in der deutschen Ostsee gehen die Angaben in der Literatur auseinander. Häufig wird 1926 genannt. Dieses Datum bezieht sich auf einen Fund im Wittensee nahe Rendsburg, einem mit dem NOK verbundenen Gewässer (Peters et al. 1933). In jedem Fall begann die Besiedlung der deutschen Ostseeküste in der zweiten Hälfte der 1920er Jahre.

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Erstmals wurde die Wollhandkrabbe in Europa in der Aller, einem Nebenfluss der Weser, im Jahr 1912 gefunden. In den darauf folgenden Jahrzehnten breitete sie sich sehr schnell über den gesamten Nord- und Ostseeraum sowie die französische Atlantikküste aus (Anger 1990, Herborg et al. 2003, Peters 1938). Ob die Besiedlung dabei tatsächlich von der Weser ausging ist unsicher. Schon Boettger (1933b) vermutete eine mehrfache Einschleppung durch den bis zum 1. Weltkrieg lebhaften Ostasienhandel. Inzwischen haben genetische Untersuchungen die multiple Einschleppung der Krabbe nach Europa bestätigt (Hänfling et al. 2002, Nehring & Leuchs 1999a). Neben anthropogenen Transportmechanismen spielten bei der rasanten Ausbreitung auch Larvendrift und Wanderungen entlang von Flüssen und Kanälen eine entscheidende Rolle.

Schon 1915 wurden gelegentlich Wollhandkrabben in der unteren Elbe gefangen (Boettger 1933b), und spätestens seit 1923 besiedelte die Krabbe die schleswig-holsteinische Westküste bis nach Eiderstedt. Wegen fehlender Süßwasserzuflüsse waren nördlich davon nur Einzelfunde bekannt (Peters et al. 1933). In den 1920er und 1930er Jahren kam es in den Flüssen Weser und Elbe zu Massenentwicklungen, und es erfolgte die Besiedlung großer Flusssysteme wie Oder (1928), Weichsel, Ems (1929) und Rhein (1930/31) (Flaunders 2000). Der nachfolgende deutliche Rückgang der Populationen ist wahrscheinlich der zunehmenden Gewässerverschmutzung zuzuschreiben (Anger 1990). Nach periodisch auftretenden Schwankungen war erst in den 1990er Jahren erneut ein starker Anstieg der Bestände zu verzeichnen (Flaunders 2000).
Für den Bereich der deutschen Nordsee ist nach wie vor das Hauptverbreitungsgebiet in den Ästuaren von Elbe und Weser und deren Einzugsgebieten zu sehen (Flaunders 2000).

In unterschiedlichen Populationsdichten kommt die Wollhandkrabbe auch an den Küsten anderer Nordseeanrainer wie den Niederlanden, Belgien und Nordfrankreich, in englischen Flussmündungen und in dänischen Gewässern vor (Anger 1990, Eno et al. 1997, Flaunders 2000, Gollasch 2011, Herborg et al. 2005, Jensen & Knudsen 2005, Wolff 2005).

Den deutschen Ostseeraum eroberte *Eriocheir* in den 1920er und 1930er Jahren. Erste Funde im NOK bzw.

dem damit in Verbindung stehenden Wittensee, die wahrscheinlich Einwanderungen aus der Elbe zuzuschreiben sind, stammen von 1926 und 1927. Etwa zu dieser Zeit scheinen die Krebse auch in der Kieler Förde, Eckernförder Bucht und Schlei aufgetaucht zu sein (Boettger 1933b, Peters et al. 1933). Bereits zu Beginn der 1930er Jahre gab es zusätzliche Nachweise von der offenen Ostsee nahe Fehmarn (Peters et al. 1933) und aus der Lübecker Bucht (Boettger 1933b). Aber auch im Stettiner Haff wurde 1928 ein Exemplar gefangen (Peters et al. 1933). Bei den in der östlichen deutschen Ostsee gefangenen Exemplaren vermuteten Peters et al. (1933), dass es sich um durchziehende Individuen handelte, die über das Elbesystem in Oder und Weichsel gelangt waren und zur Reproduktion westwärts in stärker salzhaltige Gewässer wanderten.
Neuere Nachweise für die deutsche Ostseeküste geben Zettler (1998) und Flaunders (2000).

Nach ihrem ersten Auftauchen kamen außerordentlich schnell Meldungen von allen Ostsee-Küsten. Inzwischen ist *Eriocheir sinensis* in sämtlichen Ostsee-Anrainerstaaten bis in den äußersten Bottnischen und Finnischen Meerbusen gefunden worden und siedelt in verschiedenen Seen in Schweden und Finnland, wenn auch teilweise in niedrigen Bestandsdichten bzw. es existieren nur wenige Einzelnachweise (Ojaveer et al. 2007, www.frammandearter.se). Aufgrund der geringen Salinität hielt man eine Reproduktion dieser katadromen Art speziell in der östlichen Ostsee für unmöglich und ging von verdrifteten, durch Schiffe oder mit Besatzfischen verschleppten oder sehr weit gewanderten Einzelindividuen aus. Da jedoch gelegentlich auch Eier tragende Weibchen auftauchen, wird inzwischen die Frage nach einer Adaptierung der Tiere an die Bedingungen in der Ostsee aufgeworfen (Ojaveer et al. 2007). Für die westliche Ostsee wiesen bereits Peters et al. (1933) auf das Vorkommen Eier tragender Weibchen in der Kieler Förde hin, was kürzlich durch Otto & Brandis (2011) Bestätigung fand.

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Eno et al. 1997, Gilbey et al. 2008, Herborg et al. 2005)
Belgien (Boets et al. 2012, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Wolff 2005)
Deutschland (Anger 1990, Nehring & Leuchs 1999a)
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Norwegen (Gollasch 2011)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005)
Deutschland (Flaunders 2000, Zettler 1998)
Polen (Gollasch et al. 2009)
Litauen (Bacevičius & Gasiūnaitė 2008)
Lettland (Ojaveer et al. 2007)
Estland (Ojaveer et al. 2007)
Russland (Ojaveer et al. 2007)
Finnland (Ojaveer et al. 2007)
Schweden (www.frammandearter.se)

Zur Biologie und Ökologie:
Die Krabbe ist durch die charakteristische Behaarung an den weißspitzigen Scheren unverwechselbar. Diese Behaarung bildet sich mit zunehmendem Alter und kann besonders bei den Männchen sehr ausgeprägt sein. Die Tiere haben einen runderen Carapax und längere Beine als die heimische Strandkrabbe *Carcinus maenas* und können eine Carapaxbreite von 5-7 cm, in Einzelfällen auch bis zu 10 cm, erreichen.
Die Krabben sind omnivor und scheinen wenig spezialisiert zu sein, wobei pflanzliche Nahrung überwiegt. Sie tolerieren ein sehr weites Salinitäts-, Sauerstoff- und Temperaturspektrum und können auch in verschmutztem Wasser leben (alle Angaben: Fladung 2000, Gollasch 2011, www.frammandearter.se).

Die Chinesische Wollhandkrabbe verbringt ihr Leben auf der Wanderschaft und bewältigt auch weite Strecken über Land. Zur Reproduktion beginnen adulte Krabben mit ca. 5-6 Jahren aus dem Süßwasser stromabwärts in die Flussmündungsgebiete zu ziehen, wo die wanderfreudigeren Männchen zuerst eintreffen. Während dieser Zeit reifen die Gonaden der Tiere, die bis zu einer vollständigen Ausbildung Salinitäten von > 6 psu benötigen. Nach der Befruchtung im Brackwasser ziehen die Weibchen weiter in salzhaltigeres Wasser, wo die Eiablage und einige Monate später das Schlüpfen der Larven stattfindet. Danach sterben die Adulten größtenteils ab. Die Larvalentwicklung ist an spezifische Salzgehalte des Meereswassers gebunden. Im Alter von etwa 2 Jahren beginnen sich die juvenilen Krabben in den Flussmündungen zu sammeln und in Massen ins Süßwasser der Flüsse aufzusteigen, wo sie sich verteilen (alle Angaben: Anger 1990, Fladung 2000)

Auswirkungen und invasives Potential:
Insbesondere Massenvorkommen können zu Problemen mit Wollhandkrabben führen. In der Binnenfischerei bedeuten große Mengen gefangener Krabben, die Netze

und Reusen verstopfen und ggf. fischereiwirtschaftliche Ausrüstung beschädigen, zeitlichen Mehraufwand und wirtschaftlichen Schaden. Zudem werden Fische in Netzen und Reusen angefressen, wodurch es zu Umsatzeinbußen kommt. Gesunde lebendige Fische können dagegen von den Krabben nicht erbeutet werden (Fladung 2000).
Uferböschungen, in die die Tiere Gänge graben, müssen bei starkem Befall ggf. repariert werden (Herborg et al. 2003), und auf ihren Wanderungen können Massenaufkommen der Krebse industrielle Kühlsysteme und Wasserleitungen verstopfen (Gollasch et al. 2009).
In ihren Ursprungsländern sind sie auch Zwischenwirte für Parasiten, die jedoch in Europa nicht auftreten (Gollasch et al. 2009). Jedoch wiesen Schrimpf et al. (2014) nach, dass Wollhandkrabben den Erreger der Krebspest (*Aphanomyces astaci*) nicht nur in sich tragen, sondern ihn auch auf den europäischen Edelkrebs (*Astacus astacus*) übertragen können.

Bei hoher Bestandsdichte können die Wollhandkrabben zu einer Raum- und Nahrungskonkurrenz für heimische Fische und Invertebraten werden. Verstärkter Fraßdruck auf das Benthos spielt aber nur in nahrungsarmen Gewässern eine Rolle (Fladung 2000). In Laborversuchen konnte *Eriocheir* die heimische Strandkrabbe *Carcinus maenas* verdrängen (Gilbey et al. 2008).

Trotz all dieser Probleme, treten die Krebse generell an den Küsten nicht auffallend in Erscheinung, da sie nicht ansatzweise Dichten wie in Binnengewässern erreichen.

Daneben bieten die Krabben für eine Reihe von Fischen, speziell Aale und Barsche, eine zusätzliche Nahrungsquelle (Fladung 2000). Für den menschlichen Konsum spielen sie hierzulande keine Rolle, wobei sich allerdings ein kleiner Markt für Wollhandkrabben bei der asiatisch-stämmigen Bevölkerung gebildet hat, da die Tiere in China als Delikatesse gelten.

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Anger 1990, Bacevičius & Gasiūnaitė 2008, Boets et al. 2012, Boettger 1933b, Eno et al. 1997, Flaunders 2000, Gilbey et al. 2008, Gollasch 2011, Gollasch et al. 2009, Hänfling et al. 2002, Herborg et al. 2003, 2005, Jensen & Knudsen 2005, Kerckhof et al. 2007, Nehring & Leuchs 1999a, Ojaveer et al. 2007, Otto & Brandis 2011, Peters 1938, Peters et al. 1933, Wolff 2005, Zettler 1998
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Die Chinesische Wollhandkrabbe hat ihren Namen nach der, speziell bei großen Männchen, starken Behaarung der vorderen Scherenabschnitte. Carapaxbreite 50-70 mm. (Foto: C. Buschbaum)

Hemigrapsus sanguineus (De Haan, 1835)

Erste Individuen der Japanischen Felsenkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* wurden 2006 in Schleswig-Holstein gefunden. Seitdem hat sich die Art rasant über das gesamte deutsche Wattenmeer ausgebreitet. Es wird vermutet, dass die Krabben mit der heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* um Nahrung und Lebensraum konkurrieren und diese von steinernen Uferbefestigungen verdrängen.

Syn.: *Grapsus sanguineus* De Haan, 1835
Heterograpsus maculatus H. Milne Edwards, 1853

Deutscher Name: Japanische Felsenkrabbe
Englischer Name: Japanese shore crab, Asian shore crab

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (Sachalin bis Taiwan) (Wolff 2005).
An der US-amerikanischen Ostküste ebenfalls eingeschleppt und von North Carolina bis Maine verbreitet (Dauvin et al. 2009).

Vektor: unbekannt; vermutlich im Bewuchs von Schiffen oder als Larventransport im Ballastwasser transportiert. Auch eine Verfrachtung mit Aquakulturorganismen kann nicht ausgeschlossen werden. Larvendrift spielt wohl nur über kurze Distanzen eine Rolle (Breton et al. 2002, Gollasch 1999, Landschoff et al. 2013).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:

Nordsee	2006 Holmer Siel (Landschoff et al. 2013), erst 2007 sicher identifiziert, nachdem Tiere bei Norderney aufgetaucht waren (Reise pers. Mitt., Obert et al. 2007)
Ostsee:	-

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Erstmals außerhalb seines pazifischen Ursprungsgebietes wurde *Hemigrapsus sanguineus* in den 1980er Jahren an der amerikanischen Ostküste (New Jersey) nachgewiesen, wo die Art inzwischen von Maine bis North Carolina verbreitet und etabliert ist (Dauvin et al. 2009, O'Connor 2014).

Erste europäische Funde stammen vom August 1999, als bereits etablierte Populationen in Le Havre (Frankreich) entdeckt wurden, die sich wahrscheinlich 1998 dort angesiedelt hatten (Breton et al. 2002). Zur gleichen Zeit wurden auch in der Oosterschelde (Niederlande) Individuen gefunden (Wolff 2005), und 2004 tauchte die Art im niederländischen Wattenmeer auf (Gittenberger et al. 2010). An beiden Küsten wie auch in Belgien (seit 2006) sind die Krebse inzwischen stellenweise sehr zahlreich und verbreitet (Dauvin & Dufossé 2011, Gittenberger et al. 2010, Kerckhof et al. 2007). Trotz Einzelfunden auf den Kanalinseln scheint die britische Küste bislang noch nicht erreicht worden zu sein (Dauvin 2009a, Dauvin & Dufossé 2011, Minchin et al. 2013), eine Einwanderung dort käme aber nicht unerwartet.

Isolierte Funde adulter Individuen in der Adria (2001) und im Schwarzen Meer (2008) werden auf den Eintrag im Bewuchs von Sportbooten aus der Nordsee zurückgeführt (Micu et al. 2010, Schubart 2003) und stützen damit die Vermutung, dass diese Transferform ein entscheidender Vektor ist.

An der deutschen Nordseeküste wurden bereits 2006 Tiere im schleswig-holsteinischen Wattenmeer gefunden (Holmer Siel; Landschoff et al. 2013), diese aber erst 2007 sicher identifiziert, als man Felsenkrabben auf Amrum und nach gezielter Suche im niedersächsischen Wattenmeer bei Norderney nachweisen konnte (Landschoff et al. 2013, Obert et al. 2007). 2008 wurde *Hemigrapsus sanguineus* von weiteren Küstenabschnitten, einschließlich Helgoland, gemeldet (Landschoff et al. 2013), und seit 2009 ist sie aus dem Nordsylter Wattenmeer bekannt (Büttger pers. Mitt., Lackschewitz eig. Beob.). Inzwischen hat die Japanische Felsenkrabbe die gesamte deutsche Nordseeküste von Ost- bis Nordfriesland erobert (Landschoff et al. 2013) und ist darüber hinaus in dänische Gewässer vorgedrungen. Individuen, die 2008 an der dänischen Høyer Schleuse und 2010 im Hafen von Rømø beobachtet wurden (Reise und Buschbaum pers. Mitt.), konnten im Nachhinein nicht sicher einer der beiden *Hemigrapsus*-Schwesterarten zugeordnet werden. Aufgrund des massenhaften Vorkommens von *H. sanguineus* auf Sylt war jedoch ihre Anwesenheit in nahegelegenen dänischen Häfen wahrscheinlich und wurde durch gezielte Suche im Hafen von Havneby (Rømø) (Reise, März 2012.) und Fanø (Buschbaum, Juli 2012) bestätigt.

Ob die Erstbesiedlung deutscher Küsten dabei von den Niederlanden ausging oder durch Direktimporte mit Schiffen aus Asien oder den USA erfolgte ist unbekannt.

Gollasch (1999) berichtet von mehreren Exemplaren der Schwesterart *H. penicillatus/takanoi* im Bewuchs eines aus Asien kommenden Autotransporters in Bremerhaven, was die schnelle Ausbreitung beider *Hemigrapsus*-Arten entlang der Küsten erklären würde.

Ebenso ist unbekannt, ob es sich um eine einmalige Invasion oder um mehrmalige, unabhängig voneinander erfolgte Einschleppungen, u. U. aus verschiedenen Quellen, handelt. Molekulargenetische Analysen, wie ansatzweise bei Schubart (2003) durchgeführt, könnten zur Beantwortung dieser Fragen beitragen.

Eine Einwanderung in die Ostsee, die Breton et al. (2002) für möglich halten, ist insofern unwahrscheinlich, als die Salinitätstoleranz adulter Tiere zwar ausgesprochen hoch ist, die Larven jedoch für eine vollständige Entwicklung einen Mindestsalzgehalt von 25 psu benötigen (Micu et al. 2010). (Für die schwedische Küste gibt die Datenbank www.frammandearter.se entsprechend auch kein Vorkommen an.)

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Frankreich (Dauvin & Dufossé 2011, Dauvin et al. 2009)
Belgien (Boets et al. 2012, Dauvin et al. 2009, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)
Deutschland (Landschoff et al. 2013, Obert et al. 2007)
Dänemark (Landschoff et al. 2013, pers. Beobachtungen, s. o.)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Der relativ quadratisch erscheinende Carapax von *Hemigrapsus sanguineus* besitzt drei Zähne an jeder Seite und ist meist dunkel gefleckt. Bei adulten Tieren kann er 30-40 mm breit werden. Die Schreitbeine erscheinen durch eine hell-dunkel Färbung geringelt. Auffälliges Merkmal an den Scheren adulter Männchen ist ein blasenförmiges Vesikel an der Basis des Dactylus. Juvenile Tiere und Weibchen besitzen diese nicht und sind schwer von der Schwesterart *Hemigrapsus takanoi* zu unterscheiden. Breton et al. (2002) und Gittenberger et al. (2010) weisen auf den verschieden ausgeprägten ‚infraorbital ridge', einem Kamm unterhalb der Augenstiele, als Unterscheidungsmerkmal hin.

Die Felsenkrabben sind flinke und gute Kletterer und leben häufig unter Steinen, auf felsigen Untergründen und in mehr exponierten Habitaten mit höherer Salinität und sandigerem Sediment als die Schwesterart *H. takanoi* (Dauvin et al. 2009, O'Connor 2014). Ihre Ansiedlung an den Sedimentküsten der Nordsee wird durch zunehmende künstliche Hartsubstrate in Wasserbau und Küstenschutz begünstigt (Landschoff et al. 2013).

Die Tiere sind omnivore Opportunisten, deren Nahrung zu einem großen Teil aus Mollusken besteht, und sind bezüglich ihrer Umweltansprüche sehr anpassungsfähig. Die Weibchen reproduzieren im Sommer 3-4 mal mit mehreren zehntausend Eiern je Brut. Nach etwa einem Monat in der Wassersäule entwickeln sich die Larven bei Salinitäten von mindestens 25 psu zu juvenilen Krabben. Adulte Felsenkrabben können dagegen auch bei Salinitäten von nur 10 psu überleben (Micu et al. 2010).

Auswirkungen und invasives Potential:
Hemigrapsus sanguineus wird ein hohes invasives Potential zugeschrieben, begünstigt durch die Toleranz gegenüber Umweltbedingungen und die Reproduktionskapazität. In den USA kam es einige Jahre nach der Einschleppung zur massiven Ausbreitung und stellenweise zu einem explosionsartigen Anstieg der Individuendichten mit über 300 Tieren pro m^2. Nachfolgende Einbrüche in den Abundanzen zeichneten insgesamt das Bild eines ‚boom and bust'- Geschehens (Dauvin et al. 2009).

In Nordfrankreich ließ die Überprüfung der Bestände zwischen 2008 und 2010 vermuten, dass hier das Maximum noch nicht erreicht war (Dauvin 2009a, b, Dauvin & Dufossé 2011). Vergleichbare Kontrollen wären auch für die deutsche Küste empfehlenswert, da beide *Hemigrapsus*-Arten den Lebensraum der heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* beanspruchen und mit dieser möglicherweise um Raum und Nahrung konkurrieren (Dauvin 2009a). In Nordfrankreich wurden bei hohem Aufkommen von *H. sanguineus* geringe Dichten der Strandkrabbe festgestellt (Dauvin & Dufossé 2011), und im deutschen Wattenmeer konnten Landschoff et al. (2013) zeigen, dass *H. sanguineus* juvenilen *C. maenas* unter Steinschüttungen überlegen ist. An der amerikanischen Ostküste hat *H. sanguineus* den dort eingeschleppten *Carcinus maenas* von einigen Küstenabschnitten und in einigen Habitaten weitgehend verdrängt (Lohrer & Whitlatch 2002, O'Connor 2014).

Da Felsenkrabben sich zu einem großen Teil von Mollusken, wie juvenilen *Mytilus edulis* oder *Littorina littorea* ernähren (Dauvin 2009a, Gerard et al. 1999), wird besonders in Frankreich, wo Muschelzucht ein wichtiger

wirtschaftlicher Faktor ist, der Entwicklung der Felsenkrabben-Populationen eine erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt (Dauvin 2009b).

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

evtl. Kategorie 1 (speziell Konkurrenz und mögliche Verdrängung der heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas*)

Literatur: Boets et al. 2012, Breton et al. 2002, Dauvin 2009a, b, Dauvin et al. 2009, Dauvin & Dufossé 2011, Gerard et al. 1999, Gittenberger et al. 2010, Gollasch 1999, Kerckhof et al. 2007, Landschoff et al. 2013, Lohrer & Whitlatch 2002, Micu et al. 2010, Minchin et al. 2013, Obert et al. 2007, O'Connor 2014, Schubart 2003, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 02.09.2009)

Die männlichen Tiere der Japanischen Felsenkrabbe *Hemigrapsus sanguineus* sind an der Blase zwischen den Scheren gut zu erkennen. Carapaxbreite 30-40 mm. (Foto: K. Reise)

Hemigrapsus takanoi Asakura and Watanabe, 2005
H. penicillatus (De Haan, 1835)

Aufgrund der ungeklärten Taxonomie wurden zunächst die Namen *Hemigrapsus takanoi* und *Hemigrapsus penicillatius* synonym verwendet. Später postulierte man für europäische Populationen die Einschleppung von *H. takanoi*. Diese Diskussion scheint momentan noch nicht abgeschlossen zu sein, jedoch hat sich die Benennung *H. takanoi* für europäische Tiere weitgehend durchgesetzt und wird deshalb hier verwendet. 1993 wurden erstmals Einzelindividuen der Art im Bewuchs eines Schiffes entdeckt, 2007 tauchten dann Tiere im niedersächsischen Wattenmeer auf. Seitdem haben sich die Krabben an der gesamten deutschen Nordseeküste ausgebreitet. Wie bei *H. sanguineus* wird eine Konkurrenz zu *Carcinus maenas* und Prädation an juvenilen Mollusken angenommen.

Syn.: -

Deutscher Name: Pinsel-Scherenkrabbe, Pinsel-Felsenkrabbe
Englischer Name: Asian pensil crab, Brush-clawed shore crab

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (Japan, Korea, China)

Vektor: unklar; im Bewuchs von Schiffen gefunden, eventuell auch mit Ballastwasser (Gollasch 1999) oder mit Austernimporten (Wolff 2005, Dauvin & Delhay 2010), vermutlich verschiedene Quellen.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1993 sechs Einzelindividuen im Schiffsbewuchs Gollasch 1999)
2007 Population im Wattenmeer bei Norddeich (Obert et al. 2007)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Im August 1993 wurden sechs juvenile *Hemigrapsus takanoi* im Bewuchs eines Autotransporters gefunden, der von Japan über Korea kommend Bremerhaven anlief (Gollasch 1999). Im darauffolgenden Jahr 1994 konnten an der französischen Atlantikküste bei La Rochelle erste europäische Populationen nachgewiesen werden, wo sie sich wahrscheinlich schon 1993 angesiedelt hatten (Noël et al. 1997). Innerhalb weniger Jahre tauchten sie in Nordspanien (1996), an der französischen Kanalküste (Le Havre, 1997), in Belgien (2003), in der Oosterschelde (2000) und dem niederländischen Wattenmeer auf (Breton et al. 2002, Dauvin et al. 2009, Gittenberger et al. 2010, Soors et al. 2010, Wolff 2005). Abgesehen von Großbritannien, das bislang offenbar trotz geeigneter Habitate nicht befallen ist (Dauvin et al. 2009), sind die Krebse an den genannten Küsten inzwischen überall verbreitet und zahlreich.
In Deutschland schon 1993 im Schiffsbewuchs entdeckt (Gollasch 1999), siedelten sich die Krabben wahrscheinlich erst um 2007 erfolgreich im Watt vor Norddeich an (Obert et al. 2007). 2008 meldeten Mitarbeiter der ‚Schutzstation Wattenmeer' dann Vorkommen bei Büsum, und 2009 hatte *H. takanoi* das Nordsylter Gebiet bei List erreicht (Lackschewitz et al. 2009). Seit 2010 besiedelte die Art geeignete Habitate an der gesamten deutschen Nordseeküste (Landschoff et al. 2013).
Die schwedische Datenbank www.frammandearter.se nennt auch Vorkommen an der dänischen Südwestküste Jütlands (ohne Quellenangabe). Einzelne *Hemigrapsus* sp., die 2008 an der dänischen Høyer Schleuse und 2010 im Hafen von Rømø beobachtet worden waren (Reise und Buschbaum pers. Mitt.), konnten rückwirkend nicht sicher einer der beiden *Hemigrapsus*-Arten zugeordnet werden. Im März 2012 fand Reise (pers. Mitt.) mehrere Individuen beider Arten im Hafen von Rømø.

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Frankreich (Dauvin et al. 2009)
Belgien (Boets et al. 2012, Dauvin et al. 2009, Kerckhof et al. 2007, Soors et al. 2010)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)
Deutschland (Landschoff et al. 2013, Obert et al. 2007)
Dänemark (Reise pers. Mitt., www.frammandearter.se)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Die japanische Pinsel-Felsenkrabbe *Hemigrapsus penicillatus* wurde von Asakura & Watanabe (2005) aufgrund morphologischer und gelelektrophoretischer Untersuchungen (Versuche von M. Takano) in die Arten *H. penicillatus* und *H. takanoi* aufgetrennt. Letztere wurde mehrheitlich als die nach Europa eingeschleppte Spezies angesehen. Schückel et al. (2013) gehen dagegen von einer im Artbildungsprozess befindlichen Spezies aus und dass *H. takanoi* als Synonym des älteren Namens *H.*

penicillatus zu betrachten sei. Demzufolge tauchen in der Literatur beide Bezeichnungen auf.
Wie auch die Schwesterart *H. sanguineus* erscheint *H. takanoi* aufgrund der Carapaxform quadratisch. Die Individuen zeigen nicht die auffällige Farbringelung der Beine wie bei *H. sanguineus*, und mit einer Carapaxbreite unter 30 mm bleiben sie ausgewachsen etwas kleiner als diese. Adulte Männchen besitzen an den Scheren ein auffälliges Haarbüschel (Pinsel-Scherenkrabbe), und Weibchen haben häufig zwei helle Flecken auf der Oberseite des Carapax (Obert et al. 2007). Eine sichere Abgrenzung von der Schwesterart ist für Weibchen und juvenile Tiere aber manchmal schwierig (vgl. *H. sanguineus*).
Verglichen mit *H. sanguineus* bevorzugen die Pinsel-Felsenkrabben schlickigere Sedimente mit geringer Hydrodynamik und sind häufig in geschützteren Habitaten, unter Steinen und auf eulitoralen Miesmuschelbänken zu finden (Dauvin et al. 2009, Landschoff et al. 2013), wo sie sich als opportunistische Omnivore sowohl von pflanzlichem Material als auch benthischen Invertebraten ernähren. Die Weibchen können im Verlauf des Sommers 3-4 Bruten mit bis zu 50 000 Eiern (Dauvin et al. 2009) produzieren.

Auswirkungen und invasives Potential:
Aufgrund vergleichbarer Klima- und Umweltbedingungen in ihrer asiatischen Heimat wird für die Pinsel-Scherenkrabbe eine weitere Kolonisierung europäischer Küsten vorausgesagt, begünstigt durch die Salinitäts- und Temperaturtoleranz wie auch die hohe Reproduktionsrate der Krabben. Insbesondere wird eine Konkurrenz beider *Hemigrapsus*-Arten zur heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas* vermutet, deren Lebensraum von den asiatischen Invasoren beansprucht wird (Soors et al. 2010). Breton et al. (2002) bezeichnen zwar das Verhältnis von juvenilen *Carcinus* und *H. takanoi* (*H. penicillatus*) einige Jahre nach deren Ansiedlung in Le Havre als ausgeglichen, Dauvin et al. (2009) finden in Dünkirchen jedoch nach zwei Jahren Dichten von maximal 60 Ind. m^{-2} und eine deutliche Dominanz von *H. takanoi*. In Gebieten mit kommerzieller Muschelzucht werden, ebenso wie für die Schwesterart, negative Auswirkungen auf Muschelbrut befürchtet (Dauvin 2009b).

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

evtl. Kategorie 1 (Konkurrenz und mögliche Verdrängung der heimischen Strandkrabbe *Carcinus maenas*)

Literatur: Asakura & Watanabe 2005, Breton et al. 2002, Dauvin 2009b, Dauvin & Delhay 2010, Dauvin et al. 2009, Gittenberger et al. 2010, Gollasch 1999, Lackschewitz et al. 2009, Landschoff et al. 2013, Noël et al. 1997, Obert et al. 2007, Schückel et al. 2013, Soors et al. 2010, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 02.09.2009)

Die männlichen Pinsel-Felsenkrabben *Hemigrapsus takanoi* zeichnen sich durch ein Haarpolster an der Basis der Scheren-Englieder aus, hier als dunkler Fleck zu erkennen. Carapaxbreite ca. 30 mm. (Foto: K. Reise)

(*Homarus americanus* (H. Milne Edwards, 1837)) (Amerikanischer Hummer)

Seit den 1960er Jahren wurden wiederholt Individuen des Amerikanischen Hummers in Küstengewässern nordeuropäischer Staaten wie Island, Norwegen, Schweden, Dänemark Großbritannien und Irland gefangen (Stebbing et al. 2012, van der Meeren et al. 2010). Die Annahme, dass diese Tiere beabsichtigt oder unbeabsichtigt aus dem Handel mit lebenden Hummern zu Speisezwecken stammten, ist naheliegend und gut begründet.

H. americanus, der an der amerikanischen und kanadischen Ostküste heimisch ist, unterscheidet sich von der europäischen Art durch verschiedene morphologische Merkmale, insbesondere durch Zähne am unteren Rand des Rostrums (vgl. Abb. in der genannten Literatur). Letztlich sind aber genetische Untersuchungen für eine zweifelsfreie Zuordnung erforderlich.

Anders als in der Ostsee, wo die Art aufgrund niedriger Salzgehalte nicht längerfristig überleben kann, ist die Etablierung des Amerikanischen Hummers in der Nordsee durchaus denkbar. Darüber hinaus ist eine Hybridisierung mit dem Europäischen Hummer (*Homarus gammarus*) möglich und führt bei den Weibchen von *H. americanus* zu vitaler Nachkommenschaft (Stebbings et al. 2012, van der Meeren et al. 2010).

Den zahlenmäßig begrenzten Populationen des Europäischen Hummers in deutschen Gewässern kann durch die Ausbreitung der größeren, konkurrenzstärkeren amerikanischen Art eine ernstzunehmende Bedrohung mit spürbaren negativen Konsequenzen erwachsen. Zusätzlich kann die heimische Art durch Hybridisierung gefährdet und durch die mögliche Einschleppung von Krankheiten dezimiert werden (Stebbings et al. 2012).

Noch fehlen eindeutige Nachweise für die Etablierung Amerikanischer Hummer an der Nordseeküste. Jedoch ist bekannt, dass Tiere auch in deutschen Gewässern ausgesetzt wurden und werden, so dass mit Funden dieser Art oder Hybriden zukünftig durchaus zu rechnen ist (Franke, pers. Mitt. 14.07.2014).

Literatur: Stebbing et al. 2012, van der Meeren et al. 2010

Orconectes limosus (Raphinesque, 1817)

Der Amerikanische Flusskrebs oder Kamberkrebs (engl.: Spiny-cheek crayfish) stammt aus den USA/Kanada und hat sein Hauptverbreitungsgebiet in limnischen Binnengewässern. Nehring & Leuchs (1999a) führen Funde auch im Nord-Ostsee-Kanal an, deren Herkunft jedoch ungeklärt scheint. Für Mecklenburg-Vorpommern gibt Zettler (1998) einen Überblick zum Vorkommen. Dort dringt die Art vereinzelt auch ins oligohaline Oderhaff oder bis an die Grenze der Boddengewässer vor (Gruszka 1999, Zettler 2001).

Im Dezember 1890 wurden 100 Individuen der Art von dem deutschen Fischereibiologen Max von dem Borne in einen Fischteich in der Nähe von Stettin/Szczecin eingesetzt. Nach Schulz & Smietana (2001) stammen von diesen Tieren vermutlich alle in Europa vorkommenden Kamberkrebse ab. Westman (2002) erwähnt dagegen das wiederholte Einbringen von Tieren in europäische Binnengewässer auch zu späteren Zeitpunkten. Auf seinem Siegeszug durch Europa verdrängte *Orconectes* in weiten Bereichen den europäischen Edelkrebs *Astacus astacus*. Wesentlich trug dazu bei, dass gleichzeitig die aus Amerika stammende Krebspest (*Aphanomyces astaci*) eingeschleppt wurde. Während *Orconectes limosus* gegen diese Pilzkrankheit immun ist, wurden die Bestände von *Astacus astacus* vielerorts nahezu ausgerottet.

Der Kamberkrebs toleriert ein weites Spektrum an Lebensraum- und Umweltbedingungen und ist auch gegen Gewässerbelastungen mit Pestiziden und Abwässern relativ unempfindlich (Westman 2002). Zudem weist er ein schnelleres Wachstum auf und ist dem heimischen Flusskrebs durch seine höhere Fruchtbarkeit überlegen.

Aufgrund der Salinität und der langen Invasionsgeschichte ist mit keiner weiteren Ausbreitung in die deutsche Ostsee zu rechnen.

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Nehring & Leuchs 1999a, Schulz & Smietana 2001, Westman 2002, Zettler 1998, 2001

Palaemon macrodactylus Rathbun, 1902

***Palaemon macrodactylus* stammt aus dem Nordwest-Pazifik und ist weltweit verbreitet. Durch die Ähnlichkeit zu heimischen *Palaemon*-Arten wurde sie erst verspätet an europäischen Küsten entdeckt. Für die deutsche Nordsee erfolgte der erste Nachweis 2004, und inzwischen bildet die Garnele dort stabile Bestände. Da sie eine hohe Salinitätstoleranz besitzt und erste Exemplare bereits im Nord-Ostsee-Kanal gefangen wurden, ist eine Einwanderung in die Ostsee in naher Zukunft zu erwarten.**

Syn.: -

Deutscher Name: Wander-Felsengarnele
Englischer Name: Oriental shrimp

Status: nicht-heimische Art, etabliert (Nordsee)

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (China, Korea, Japan). Inzwischen weltweit verbreitet: Australien, Atlantik- und Pazifikküste der USA, Argentinien, Schwarzes Meer, europäische Atlantikküsten, Mittelmeer (Ashelby et al. 2004, 2013, Chicaro et al. 2009, González-Ortegón et al. 2007, Micu & Nita 2009, Raykov et al. 2010, Spivak et al. 2006)

Vektor: unbekannt; wahrscheinlich als Larven im Ballastwasser, sekundäre Weiterverbreitung möglicherweise mit Strömungen oder Küstenschifffahrt (Ashelby et al. 2013, González-Ortegón et al. 2007, Lavesque et al. 2010). Ob eine primäre Einschleppung nach Europa ein- oder mehrmals aus den Ursprungsländern oder von der amerikanischen Küste erfolgte, ist ebenfalls unbekannt (Ashelby et al. 2013). Ashelby et al. (2004, 2013) verweisen auch auf die Möglichkeit von freigesetzten Aquarientieren sowie auf den Handel mit Garnelen für den Restaurantbedarf oder als Angelköder. Dieses kann für Deutschland aber ausgeschlossen werden. Viele frühe Funde stammen aus der Nähe großer, internationaler Häfen, was die Annahme einer anthropogen bedingten Einschleppung stützt.

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2004 in der Geestemündung, Weserästuar (González-Ortegón et al. 2007)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der tatsächliche Zeitpunkt der Einschleppung von *Palaemon macrodactylus* nach Europa ist unbekannt, dürfte aber vermutlich auf den Beginn der 1990er Jahre datiert werden. Da die Spezies offenbar lange Zeit mit der sehr ähnlichen Art *P. longirostris* verwechselt worden war, blieb sie lange unentdeckt. Der erste europäische Fund wurde 1999 in der Mündung des Guadalquivir (Spanien) gemacht, und man nahm an, dass sich die Population dort zwischen 1997 und 1999 angesiedelt hatte (Cuesta et al. 2004, González-Ortegón et al. 2007). In der westfranzösischen Girondemündung wurden 2006 im Rahmen regelmäßiger Monitoring-Untersuchungen erste Exemplare von *P. macrodactylus* identifiziert. Bei der Kontrolle alter Sammlungen zeigte sich, dass die Garnele spätestens seit 1998 das Ästuar besiedelte (Béguer et al. 2007). Auch in Großbritannien wurde nach einem Fund im Orwellästuar im Jahr 2001 rückwirkend festgestellt, dass die Art bereits 1992 in der Themsemündung vorkam, was momentan als der früheste europäische Nachweis gilt (Ashelby et al. 2004, Worsfold & Ashelby 2006).
In den Niederlanden und Belgien wurden 2004 Individuen an verschiedenen Orten gefunden, und die Überprüfung alter Proben ergab, dass *P. macrodactylus* schon 1999 in der Westerschelde und 2003 in der Zeeschelde verbreitet war (d'Udekem d'Acoz et al. 2005, Soors et al. 2010). Das niederländische Wattenmeer wurde 2007 erreicht (Ruijter 2008).

An der deutschen Nordseeküste tauchten im Juli 2004 erste Exemplare in der Geestemündung (Weserästuar) auf, und im darauf folgenden Jahr wurden weitere Exemplare bei Hooksiel (Ostfriesland) gefangen (González-Ortegón et al. 2007). Die prognostizierte zügige Ausbreitung von *P. macrodactylus* entlang der deutschen Nordseeküste wird durch Fänge von Individuen in den Häfen Büsum, Wilhelmshaven, Bensersiel und Emden im Rahmen von ‚Rapid Assessment' Untersuchungen zwischen 2009 und 2013 bestätigt (Lackschewitz et al. 2009-2013). Neben Vorkommen aus der Jade wird von Schückel et al. (2013) auch ein Fang von *P. macrodactylus* aus der offenen Nordsee angegeben.
Eine bevorstehende Einwanderung in die Ostsee (González-Ortegón et al. 2007) deutet sich durch den Nachweis von Tieren im Nord-Ostsee-Kanal, 20 km vor Kiel, im Jahr 2009 an (Dürr 2010). Noch liegen Meldungen aus der westlichen Ostsee nicht vor, kämen aber nicht unerwartet (Ashelby et al. 2013).
Für skandinavische Küsten gibt es bisher keine Nachweise (www.frammandearter.se), die zunehmende Erwärmung des Meeres würde aber eine erfolgreiche Etablierung begünstigen.

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (González-Ortegón et al. 2007)
Niederlande (d'Udekem d'Acoz et al. 2005, Ruijter 2008)
Belgien (Boets et al. 2012, d'Udekem d'Acoz et al. 2005, Soors et al. 2010)
Großbritannien (Ashelby et al. 2004, Worsfold & Ashelby 2006)

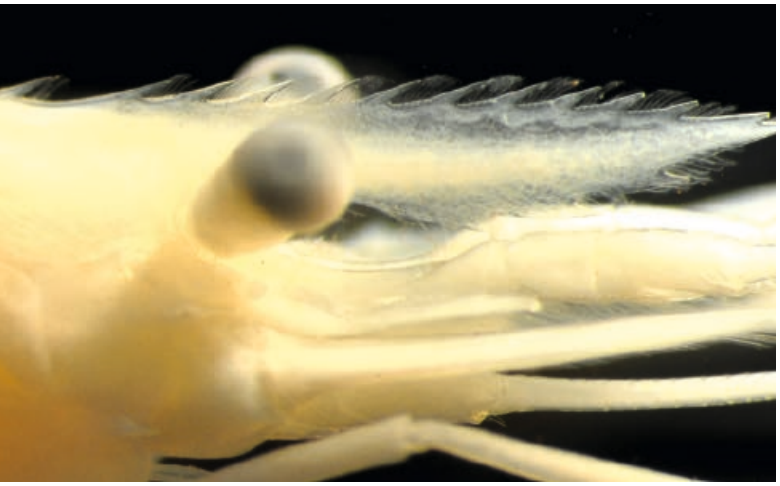
Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
(noch) kein Vorkommen (Dürr 2010, www.frammandearter.se)

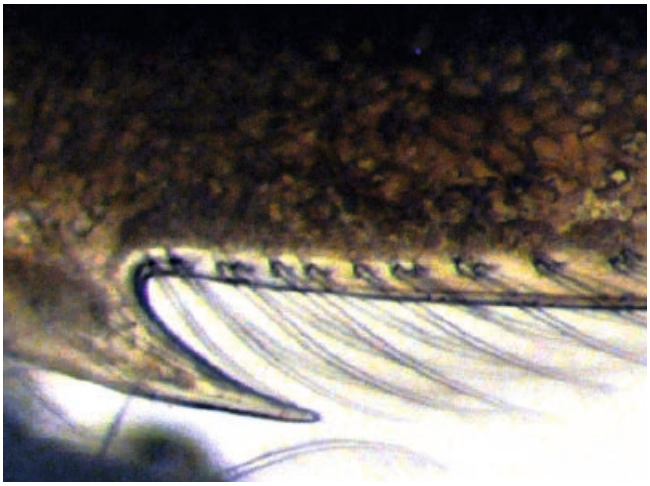
Zur Biologie und Ökologie:
Englische Quellen geben die Länge von *P. macrodactylus* mit bis zu 70 mm an (Ashelby et al. 2004), jedoch werden gewöhnlich mittlere Größen von 30-45 mm gemessen. Abhängig von Umweltbedingungen kann die Färbung stark variieren (Béguer et al. 2007), wobei häufig ein heller Rückenstreifen auftritt. Von anderen Palaemoniden unterscheidet sich *P. macrodactylus* durch eine höhere Anzahl von Zähnen auf dem Rostrum und andere mikroskopisch erkennbare Merkmale (s. Bestimmungsschlüssel von Gonzáles-Ortegón & Cuesta 2006). Die Tiere leben überwiegend räuberisch, sind aber prinzipiell omnivor (Ashelby et al. 2013). Sie sind an ein weites Spektrum von Umweltbedingungen angepasst und kommen wahrscheinlich auch mit erhöhten Schadstoffmengen zurecht, was einen Transport im Ballastwasser begünstigen würde. Neben niedrigen Sauerstoffgehalten tolerieren sie einen breiten Temperaturbereich und Salinitäten, die von nahezu Süßwasser bis ins marine Milieu reichen. Typischerweise sind sie in Ästuaren mit herabgesetzter Salinität, geschützten Häfen, Buchten oder Prielen verbreitet (Ashelby et al. 2004, 2013, Gonzáles-Ortegón & Cuesta 2006).

Auswirkungen und invasives Potential:
Der Art wird ein hohes invasives Potential bescheinigt (Béguer et al. 2011, Lavesque et al. 2010), und eine fortschreitende Ausbreitung an nordeuropäischen Küsten wird angenommen (Ashelby et al. 2013, Béguer et al. 2007, González-Ortegón et al. 2007).
Starke Auswirkungen sind bisher in Europa allerdings nicht nachgewiesen worden (Lavesque et al. 2010). Eine signifikante Nahrungskonkurrenz zu heimischen Garnelen wie *Crangon crangon* oder *Palaemon longirostris* kann bei zunehmenden Abundanzen jedoch nicht ausgeschlossen werden (Chícaro et al. 2009, Gonzáles-Ortegón et al. 2010, Soors et al. 2010). Mehrere Autoren (Ashelby et al 2004, Béguer et al. 2007 nach Gil-Turnes et al. 1989) betonen eine potentielle Gefährdung einheimischer Garnelenbestände durch die Einschleppung von Krankheiten (z. B. Pilzinfektionen).
Andrerseits erweitert sich mit *P. macrodactylus* für viele Küstenfische das Nahrungsangebot (Ashelby et al. 2004, Lavesque et al. 2010).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Ashelby et al. 2004, 2013, Béguer et al. 2007, 2011, Chicaro et al. 2009, Cuesta et al. 2004, Dürr 2010, Gonzáles-Ortegón & Cuesta 2006, González-Ortegón et al. 2007, 2010, Lackschewitz et al. 2009-2013, Lavesque et al. 2010, Micu & Niță 2009, Raykov et al. 2010, Ruijter 2008, Schückel et al. 2013, Soors et al. 2010, Spivak et al. 2006, d'Udekem d'Acoz et al. 2005, Worsfold & Ashelby 2006 www.frammandearter.se (Datenblatt v. 25.10.2010, schwedisch)





Palaemon macrodactylus (fixiertes Material); der obere Rand des Rostrums ist mit mehr Zähnen besetzt (hier 11) als bei den heimischen Arten, der untere Rand weist eine Doppelreihe gefiederter Borsten auf. Größe der Garnele laut Literatur bis 70 mm, i. d. R. kleiner, 30-40 mm. (Fotos: D. Lackschewitz)

Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841)

Die kleine decapode Krabbe *Rhithropanopeus harrisii* stammt von der amerikanischen Atlantikküste und gilt als genuine Brackwasserart. In der zweiten Hälfte des 19. Jh. wurde ihr Vorkommen in Europa erstmals aus der niederländischen Zuiderzee (IJsselmeer) beschrieben. In Deutschland tauchte sie 1936 im Nord-Ostsee-Kanal und damit verbundenen Gewässern auf. Inzwischen kommt *Rhithropanopeus harrisii* in vielen Flussästuaren der deutschen Nord- und Ostsee vor, wo sie versteckt in strömumgsberuhigten Zonen zwischen Steinen und Holz lebt. Ihre sukkzessive Ausbreitung scheint langsam vonstatten zu gehen, und bisher sind bemerkenswerte Auswirkungen nicht bekannt.

Syn.: *Pilumnus harrisii* Gould, 1841
Pilumnus tridentatus Maitland, 1874
Heteropanope tridentatus Tes

Deutscher Name: Brackwasserkrabbe, Rundkrabbe, Zuiderzeekrabbe
Englischer Name: Harris mud crab, Zuiderzee crab, White-fingered mud crab, Dwarf crab

Status: nicht-heimische Art, etabliert (in Brackwassergebieten der Nord- und Ostsee)

Lebensraum: Brackwasser

Ursprungs-/Donorgebiet: amerikanische Atlantikküste (Christiansen 1969, zit. in Eno et al. 1997 und Wolff 2005). Inzwischen in zahlreiche Länder eingeschleppt (Roche & Torchin 2007).

Vektor: Eine Verbreitung durch Schiffsverkehr wird allgemein angenommen, wobei der Larventransport im Ballastwasser bezweifelt wird (Eno et al. 1997, Wolff 2005). Vielmehr wird vermutet, dass die Art durch ihre geringe Größe und guten osmoregulatorischen Fähigkeiten für transozeanische Passagen im Aufwuchs von Schiffen prädestiniert ist (Nehring 2000b).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1975 (Emder Hafen) (Kühl 1977a, b)
Ostsee: 1948 (Schlei bei Lindaunis) (Kinne & Rotthauwe 1952)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Erstmals wurde die Krabbe in Europa 1874 aus der Zuiderzee beschrieben (Nehring & Leuchs 1999b), wo sie zu diesem Zeitpunkt allerdings in einigen Abschnitten schon sehr zahlreich war. Nach der Schließung dieser Meeresbucht im Jahr 1932 kam es zwischen 1933 und 1936 im jetzigen IJsselmeer zu einem Populationspeak (Wolff 2005), gefolgt von einem Niedergang der Bestände innerhalb eines Jahrzehnts (Nehring 2000b). Der letzte Fund aus dem IJsselmeer stammt von 1943 (Wolff 2005).

In Deutschland wurden erste Individuen von *Rhithropanopeus* im September 1936 im Nord-Ostsee-Kanal und dem damit verbundenen Flemhuder See gefunden (Kinne & Rotthauwe 1952 u.a.). Es wird vermutet, dass die Art bei der Erweiterung des Kanals 1910-1914 mit niederländischen Kähnen eingeschleppt wurde. Inzwischen besiedeln Brackwasserkrabben dauerhaft den gesamten mittleren Bereich des Nord-Ostsee-Kanals und sind weiterhin in Ausbreitung begriffen (Nehring 2000b).

An der deutschen Nordseeküste wurde 1975 bei Korrosionsuntersuchungen an einem Kraftwerk im Emder Hafen (Kühl 1977a) ein erstes Individuum entdeckt, das sich zwischen den Kalkröhren des ebenfalls nicht-heimischen Polychaeten *Ficopomatus enigmaticus* aufhielt (Kühl 1977b). Zwischen 1987 und 1993 tauchten bei Bestandserhebungen in der Gegend um Emden regelmäßig Tiere im Brackwasser und gelegentlich auch in reinem Süßwasser von Gräben auf (Post & Landmann 1994).

Erste Nachweise aus den Ästuaren von Elbe, Weser und Eider gelangen in den 1990er Jahren. Nehring (2000b) nimmt für die meisten Gewässer eigenständige Einschleppungen an. Die im Elbästuar gefangenen Tiere entstammen dagegen wahrscheinlich der Kanalpopulation, da die Fundstellen sich in der Nähe der Einfahrt in den Nord-Ostsee-Kanal befinden (Nehring & Leuchs 1999b).

An der deutschen Ostseeküste wurden zwischen 1948 und 1950 größere Individuenzahlen bei Lindaunis an der Schlei beobachtet, deren Vorkommen mit den Populationen im Nord-Ostsee-Kanal offenbar nicht in ursächlichem Zusammenhang standen (Kinne & Rotthauwe 1952). Fast zeitgleich wurde *Rhithropanopeus* in Polen im Weichseldelta (1951) und der Danziger Bucht (1954) gefunden. Da von den dazwischenliegenden Küstenabschnitten keine Vorkommen bekannt waren, können eigenständige, voneinander unabhängige Einschleppungen angenommen werden (Nehring 2000b). Von Polen aus wanderten die Krabben westwärts und erreichten in den 1980er Jahren das Achterwasser der Wolin-Usedomer Boddenkette (Nehring 2000b). Seit den 1990ern besiedeln sie den

Greifswalder Bodden, Strelasund und Rügen sowie die westlicher gelegenen Boddengewässer (Zettler & Röhner 2004). 1998 wurden sie an der offenen Ostseeküste bei Warnemünde, Kühlungsborn, Kägsdorf und Rerik nachgewiesen (Nehring 2000b), und Kinzelbach (1998, zit. in Nehring 2000b) vermutete auch ein Vorkommen im Salzhaff vor der Wismarer Bucht (was von Zettler & Röhner (2004) bezweifelt wurde).

Erste Funde in der Unterwarnow bei Rostock 2008 (Zettler pers. Mitt. 2012) wurden durch Untersuchungen von Wittfoth & Zettler (2013) bestätigt.

Vorkommen von *Rhithropanopeus harrisii*, die 1997 in der Kieler Förde vor der Schleuse zum Nord-Ostsee-Kanal entdeckt wurden (Bothmann 1998 in Nehring 2000), sind dagegen sehr wahrscheinlich der Kanalpopulation zuzurechnen.

Von den skandinavischen Küsten existieren wenige Nachweise. Neben Einzelfunden aus dem Hafen von Kopenhagen 1953 und 1954 scheint sich die Krabbe in jüngerer Vergangenheit in Südost-Dänemark angesiedelt zu haben (Jensen 2010j; die Originalliteratur hierzu konnte nicht eingesehen werden). An den Küsten der südlichen Ostsee hat sich die Brackwasserkrabbe dagegen nicht nur in Deutschland und Polen ausgebreitet, sondern inzwischen auch in Litauen (Bačevicius & Gasiūnaitė 2008), Estland (Kotta & Ojaveer 2012) und Südfinnland (Fowler et al. 2013).

Der bei www.frammandearter.se angegebene Nachweis für Russland, bezieht sich auf die Gebiete des Frischen und Kurischen Haffs und stammt möglicherweise von litauischen Küsten. Von einer Verbreitung auch im russischen Teil des Frischen und Kurischen Haffs ist aber auszugehen.

Vorkommen an Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Nehring 2000b, Nehring & Leuchs 1999b)
Niederlande (Wolff 2005)
Belgien (Boets et al. 2012, Wolff 2005, Wouters 2002)
Großbritannien (offenbar nur in Cardiff (Wales) 1996, Eno et al. 1997, Nehring 2000b)

Vorkommen an Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Nehring 2000b)
Dänemark (Jensen 2010j, Jensen & Knudsen 2005)
Polen (Nehring 2000b)
Russland (www.frammandearter.se)
Litauen (Bačevicius & Gasiūnaitė 2008)
Estland (Kotta & Ojaveer 2012)
Finnland (Fowler et al. 2013)

Zur Biologie und Ökologie:
Rhithropanopeus harrisii ist ein braun bis olivgrüner, decapoder Krebs von ca. 20 mm Carapaxbreite mit weißspitzigen Scheren, von denen eine etwas größer ist als die andere (www.frammandearter.se). Die Krabbe ist eine genuine Brackwasserart des oligo- und mesohalinen Bereichs. Sie bevorzugt strömumgsberuhigte Gewässer, wie Kanäle und Gräben, wo sie versteckt an sekundären Hartstrukturen und häufig in Lebensräumen mit hohem Anteil an pflanzlichem Material lebt. In den USA besiedelt sie offenbar ein breiteres Salinitätsspektrum (0,5-25 psu) als in Europa und kommt auch in Austernbänken vor. Zwar toleriert *Rhithropanopeus harrisii* dank guter osmoregulatorischer Fähigkeiten sowohl Süß- als auch Meerwasser, das Salinitätsoptimum liegt aber bei etwa 5 psu, und mit 16 psu scheint eine Obergrenze für die Etablierung einer fortpflanzungsfähigen Population erreicht zu sein.

Aufgrund ihrer physiologischen Eigenschaften ist die Art besser in der Lage Sauerstoffmangel und Gewässerbelastungen zu ertragen als heimische Krebse wie etwa die Strandkrabbe *Carcinus maenas* (Angaben aus Nehring 2000b soweit nicht anders vermerkt).

Auswirkungen und invasives Potential:
Der Krebs besiedelt im Brackwasser eine weitgehend unbesetzte ökologische Nische, und Nehring (2000b) vermutet, dass die Art aufgrung ihrer geringen Größe und versteckten Lebensweise in biologisch meist nicht intensiv untersuchten Gewässern häufig unentdeckt bleibt. Zudem werden die Tiere relativ leicht mit juvenilen Strandkrabben (*Carcinus maenas*) oder Wollhandkrabben (*Eriocheir sinensis*) verwechselt. Dadurch sind eine frühere Ansiedlung und ein weitere Verbreitung als dokumentiert nicht auszuschließen. Die maximale Ausdehnung in strömungsberuhigten Gewässerabschnitten ist offenbar noch nicht erreicht, und die Art scheint in Deutschland in sukzessiver aber langsamer Ausbreitung begriffen zu sein.

Durch die Besiedlung eines Naturraumes von minimaler autochthoner Artendichte ist die Einschleppung von *Rhithropanopeus harrisii* bisher ohne gravierende ökologische Folgen für die heimische Fauna geblieben (Nehring 2000b). Auch Eno et al. (1997) bescheinigen dem Krebs keine negativen Auswirkungen auf Umwelt oder kommerzielle Interessen, wobei sich das Vorkommen in Großbritannien jedoch auf einen geografisch

sehr kleinen Raum beschränkt. Publizierte Hinweise auf negative Effekte werden dagegen bei Roche & Torchin (2007) zusammengefasst.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Bačevicius & Gasiūnaitė 2008, Boets et al. 2012, Eno et al. 1997, Fowler et al. 2013, Jensen 2010j, Jensen & Knudsen 2005, Kinne & Rotthauwe 1952, Kotta & Ojaveer 2012, Kühl 1977a,b, Nehring 2000b, Nehring & Leuchs 1999b, Post & Landmann 1994, Roche & Torchin 2007, Wittfoth & Zettler 2013, Wolff 2005, Wouters 2002, Zettler & Röhner 2004
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 08.03.2013, schwedisch)

6.8. Insecta (Insekten)

Telmatogeton japonicus Tokunaga, 1933

Die Chironomide *Telmatogeton japonicus* wurde wohl schon Anfang der 1960er Jahre in die deutsche Ostsee (Kiel) eingeschleppt und besiedelt inzwischen viele Ufer der Nord- und Ostseeküste, wo sie an künstlichen Hartsubstraten vorkommt. Durch ihren Lebensraum in der Spritzwasserzone findet sie häufig keinen Eingang in Listen aquatischer Neobiota.

Syn.: *Telmatogeton remanei*
Telmatogeton gedanicus

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Brackwasser bis marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik (z. B. Japan und Hawaii), inzwischen kosmopolitisch

Vektor: unbekannt, möglicherweise an der Außenhaut von Schiffen transportiert (Brodin & Andersson 2009, Kerckhof et al. 2007, Remmert 1963)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1979 bei Brunsbüttel (NOK), 1982 auf Helgoland (Kronberg 1988)
Ostsee: 1962 in der Kieler Förde (Remmert 1963)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Eine Erstansiedlung in deutschen Gewässern hat vermutlich zwischen 1961 und 1963 in der Nähe von Kiel stattgefunden (Kronberg 1986). Vorher gab es keinen Nachweis für dieses Insekt in Nordwest-Europa, dessen Imagines durch ihre auffälligen Bewegungen schwer zu übersehen sind. 1963 wurde die Diptere als neue Art *T. remanei* vom Ufer der Kieler Außenförde beschrieben (Remmert 1963), wobei der Autor schon damals die Möglichkeit einer Einschleppung aus dem pazifischen Raum in Erwägung zog. Ebenso wie bei der in den 1970er Jahren von der polnischen Küste als *T. gedanicus* beschriebenen Art, handelt es sich aber in beiden Fällen um Synonyme von *T. japonicus* (Brodin & Andersson 2009, Kronberg 1986).
Die Vermutung, dass das Insekt mit Schiffen eingeschleppt wurde, wird durch die Tatsache gestützt, dass alle frühen Fundorte in der Nähe größerer Seehäfen liegen und die Chironomide über Eigenschaften verfügt, die sie zu einem Transport über weite Distanzen prädestiniert (Brodin & Andersson 2009).
Kronberg (1986, 1988) findet die Art in den 1980er Jahren an weiten Teilen der norddeutschen Ostseeküste sowie im NOK, aber auch 1982 auf Helgoland und prognostiziert eine weitere Ausdehnung des Verbreitungsareals durch Verdriftung von Larven und Imagines. 2009 bis 2013 werden im Rahmen eines Projektes zur Schnellerfassung von Neobiota alle Entwicklungsstadien in verschiedenen deutschen Häfen der Nord- und Ostsee gefunden (Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2009, 2013).
An der dänischen Nordseeküste wird im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen an den Sockeln von Offshore-Windkraftanlagen im Windpark Horns Rev eine starke Zunahme von *Telmatogeton* zwischen 2003 und 2004 konstatiert (Elsam Engineering A/S 2005, www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005).
Buschbaum (pers. Beob. Juli 2012) fand die Art in Esbjerg und im Hafen der Insel Fanø.
Belgische Küstengewässer besiedelte sie sehr wahrscheinlich schon vor 2005, als ihr Vorkommen erstmals von Seetonnen gemeldet wird (Brodin & Andersson 2009, Kerckhof et al. 2007).
Aus der Ostsee existieren frühe Nachweise aus dem Skagerrak (nördlich Göteborg, Nordsee) und von der deutschen Küste (Kronberg 1986, 1988) sowie 2007 von der schwedischen Südküste, wo Larven, Puppen und Imagines an den Sockeln von Offshore Windmühlen entdeckt wurden (Brodin & Andersson 2009). 2008 finden Raunio et al. (2009) vitale Populationen im Finnischen Golf bei nahezu Süßwasser-Bedingungen.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Belgien (Brodin & Andersson 2009, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Brodin & Andersson 2009)
Deutschland (Buschbaum et al. 2012, Kronberg 1988)
Dänemark (www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005)
Gollasch et al. (2009) listen ohne Quellenangabe zusätzlich Großbritannien und Norwegen auf.

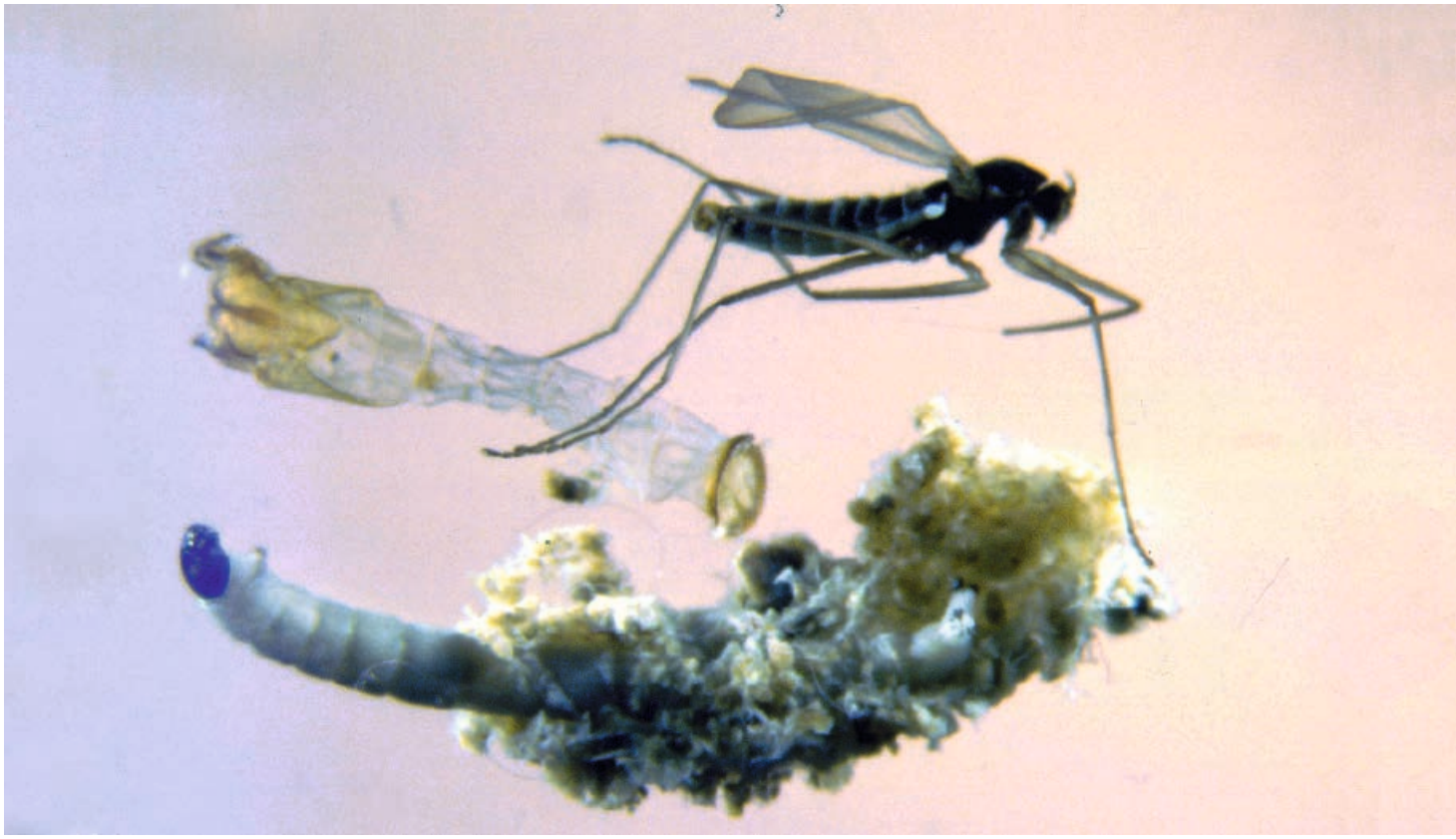
Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Kronberg 1986, 1988, Lackschewitz et al. 2009-2013)
Polen (Kronberg 1986)
Schweden (Brodin & Andersson 2009, www.frammandearter.se)
Finnland (Raunio et al. 2009)

Zur Biologie und Ökologie:
Telmatogeton japonicus besiedelt die Spritzwasserzone (‚Black zone') von Molen und Dämmen, Bojen, Pontons und Offshore-Anlagen, mehrere Meter über und einige Meter unter dem mittleren Wasserstand (Brodin & Andersson 2009). Die wenige Millimeter großen Imagines sind durch ihre taumelnden Bewegungen an der Wasserlinie künstlicher Hartsubstrate leicht zu entdecken. Die Larvenhüllen sind sehr fest an den Untergrund geheftet und bieten somit nicht nur Schutz vor Strömungen und Wellen, sondern auch vor Fressfeinden (Brodin & Andersson 2009, Remmert 1963).
Die hohe Toleranz bezüglich Umweltbedingungen wie Salinität, Temperatur und Eutrophierung sowie die Fähigkeit neue Lebensräume schnell und effektiv zu besiedeln, machen *Telmatogeton japonicus* zu einem erfolgreichen Einwanderer.

Auswirkungen und invasives Potential:
Bisher sind keine gravierenden negativen Auswirkungen bekannt. In den Niederlanden wurde die Chironomide als beliebte Nahrungsquelle von Wasservögeln entdeckt, da *Telmatogeton japonicus* auch in der kalten Jahreszeit aktiv ist, wenn Futter rar ist. Mit der Zunahme von Offshore-Anlagen muss in Zukunft mit einer deutlichen Ausdehnung des Verbreitungsgebietes gerechnet werden, und da die Spezies konkurrenzstark ist, ist eine Beeinträchtigung heimischer Arten zumindest im Bereich des Möglichen (Brodin & Andersson 2009).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Brodin & Andersson 2009, Buschbaum et al. 2012, Elsam Engineering A/S 2005, Gollasch et al. 2009, Kerckhof et al. 2007, Kronberg 1986, 1988, Lackschewitz et al. 2009-2013, Raunio et al. 2009, Remmert 1963
www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 20.11.2009)



Imago, Puppenhülle und Larve der Diptere *Telmatogeton japonicus* (v.o.n.u.). (Foto: D. Lackschewitz)

6.9. Bryozoa (Moostierchen)

Bowerbankia gracilis Leidy, 1855 (syn. *B. caudata* Hincks, 1880)
B. imbricata (Adams, 1798)

Beide *Bowerbankia*-Arten wurden von niederländischen Autoren in der Vergangenheit ohne nähere Erläuterungen als nicht-heimisch bezeichnet (vgl. Wolff 2005). Wolff (1999) hält *B. gracilis* aufgrund ihrer kosmopolitischen Verbreitung möglicherweise für kryptogen und Lambdon gibt sie für Großbritannien als kryptogen an (DAISIE- Datenbank, www.europe-aliens.org/index.jsp).

In den meisten Listen eingeschleppter und kryptogener Organismen tauchen die Arten jedoch nicht auf.

Beide Spezies sind an der deutschen Nordseeküste verbreitet (s. z. B. Harms 1993) und kommen offenbar auch im Brackwasser der Ostsee bzw. im Nord-Ostsee-Kanal vor (Gerlach 2000).

Literatur: Gerlach 2000, Harms 1993, Wolff 1999, 2005 www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE- Datenbank, 23.01.2014)

Bugula neritina (Linnaeus, 1758) (syn. *Sertularia neritina*)

Eine bäumchenartig wachsende Bryozoe, deren Kolonien in lebendem Zustand durch ihre auffällige dunkelrote Färbung charakterisiert sind. Vermutlich aus dem Westatlantik stammend (Ryland et al. 2011) sind Vorkommen von europäischen Atlantikküsten und aus mehreren Nordsee-Anrainerstaaten bekannt (vgl. Arenas et al. 2006, De Blauwe 2009, Ryland et al. 2011 u.a.).

An der deutschen Nordseeküste wurden **2010** im Rahmen einer Pilotstudie zu einem ‚Rapid Assessment' Verfahren erstmals zahlreiche Kolonien an einem stationären, halb untergetauchten Fender im Sportboothafen von Hörnum/Sylt entdeckt (Lackschewitz et al. 2010). Im darauffolgenden Sommer 2011 war die Art jedoch wieder verschwunden. Da sie als wärmeliebend gilt, war möglicherweise der dazwischen liegende strenge Winter und/oder die für eine erfolgreiche Reproduktion zu kalten Wassertemperaturen (Ryland et al. 2011) für das Verschwinden verantwortlich. Nach Marchini et al. (2007), Ryland & Hayward (1977) und Ryland et al. (2011) kommt sie häufig zusammen mit den Bryozoen *Tricellaria inopinata* (s. u.) und *Bugula stolonifera* vor, die beide in den Jahren 2009 und 2010 ebenfalls im Hörnumer Hafen gefunden worden waren.

Literatur: Arenas et al. 2006, De Blauwe 2009, Lackschewitz et al. 2010, Marchini et al. 2007, Ryland & Hayward 1977, Ryland et al. 2011

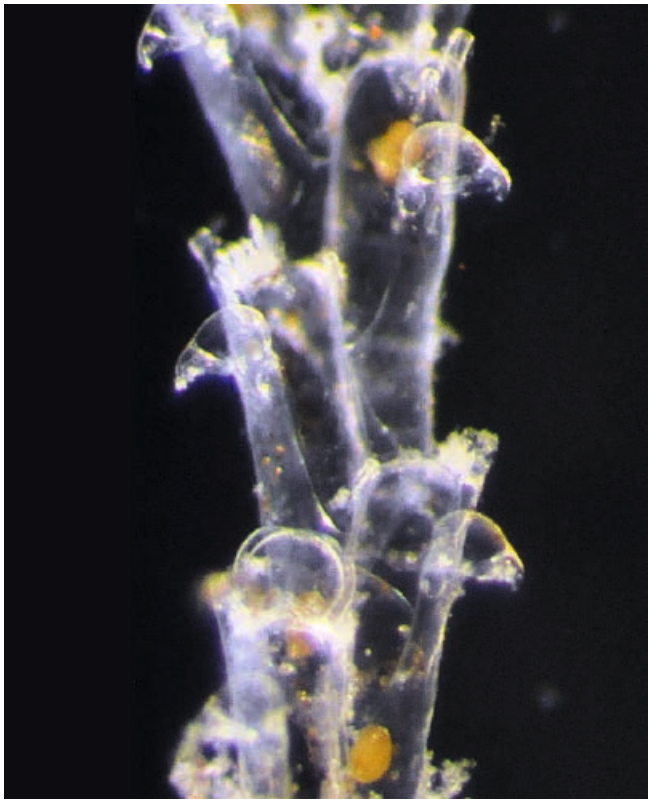
Die Kolonien von *Bugula neritina* fallen durch ihre dunkelrote Farbe auf (hier fixiertes Material). (Foto: D. Lackschewitz)

Bugula stolonifera Ryland, 1960

Bugula stolonifera ist eine kosmopolitisch verbreitete, bäumchenförmig wachsende Bryozoe von grau-weißer Farbe (Scholz et al. 2003). Ryland et al. (2011) halten ihren Status für unklar. Während Wolff (2005) sie ‚möglicherweise nicht-heimisch' nennt und Kerckhof et al. (2007) sie als kryptogen bezeichnen, stufen Gittenberger et al. (2010) sie als nicht-heimisch ein. Auch Ryland et al. (2011) konstatieren, dass die Art in Westeuropa nicht durchgängig als Alien betrachtet wird, bescheinigen ihr aber invasives Verhalten. Von wann genau der erste Nachweis in Nordwest-Europa stammt ist unklar, da mögliche Vorkommen vom Ende des 19. Jh. aus Großbritannien und den Niederlanden nicht eindeutig sind. Eine Erstbeschreibung erfolgte 1960 für Großbritannien (Wales) (Ryland et al. 2011).
Im Mittelmeer ist die Bryozoe ebenso verbreitet wie in britischen, niederländischen und belgischen Yachthäfen (De Blauwe 2009, Kerckhof et al. 2007, Ryland et al. 2011, Wolff 2005). Gittenberger et al. (2010) finden sie 2009 im niederländischen Wattenmeer der westfriesischen Inseln und geben ihr Vorkommen als stellenweise sehr häufig mit möglichen negativen Auswirkungen auf das Ökosystem an. An der deutschen Nordseeküste ist sie seit geraumer Zeit etabliert, wobei keine Angaben über den genauen Zeitpunkt eines Erstfundes gefunden werden konnten. Ihr Vorkommen ist u. a. von Helgoland 1987 dokumentiert (Schultze et al. 1990). 2010 wurde sie im Rahmen einer Pilotstudie zu einem ‚Rapid Assessment' Verfahren im Sportboothafen von Hörnum/Sylt nachgewiesen, wo sie zusammen mit *Bugula neritina* wuchs. An Bootsstegen im Wilhelmshavener Nassauhafen war sie regelmäßig und kam sowohl im Sommer 2010 als auch 2011, 2012 und 2013 vor (Lackschewitz et al. 2010-2013).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Gittenberger et al. 2010, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2011, Ryland et al. 2011, Scholz et al. 2003, Schultze et al. 1990, Wolff 2005



Die Avicularien vieler *Bugula*-Arten, wie hier *Bugula stolonifera*, ähneln Vogelköpfen. (Foto: D. Lackschewitz)

Fenestrulina delicia Winston, Hayward & Craig, 2000

Die Art wurde von der amerikanischen Nordostküste (Maine) beschrieben, etwas später aber auch an der US-amerikanischen Westküste gefunden (Alaska, Oregon, Kalifornien) (De Blauwe 2009, Dick et al. 2005).
Der Ursprung ist unbekannt. In Europa erschien *F. delicia* erstmals 2005 in der Oosterschelde, seit 2007/2008 wird sie auch aus Nordfrankreich gemeldet (De Blauwe 2009, www.frammandearter.se). Strandgut von der französischen Kanalküste, das an belgischen und niederländischen Stränden antreibt, ist seit Ende 2009 regelmäßig damit bewachsen (De Blauwe 2014: Errata zu De Blauwe 2009 unter www.marinespecies.org/deblauwehans/errata.php).
In deutschen Gewässern konnte *Fenestrulina delicia* im August 2011 in Proben aus der Tiefen Rinne bei Helgoland identifiziert werden (De Blauwe et al. 2014, Kuhlenkamp & Kind 2012). Kuhlenkamp (pers. Mitt. April 2014) schließt frühere, durch Fehlbestimmungen unerkannt gebliebene Vorkommen nicht aus.

Literatur: De Blauwe 2009, De Blauwe et al. 2014, Dick et al. 2005, Kuhlenkamp & Kind 2012
www.frammandearter.se (Datenblatt v. 22.12.2010)

Schizobrachiella verrilli (Maturo & Schopf, 1968) (syn. *Hippoporina verrilli*)

Eine inkrustierende Bryozoe, die im August **2011** in der Tiefen Rinne bei Helgoland erstmals sicher für deutsche Gewässer nachgewiesen wurde (Kuhlenkamp & Kind 2012). Kuhlenkamp (pers. Mitt. April 2014) vermutet, dass die Art schon länger vorkommt, aber früher fehlbestimmt wurde.

Für Nordeuropa existieren Funde aus der belgischen Nordsee und der niederländischen Oosterschelde aus den Jahren 2004 und 2005 (als *Hippoporina* sp.) (De Blauwe 2009) sowie von 2013 ebenfalls aus belgischen Gewässern (De Blauwe, pers. Mitt. April 2014). Eine Einschleppung in jüngerer Vergangenheit schließt der Autor allerdings aufgrund eines Nachweises aus dem belgischen Seegebiet von 1905 aus.

Die Herkunft der Art ist unklar. http://www.bryozoa.net/ gibt als Verbreitungsgebiet den Nordwest-Atlantik an, und die Art ist nach http://gulfbase.org/biogomx von verschiedenen Stellen der US-amerikanischen Ostküste beschrieben, aber der eigentliche Ursprungsort ist unbekannt.

Literatur: De Blauwe 2009, Kuhlenkamp & Kind 2012
http://www.bryozoa.net/
http://gulfbase.org/biogomx (24.04.2014)

Smittoidea prolifica Osburne, 1952

Diese krustenbildende Bryozoe wurde erstmals in deutschen Gewässern im August **2011** in der Tiefen Rinne bei Helgoland gefunden (Kuhlenkamp, pers. Mitt. April 2014). Die Art stammt von der kalifornischen Pazifikküste.

De Blauwe & Faasse (2004) vermuten eine Einschleppung in das niederländische Rheindelta mit Muschelimporten in den 1990er Jahren, wo sie möglicherweise zunächst fehlbestimmt worden war. *S. prolifica* verfügt über ein weites ökologisches Spektrum, wächst Substrat-unspezifisch (z. B. auch auf dem Japanischen Beerentang *Sargassum muticum*) und reproduziert und verbreitet sich schnell. Trotzdem erwarten De Blauwe & Faasse (2004) keine schwerwiegenden ökologischen Konsequenzen, da die Bryozoe nicht dominant ist und keine anderen Arten überwächst.

Literatur: De Blauwe & Faasse 2004

Tricellaria inopinata d'Hondt & Occhipinti Ambrogi, 1985

Eine bäumchenförmig verzweigte Bryozoe aus dem Pazifik, die 1982 zunächst im Mittelmeer auftauchte und sich seitdem entlang europäischer Küsten bis in die Nordsee ausgebreitet hat. Sie ist in geschützten Sportboothäfen verschiedener Nordseeanrainerstaaten anzutreffen. Im Jahr 2009 wurde sie in drei Häfen der deutschen Nordseeküste gefunden, verschwand aber von dort wieder. 2011 und 2013 wurde sie dann im Helgoländer Hafen entdeckt, z. T. als eingetrocknete Exemplare an aus dem Wasser geholten Sportboot-Schwimmstegen. Die Bryozoe gilt als invasiv, kann sich rasch und flächendeckend ausbreiten und dabei ähnliche Arten zurückdrängen.

Syn.: -

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: nicht-heimische Art, momentaner Status unsicher (Nachweise 2009 bis 2014 in Nordseehäfen)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: gemäßigte Zonen des Pazifik mit Vorkommen in Nordamerika, Japan, Taiwan, Australien, (eingeschleppt in) Neuseeland (Dyrynda et al. 2000); in Europa zunächst im Mittelmeer mit anschließender Ausbreitung entlang der europäischen Atlantikküste bis in die Nordsee (De Blauwe & Faasse 2001); seit 2010 auch an der nordamerikanischen Atlantikküste eingeschleppt (Johnson et al. 2012)

Vektor: Auch wenn ein Import mit Austern für den primären Eintrag ins Mittelmeer nicht ausgeschlossen wird (Occhipinti Ambrogi 2000), gilt die Einschleppung im Schiffsbewuchs als der wahrscheinlichste Vektor.

Eine sekundäre Verbreitung hat in Europa vermutlich mit Sportbooten oder über kleine Küstenschifffahrt sowie möglicherweise mit verdrifteten Algenfragmenten, z. B. auf *Sargassum muticum* stattgefunden (De Blauwe & Faasse 2001). Marchini et al. (2007) finden in dem von Sportbooten genutzten Abschnitt einer portugiesischen Lagune mehr Ansiedlung von *T. inopinata* als in dem von internationaler Schifffahrt frequentierten Bereich.
Eine Verfrachtung mit Aquakulturmuscheln wird dagegen für das westliche Mittelmeer angenommen (Lodola et al. 2012).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2009 (Sylt und Wilhelmshaven, Lackschewitz et al. 2009)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In Europa tauchte die Art erstmalig 1982 in der Lagune von Venedig auf (d'Hondt & Occhipinti Ambrogi 1985), wo sie sich bis Ende der 1980er Jahre massiv ausbreitete. 1996 wurde sie an der nordspanischen Atlantikküste entdeckt und 1998 in Südengland (De Blauwe & Faasse 2001, Dyrynda et al. 2000). Im Jahr 2000 wurde *Tricellaria inopinata* in Sportboothäfen in Südfrankreich, Belgien und dem niederländischen Rheindelta nachgewiesen (De Blauwe & Faasse 2001, Kerckhof et al. 2007), wo man aufgrund der bereits ausgedehnten Verbreitung eine noch frühere Ansiedlung vermutete (De Blauwe & Faasse 2001, Wolff 2005). Im niederländischen Wattenmeer fanden Gittenberger et al. (2010) sie allerdings nicht.

An der deutschen Nordseeküste wurden 2009 im Rahmen einer Pilotstudie zu einem ‚Rapid Assessment' Verfahren zahlreiche Kolonien von *Tricellaria inopinata* in den Sportboothäfen von Wilhelmshaven, Hörnum und List nachgewiesen (Lackschewitz et al. 2009). Im darauffolgenden Sommer war die Art jedoch von allen drei Standorten verschwunden. Im August 2011 und Juni 2014 fand man sie im Helgoländer Hafen an Molen und Pontons. Im Februar 2013 wurden dort viele eingetrocknete Kolonien an den an Land liegenden Schwimmstegen des Sportboothafens entdeckt (Kind & Kuhlenkamp, pers. Mitt., Feb. 2013, April, Juni 2014).

Bereits im Jahr 2007 war *Tricellaria* in Miesmuschelimporten aus Großbritannien (Themsemündung) aufgetaucht, die ins Sublitoral des südlichen Sylter Wattenmeeres ausgebracht worden waren (Lackschewitz, pers. Beob. März bis Mai 2007).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Großbritannien (Arenas et al. 2006, Cook et al. 2013, Dyrynda et al. 2000)
Belgien (Cook et al. 2013, De Blauwe & Faasse 2001, Kerckhof et al. 2007)
Niederlande (Cook et al. 2013, De Blauwe & Faasse 2001, Wolff 2005)
Deutschland (Lackschewitz et al. 2009)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Die grau-weißen Kolonien von *Tricellaria inopinata* wachsen bäumchenartig verzweigt sowohl auf künstlichen Hartsubstraten als auch auf einer Vielzahl biogener Untergründe wie z. B. Muscheln, Algen, der eingeschleppten Tunicate *Styela clava*, anderen Bryozoen etc. Durch ihre opportunistische Lebensweise tolerieren sie auch eutrophe Gewässer und weite Temperatur- und Salinitätsbereiche (2-34.5 °C und 20-35 psu) und überstehen kältere Winter mit Eisgang. Obwohl die Bryozoe bevorzugt in geschützten Häfen siedelt, kann sie auch außerhalb dieser im Freiland vorkommen (alle Angaben Blauwe & Faasse 2001, Dyrynda et al. 2000, De Johnson et al. 2012).

Durch die Kurzlebigkeit der Larven ist eine natürliche Ausbreitung über weite Entfernungen wenig wahrscheinlich. Johnson et al. (2012) weisen darauf hin, dass eine Rückbildung (der aufrechten Teile) der Kolonie und ein erneutes Auswachsen auch unter natürlichen Bedingungen stattfindet, womit eine transozeanische Passage vermutlich unbeschadet überstanden werden könnte.

Auswirkungen und invasives Potential:
T. inopinata gilt als invasive Art (Dyrynda et al. 2000, Johnson et al 2012, www.frammandearter.se). Ihre massive Ausbreitung in der Lagune von Venedig in den 1980er Jahren war mit einem drastischen Rückgang heimischer Bryozoen verbunden, der zusätzlich durch weitere Ursachen begünstigt wurde (Occhipinti Ambrogi 2000). Gegen Ende der 1980er Jahre kam es zu einem allgemeinen Einbruch in den Abundanzen aller Bryozoen, und die flächendeckende Verbreitung von *Tricellaria inopinata* zerfiel in isolierte Bestände (Dyrynda et al. 2000).

In Woods Hole an der nordamerikanischen Atlantikküste führte das Auftauchen von *Tricellaria* 2010 zu einem Rückgang der bis dahin dominierenden Art *Bugula stolonifera* (Johnson et al. 2012). Die Autoren vermuten, dass neben der jahreszeitlich früheren Reproduktion von *Tricellaria inopinata* ihr auch die Fähigkeit epizoisch andere Bryozoen zu überwachsen einen entscheidenden Vorteil verschafft.

An den Fundorten der deutschen Nordseeküste war *Tricellaria inopinata* 2009 häufig, und die meisten Kolonien waren fertil. Trotzdem brachte im darauffolgenden Sommer selbst eine gezielte Suche keine erneuten Funde.

De Blauwe & Faasse (2001) und Arenas et al. (2006) finden *Tricellaria inopinata* in Häfen und geschützten Gewässern und halten eine Ausbreitung in die offene Nordsee für wenig wahrscheinlich. Aufgrund des offensichtlichen invasiven Potentials der Bryozoe sollte die weitere Entwicklung, speziell was die mögliche Besiedlung von Freilandhabitaten angeht, aufmerksam verfolgt werden (Johnson et al. 2012).

Kategorie 2 (Neobiota, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, aber die an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Arenas et al. 2006, Cook et al. 2013, De Blauwe & Faasse 2001, d'Hondt & Occhipinti Ambrogi 1985, Dyrynda et al. 2000, Gittenberger et al. 2010, Johnson et al. 2012, Kerckhof et al. 2007, Lackschewitz et al. 2009, Lodola et al. 2012, Marchini et al. 2007, Occhipinti Ambrogi 2000, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 02.09.2010)

Die Zooide von *Tricellaria inopinata* weisen als typische Merkmale Poren in den Ovicellen und ein gelapptes Scutum auf. (Foto: D. Lackschewitz)

Victorella pavida Saville-Kent, 1870

Eine kleine Bryozoe aus dem Brackwasser, deren Zooide über Stolone verbunden sind und die großflächige Überzüge auf Hartsubstraten bilden kann. Von unklarer Herkunft und problematischer Taxonomie wird sie in der Literatur sowohl als nicht-heimisch wie auch als kryptogen bezeichnet. In der Ostsee ist sie möglicherweise ausgestorben, dagegen gehört sie im Nord-Ostsee-Kanal zwischen Rendsburg und Kiel zum Fauneninventar und ist in ostfriesischen Brackwassergräben verbreitet.

Syn.: *Paludicella mülleri*
Victorella mülleri
Tanganella mülleri

Deutscher Name: -
Englischer Name: Trembling sea mat

Status: *Victorella pavida* wird von Nehring & Leuchs (2000) als nicht-heimisch angegeben, von Wolff (2005) dagegen für die Niederlande als kryptogen bezeichnet. Die Art ist in beiden Ländern (lokal) etabliert.

Lebensraum: Brackwasser (Nehring & Leuchs 2000, Post & Landmann 1994)

Ursprungs-/Donorgebiet: kosmopolitisch verbreitete Art von unklarer Herkunft; sowohl der Indopazifik als auch der ponto-kaspische Raum werden diskutiert (Nehring & Leuchs 2000).

Vektor: wahrscheinlich als Schiffsbewuchs

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: ?
Ostsee: 1911 (evtl. früher, s. u.) bei Greifswald, Pillau und Rostock (Ulrich 1926)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
In Europa wurde die Bryozoe 1868 in den Victoria Docks von London gefunden und von Kent (1870) als neue Art beschrieben.

Wahrscheinlich wurde sie an der deutschen Ostseeküste erstmals 1880 von Müller im Ryck bei Greifswald gesammelt (Brattström 1954) und die beiden gefundenen Morphen von Kraepelin (1887) zunächst als verschiedene Entwicklungsstadien von *Victorella pavida* betrachtet, später jedoch als zwei getrennte Arten, *V. pavida* und *Paludicella mülleri*, eingestuft. In den folgenden Jahren wurde die Bryozoe am Frischen Haff (1911), in Rostock (1925 und aufgrund alter Proben auch 1911) und mehrfach im Ryck nachgewiesen (Braem 1951, Brattström 1954), wobei die Zugehörigkeit des gesammelten Materials wegen der großen Variabilität in der Gattung äußerst kontrovers diskutiert wurde: Während die meisten Autoren in der ersten Hälfte des 20. Jh. beide Formen für unterschiedliche Entwicklungsstadien bzw. saisonale Brutvariationen oder dichteabhängige Ausbildungen von *V. pavida* hielten (s. Brattström 1954), ordnete Braem (1951) das vorhandene Material drei Arten zu: *Victorella pavida* und *Tanganella mülleri* (syn. *Victorella m.*, *Paludicella m.*) mit Vorkommen im Ryck und *Bulbella abscondita* als einen in Nord- und Ostsee verbreiteten Brackwasserbewohner (z. B. in London, Pillau und im Rostocker Hafen). Darüber hinaus hält er *Victorella pavida* nicht für neuzeitlich eingewandert(-geschleppt), sondern für einen einer lokalen Reliktfauna angehörenden Organismus.

Offenbar ist die Frage, ob *Victorella pavida* und *V. mülleri* Synonyme darstellen oder ob es sich um eigenständige Arten handelt, noch immer nicht abschließend geklärt, weshalb De Blauwe (2009) für Belgien und die Niederlande lediglich von *Victorella* sp. spricht.

Neben diesen frühen Fundorten an der deutschen Ostseeküste wurde die Bryozoe 1926 auch bei Tvärminne im Finnischen Meerbusen (Luther 1927) und 1947 im Hafen von Malmö nachgewiesen, wie auch in Belgien, Frankreich und Bulgarien sowie in verschiedenen außereuropäischen Ländern (alle Angaben bei Brattström 1954).

Da das Vorkommen in der Ostsee seit vielen Jahren nicht mehr bestätigt wurde, vermuten Nehring & Leuchs (2000) das Erlöschen der dortigen Populationen.

Im östlichen Teil des Nord-Ostsee-Kanals, wo Ax (1952) sie in Kiel an der Holtenauer Schleuse 1951 erstmals entdeckte, scheint sie zwischen Kiel und Rendsburg aber noch zum festen Bestandteil des Fauneninventars zu gehören (Nehring & Leuchs 2000).

An der ostfriesischen Nordseeküste finden Post & Landmann (1994) *Victorella pavida* im Bereich des Emder Hafens und in Brackwassergräben, wo sie offenbar nicht selten ist, jedoch aufgrund ihrer geringen Größe leicht übersehen wird.

In den Niederlanden ist *Victorella pavida* im nicht-tidalen Brackwasser der Delta-Region etabliert und verbreitet

(Faasse & De Blauwe 2004, Wolff 2005) und kommt in Belgien bei Nieuwpoort vor (De Blauwe 2009). Für Großbritannien geben Hayward & Ryland (1990) lokal begrenzte, aber dann häufig sehr dichte Vorkommen in einem weiten Salinitätsspektrum an.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Post & Landmann 1994)
Niederlande (Faasse & De Blauwe 2004, Wolff 2005)
Belgien (De Blauwe 2009)
Großbritannien (Erstbeschreibung aus London, aber nach http://www.marlin.ac.uk Vorkommen z. Zt. nur in einer Brackwasserlagune in Cornwall, westl. Ärmelkanal)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (NOK) (Nehring & Leuchs 2000) und frühe Nachweise (s. o.)
Schweden (Malmö 1947; Brattström 1954)
Finnland (Tvärminne1926; Luther 1927)
Polen und Russland (alte Nachweise aus Pillau (1911) und Hel (1930er); s. Brattström 1954)

(Für die in den Datenbanken Baltic Sea Alien Species Database und www.frammandearter.se genannten möglichen Vorkommen im Bottnischen Meerbusen wurden keine Quellen gefunden. Möglicherweise handelt es sich um eine Verwechselung mit dem Finnischen Meerbusen (Tvärminne).)

Zur Biologie und Ökologie:
Die Kolonien setzen sich aus aufrecht wachsenden Zooiden zusammen, die über Stolone miteinander verbunden sind und den *Bowerbankia*-Arten ähneln. Die dichten Netzwerke auf organischen und anorganischen Hartsubstraten bilden nach Ulrich (1926) ‚…zumeist schöne, gleichmäßige und dichte Rasen, die in ihrer Zartheit und Reinheit einen wundervollen Anblick bieten…'. Die Bryozoen siedeln vorzugsweise in brackigem Flachwasser, tolerieren aber ein sehr weites Salinitätsspektrum, das nach Hayward & Ryland (1990) sogar bis zu 35 psu reichen kann, wohingegen sie reines Süßwasser offenbar meiden (www.frammandearter.se).

Auswirkungen und invasives Potential:
unbekannt

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Ax 1952, Braem 1951, Brattström 1954, De Blauwe 2009, Faasse & De Blauwe 2004, Hayward & Ryland 1990, Kent 1870, Kraepelin 1887, Luther 1927, Nehring & Leuchs 2000, Post & Landmann 1994, Ulrich 1926, Wolff 2005
http://www.corpi.ku.lt/nemo/alien species directory.html (Baltic Sea Alien Species Database) (Aktualisierung v. 25.10. 2010)
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)
http://www.marlin.ac.uk (15.02.2013)

(Watersipora subtorquata (d'Orbigny, 1852)*)*

Im Sommer **2012** wurden massenhaft losgerissene Thalli der Braunalge *Himanthalia elongata* auf Helgoland angetrieben, die sehr wahrscheinlich von südenglischen oder nordfranzösischen Küsten des Ärmelkanals stammten. Etliche Haftorgane der Algen waren mit lebenden Kolonien der Bryozoe *Watersipora subtorquata* bewachsen. Bislang gibt es jedoch (noch) keinen Nachweis einer Ansiedlung und Etablierung dieser Art auf Helgoland (s. Anhang ‚Arten an benachbarten Küsten, mit deren Ausbreitung in deutsche Gewässer gerechnet werden muss ').

Die Art gilt als invasiv, und der eigentliche Ursprung von *W. subtorquata* ist unklar. Ihre geographische Verbreitung in NW Europa beschränkt sich auf England, Frankreich und Irland und endet zur Zeit offenbar im östlichen Bereich der Kanalküste (alle Angaben aus Kuhlenkamp & Kind 2013).

Literatur: Kuhlenkamp & Kind 2013

6.10. Tunicata (Manteltiere)

Aplidium glabrum (Verrill, 1871)

Wegen anfänglicher Fehlbestimmung wurde diese Art in der Literatur für die deutsche Nordsee (speziell für das Gebiet des Sylter Wattenmeeres) als *A. nordmanni* bezeichnet. Taxonomische Untersuchungen haben jedoch die Zugehörigkeit der Kolonien zu *A. glabrum* gezeigt, einer arktisch-borealen Art mit Verbreitung im Nordatlantik. In das Sylter Wattenmeer wurde die Ascidie sehr wahrscheinlich mit Zuchtaustern eingeschleppt.

Syn.: *Amaroucium glabrum* Verrill, 1871
für das deutsche Wattenmeer lange Zeit fälschlicherweise als *Aplidium nordmanni* (Milne Edwards, 1841) angegeben

Deutscher Name: -
Englischer Name: -

Status: an der deutschen Küste sehr wahrscheinlich anthropogen eingeschleppt, lokal etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nord- und Nordost-Atlantik (Groepler 2012, Hayward & Ryland 1990, Millar 1970)

Vektor: vermutlich mit Kulturaustern und/oder Schiffen (Groepler 2012)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1992 im Sylter Wattenmeer (Reise 1998b)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Aplidium glabrum wurde an der deutschen Küste erstmals 1992 im Nordsylter Wattenmeer in der Nähe von Austernkulturen gefunden (Reise 1998b) und fälschlicherweise als *A. nordmanni* bestimmt. Taxonomische Untersuchungen zeigten später die Zugehörigkeit der Kolonien zu *A. glabrum* (Groepler pers. Mitt. an Buschbaum 2009, Liebich 2007).

Auch in den Niederlanden wurde *A. glabrum* 1977 an der Oosterschelde (Yerseke) entdeckt (Wolff 2005), einem Gebiet mit intensiver Muschel-Aquakultur. Da die Ascidie vorher in der südlichen Nordsee nicht bekannt war, legen beide Erstnachweise eine anthropogen bedingte Einschleppung mit Kulturmuscheln nah und rechtfertigen den Status als gebietsfremde Art.

Im Sylter Wattenmeer breitete sich *A. glabrum* nördlich und südlich des Hindenburgdammes aus, wo sie inzwischen nicht selten ist. 2009 wurde sie erstmals auch auf Helgoland gefunden (Groepler pers. Mitt. 2012) und später (2013) auch an Fahrwassertonnen (Kuhlenkamp pers. Mitt. April 2014). Von anderen Abschnitten der deutschen Nordseeküste ist ihr Vorkommen bisher nicht bekannt.

Für die Niederlande beschreibt Wolff (2005) das Vorkommen der Tunicate als lokal häufig im Delta-Gebiet, oft in der Nähe von Austernkulturen. Gittenberger et al. (2010) trafen die Art 2009 im holländischen Wattenmeer im Hafen von Terschelling an.

Die zwischenzeitliche Benennung als *A.* cf. *glabrum* resultierte aus der unsicheren Herkunft der Ascidie. Für Sylter Austernkulturen wird als Ursprungsgebiet von Besatzmuscheln Irland angegeben, während als Verbreitungsgebiet von *Aplidium glabrum* das nördliche und nordwestliche Schottland sowie der Nordatlantik gilt (Hayward & Ryland 1990, Millar 1970). Hinweise in Internet-Datenbanken lassen jedoch ein Vorkommen der Ascidie auch an irischen Küsten vermuten. Darüber hinaus sind die tatsächlichen Wege und Zwischenstationen einzelner Chargen von Aquakulturorganismen im intensiven internationalen Handel kaum rekonstruierbar.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Liebich 2007, Reise 1998b)
Niederlande (Gittenberger et al. 2010, Wolff 2005)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

Zur Biologie und Ökologie:
Aplidium glabrum ist eine koloniebildende Tunicate, deren Einzelzooide in eine feste gallertige Matrix eingebettet sind und die in dieser Form Muscheln, Tang und Hartsubstrate überwächst. Die Kolonien erscheinen, je nach Reifegrad der Tiere, graublau bis rosa. Die vertikale Verbreitung reicht vom Flachwasser bis in etwa 400 m Tiefe, und die Art ist häufig mit anderen Ascidien assoziiert (Hayward & Ryland 1990, Millar 1970).

Aplidium glabrum ist eine arktisch-boreale Spezies mit Verbreitung im Nord- und Nordostatlantik, Nordpolarmeer und Nordpazifik (Groepler 2012, Hayward & Ryland 1990, Locke 2009, Millar 1970). Ihre Etablierung in der südlichen Nordsee ist insofern bemerkenswert, als die Klimaerwärmung eher die Ansiedlung wärmeliebender Arten begünstigt. Offenbar liegen die Wassertemperaturen in der südlichen Nordsee im Toleranzbereich dieser Spezies.

Wie bei allen Ascidien ist die Larvalphase kurz, so dass die Tiere auf natürlichem Wege weiter entfernte Lebensräume nicht erreichen können.

Auswirkungen und invasives Potential:
Aufgrund des lokal begrenzten Vorkommens und der (noch) geringen Dichte sind folgenschwere Auswirkungen an der deutschen Küste nicht bekannt. Die Kolonien von *Aplidium glabrum* können andere festsitzende Organismen wie Muscheln, Schwämme, andere Tunicaten (z. B. *Styela clava*) etc. überwachsen. Gravierende negative Effekte sind jedoch nicht dokumentiert (Gittenberger et al. 2010).

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Gittenberger et al. 2010, Groepler 2012, Hayward & Ryland 1990, Liebich 2007, Locke 2009, Millar 1970, Reise 1998b, Wolff 2005

Die koloniale Tunicate *Aplidium glabrum* überwächst großflächig Hartsubstrate (hier eine Pazifische Auster). (Foto: K. Reise)

Botrylloides violaceus Oka, 1927

Botrylloides violaceus ist eine wahrscheinlich aus dem Pazifik stammende koloniale Tunicate (Wolff 2005, Groepler 2012).
Gittenberger et al. (2010) stellten Bestände in den Häfen mehrerer Inseln im niederländischen Wattenmeer fest und schließen aus der Tatsache, dass die auffällig gefärbten Kolonien nicht schon früher gefunden worden waren, auf eine zeitlich nicht weit zurückliegende Invasion und rasche Ausbreitung der Art. Durch ihre Konkurrenzstärke und die Fähigkeit natürliche und künstliche Substrate großflächig zu überwachsen, erwarten die Autoren erhebliche negative Auswirkungen.
Groepler (2012) fand die Art im Sommer **2011** auf Helgoland und vermutet aufgrund der Ausdehnung der Kolonien eine spätestens 2010 erfolgte Ansiedlung. Kuhlenkamp (pers. Mitt. April 2014) bestätigte das Vorkommen an der Helgoländer Hafenmole für den Juli 2013.
Lackschewitz et al. (2012, 2013) fanden kleinere Kolonien im Hafen von Hörnum/Sylt im August 2012 und 2013. Im September 2013 zeigten Untersuchungen im Seglerhafen von Wyk/Föhr, dass die Tunicate dort sehr häufig war und an einer Vielzahl von Substraten großflächige Beläge in verschiedenen Farbvarianten bildete.

Literatur: Gittenberger et al. 2010, Groepler 2012, Lackschewitz et al. 2012, 2013, Wolff 2005

Die Kolonien von *Botrylloides violaceus* können in verschiedenen Farbvarianten vorkommen und überwachsen großflächig Hartsubstrate wie z. B. Fender (oben). (Fotos: D. Lackschewitz)

Botryllus schlosseri (Pallas, 1766)

Der Status der Stern-Seescheide *Botryllus schlosseri* ist umstritten. Vielfach wird sie als heimisch für die europäischen Atlantikküsten angesehen, wohingegen andere Quellen sie außerhalb des mediterranen Raumes als nicht-heimisch einstufen und eine postglaziale, anthropogen begünstigte Ausbreitung vermuten, die weit in die Vergangenheit reicht. Auch die Möglichkeit eines sehr frühen pazifischen Imports wird nicht ausgeschlossen. Die Kolonien bewachsen natürliche und künstliche Hartsubstrate und sind in vielen Häfen der deutschen Nordseeküste etabliert.

Syn.: *Alcyonium schlosseri* Pallas, 1766 u. a. m. (s. WoRMS)

Deutscher Name: Stern-Seescheide
Englischer Name: Golden star tunicate, Star ascidian, Star sea squirt

Status: umstritten, kryptogen

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: wahrscheinlich der Mittelmeerraum (Ben-Shlomo et al. 2006); kosmopolitisch verbreitet; auch eine mögliche pazifische Herkunft und historisch frühe Verbreitung durch Schiffe wird von López-Legentil et al. (2006) erwogen.

Vektor: vermutlich als Schiffsaufwuchs und/oder mit Austern (Ben-Shlomo et al. 2006, Groepler 2012, Lambert & Lambert 1998)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: unklar
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Erstmals 1766 aus England beschrieben, gehen Ben-Shlomo et al. (2006) (nach Berill 1950) von einem mediterranen Ursprung der Stern-Ascidie *Botryllus schlosseri* aus, mit einer wohl weit in die Vergangenheit zurückreichenden Verbreitung durch Schiffe (Lambert & Lambert 1998 nach Van Name 1945). Aufgrund genetischer Untersuchungen nehmen sie an, dass *B. schlosseri* nach der letzten Eiszeit die nordeuropäischen Küsten von südlichen, eisfreien Gewässern ausgehend besiedelte, wo die Populationen unter starken selektiven Druck durch Umweltbedingungen und Konkurrenz gerieten (Ben-Shlomo et al. 2006).
Haydar (2010) bezeichnet die Phylogeographie von *Botryllus schlosseri* in Nordatlantik und Mittelmeer als ‚blurred' und López-Legentil et al. (2006) diskutieren die Möglichkeit, dass die niedrige genetische Variabilität der atlantischen Populationen auf einen pazifischen Ursprung mit einer Einschleppung schon um 1500 (nach Carlton 2005) zurückzuführen sei.
Die koloniebildende Ascidie ist heutzutage weltweit anzutreffen (Locke 2009), und ihre kosmopolitische Ausbreitung ist vielfach dokumentiert (Lambert & Lambert 1998, Angaben in www.exoticsguide.org). In Europa kommt sie von Island und Norwegen bis ins Schwarze Meer und Mittelmeer vor (Groepler 2012, Haydar 2010) und besiedelt an der deutschen Nordseeküste natürliche wie auch künstliche Hartsubstrate in Häfen (Lackschewitz et al. 2011) und im Freiland (Groepler 2012, Harms 1993). Gollasch et al. (2009) listen sie für die Nordsee ohne nähere Angaben als kryptogen auf, wohingegen andere Autoren sie (für die Niederlande) als heimisch einstufen (z. B. Gittenberger & Moons 2011).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
von Norwegen bis zum Mittelmeer (Haydar 2010)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
kein Vorkommen

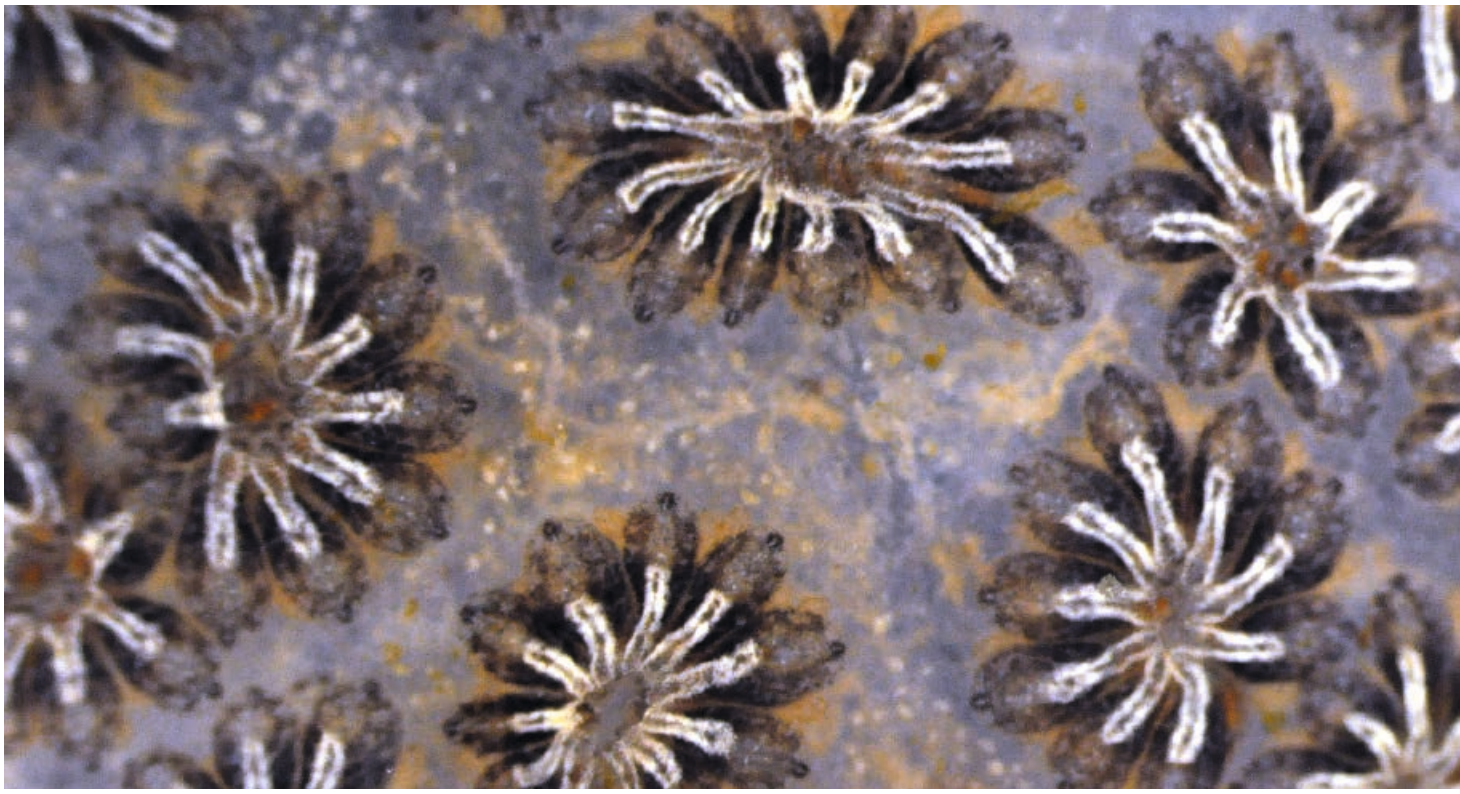
Zur Biologie und Ökologie:
Eine koloniebildende Ascidie, bei der die Einzelzooide sternförmig (deutscher Name) in einer weichen Matrix um eine gemeinsame Öffnung arrangiert sind. Die Kolonien sind variabel in der Färbung, bilden bis etwa 10 cm² große, flache Polster (Lambert & Lambert 1998) und überwachsen als solche natürliche und künstliche Hartsubstrate. Ihre Verbreitung reicht vom Flachwasser bis zu etwa 200 m Tiefe. Bei der sexuellen Reproduktion entwickeln sich die Eier innerhalb der Kolonie, und die frei gesetzten planktischen Larven verbringen weniger als einen Tag in der Wassersäule, bevor sie sich ansiedeln. Unter 3 °C und oberhalb einer Salinität von 44 psu treten hohe Mortalitätsraten auf (www.exoticsguide.org).

Auswirkungen und invasives Potential:
Invasive Tunicaten können in der Muschelzucht erheblichen wirtschaftlichen Schaden bewirken (Ramsay et al. 2008) und durch massives Bewachsen von Schiffsrümpfen bedeutende Kosten verursachen. Gittenberger (2009) bezeichnet den Schaden, der durch *Botryllus schlosseri* für die Muschelzucht an Leinen entsteht, allerdings als eher moderat.

Negative Auswirkungen im Ökosystem sind durch das Überwachsen anderer Organismen bekannt, z. B. von Seegras (Wong & Vercaemer 2012). Da *B. schlosseri* hierzulande jedoch kaum in extrem hoher Dichte auftritt, sind solche Beeinträchtigungen an der deutschen Nordseeküste bislang unbekannt.
Die offenbar historisch früh einsetzende weltweite Ausbreitung der Art ist sehr wahrscheinlich auf Schiffsbewuchs und kommerzielle Muscheltransporte zurückzuführen, da die planktische Larvalphase zu kurz ist, als dass die Art weit entfernte neue Lebensräume erobern könnte.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Ben-Shlomo et al. 2006, Gittenberger 2009, Gittenberger & Moons 2011, Gollasch et al. 2009, Groepler 2012, Harms 1993, Haydar 2010, Lackschewitz et al. 2011, Lambert & Lambert 1998, Locke 2009, López-Legentil et al. 2006, Ramsay et al. 2008, Wong & Vercaemer 2012
www.exoticsguide.org (11.07.2012)



Sternförmig um eine gemeinsame Kloakalöffnung angeordnete Einzelzooide geben den Kolonien von *Botryllus schlosseri* ein charakteristisches Aussehen. (Foto: D. Lackschewitz)

Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)

Eine weltweit vorkommende, koloniebildende Art (Lambert & Lambert 1998), die sich nach einer Neuansiedlung schnell und flächendeckend ausbreiten kann (Vance et al. 2009). Wolff (2005) hält sie für möglicherweise nicht-heimisch, und Haydar (2010) bezeichnet sie in Tabellen nicht-heimischer Arten als ‚introduced' für die Niederlande, an anderer Stelle aber als kryptogen.
An der deutschen Nordseeküste sind Vorkommen von Helgoland dokumentiert (Groepler 2012, Harms 1993), und 2010 wurde eine größere bewachsene Fläche zusammen mit den Bryozoen *Bugula neritina* und *B. stolonifera* an einem stationären, teilweise untergetauchten Fender im Hafen von Hörnum/Sylt entdeckt (Lackschewitz et al. 2010).

Literatur: Groepler 2012, Harms 1993, Haydar 2010, Lackschewitz et al. 2010, Lambert & Lambert 1998, Vance et al. 2009, Wolff 2005

Molgula manhattensis (De Kay, 1843)

Eine solitäre Ascidie, die auf beiden Seiten des Atlantiks vorkommt. Ihr Status ist nicht endgültig geklärt. Eine nordwest-atlantische Herkunft wird angenommen, ist aber nicht eindeutig belegt. Manche Quellen halten sie für identisch mit *M. tubifera,* während andere von zwei getrennten Arten ausgehen ohne Vorkommen von *M. manhattensis* in Europa. *Molgula manhattensis* ist im Freiland morphologisch nicht von der Schwesterart *M. socialis* zu unterscheiden.

Syn.: *Molgula tubifera* (Oersted, 1844) u.a.m. (vgl. WoRMS) Aufgrund der schwierigen Taxonomie sind in der Vergangenheit etliche Namen synonymisiert worden, die sich später größtenteils als eigenständige Arten erwiesen (vgl. www.frammandearter.se, www.nobanis.org/MarineIdkey/Tunicates).

Deutscher Name: -
Englischer Name: Sea grape

Status: kryptogen (Haydar et al. 2011, www.frammandearter.se)

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: unsicher; der Nordwest-Atlantik (nordamerikanische Ostküste), möglicherweise aber auch eine europäische Art (Haydar et al. 2011, Wolff 2005). An der amerikanischen Pazifikküste seit den 1940er Jahren eingeschleppt (Lambert & Lambert 1998), ebenso an den Küsten von Australien, China und Japan (Lambert & Lambert 1998, Wolff 2005, www.nobanis.org/ MarineIdkey/Tunicates).

Vektor: unbekannt; wahrscheinlich als Schiffsbewuchs (Wolff 2005), sekundär auch mit Kulturaustern

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: unklar
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Ascidie *Molgula tubifera* (Oersted 1844) wird meist als synonym mit *M. manhattensis* betrachtet. Manche Autoren halten allerdings beide für getrennte Arten und schlussfolgern, dass die europäischen Populationen *M. tubifera* zuzuordnen sind und somit nicht als eingeschleppt anzusehen seien (s. www.nobanis.org/MarineIdkey/Tunicates). So geben Hayward & Ryland 1990 in ‚The Marine Fauna of the British Isles and North-West Europe' ein Vorkommen von *M. manhattensis* an vielen europäischen Küsten an. In der verkürzten Ausgabe von 1995 wird dagegen nur *M. tubifera* für Europa genannt und als nicht-identisch mit der amerikanischen *M. manhattensis* bezeichnet. Genetische Studien belegen jedoch das Vorkommen von *Molgula manhattensis* auch in Europa (Haydar et al. 2011).
Auch frühere Studien finden keine Unterschiede zwischen den amphi-atlantischen Populationen und halten den NW-Atlantik als Ursprungsgebiet für das Wahrscheinlichste (Wolff 2005 nach Moniot 1969). Folgt man dieser Sichtweise, ist der Zeitpunkt der Einwanderung nach Europa unbekannt. Für die Niederlande besteht aufgrund einer alten Arbeit die Vermutung, dass *M. manhattensis* dort bereits im 18. Jh. vorkam und zu dieser Zeit nur durch Schiffe eingeschleppt sein konnte. Da die Identifizierung auf einer groben Skizze sowie der Ähnlichkeit von Lokalität und Habitat beruht (Wolff 2005), ist dieser Nachweis nicht sehr belastbar. Neuere genetische Untersuchungen an niederländischem Museumsmaterial von 1878 haben allerdings gezeigt, dass es sich bei diesem um *M. manhattensis* handelt, ohne dass dies eine eindeutige Aussage über deren Ursprung zulassen würde (Haydar et al. 2011).
Angaben über die gegenwärtige Verbreitung von *M. manhattensis* an nordeuropäischen Küsten werden zusätzlich dadurch erschwert, dass die Ascidie ohne detaillierte mikroskopische Untersuchung sehr leicht mit der Schwesterart *M. socialis* verwechselt werden kann. *M. manhattensis* ist offenbar euryhaliner als *M. socialis*, aber beide Arten können im selben Gebiet auftreten (Haydar et al. 2011). Ebenso wie Arenas et al. (2006) an der englischen Südküste fanden Gittenberger et al. (2010) im niederländischen Wattenmeer ausschließlich *Molgula socialis*. Für das deutsche Wattenmeer bei Sylt bestätigen Haydar et al. (2011) dagegen nach genetischen Studien das Vorkommen von *M. manhattensis*. Inwieweit dies für alle Populationen der deutschen Nordseeküste zutrifft, ist aus oben angeführten Gründen unklar.
Aufgrund der schwierigen Identifizierung und unklaren Taxonomie sind Fehlbestimmungen und -benennungen vorgegeben, mit der Konsequenz ungenauer Kenntnisse über die Verbreitungsareale der *Molgula*-Arten.
Bei synonymer Bezeichnung von *Molgula tubifera* und *M. manhattensis* und unter Nichtberücksichtigung einer möglichen Verwechselung mit *M. socialis*, wird die Verbreitung von *Molgula manhattensis* in Nordeuropa vom nördlichen Norwegen bis Portugal angegeben (Hayward & Ryland 1990, Millar 1970, www.nobanis.org/MarineIdkey/Tunicates).
Im nordfriesischen Wattenmeer fand Liebich (2007) die Ascidie bei Sylt nördlich und südlich des Hindenburgdammes. Im Zuge einer ‚Rapid Assessment' Untersuchung in verschiedenen Häfen wurde (wahrscheinlich) *Molgula manhattensis* in verschiedenen Nordseehäfen

(List, Hörnum, Büsum, Wilhelmshaven, Bensersiel) zum Teil in großer Zahl angetroffen (Lackschewitz et al. 2011).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Norwegen (www.nobanis.org/MarineIdkey/Tunicates)
Schweden (Skagerrak, Westschweden; Petersen & Svane 2002, www.frammandearter.se)
Dänemark (*M. tubifera*) (www.nobanis.org/MarineIdkey/Tunicates) (Limfjord, Randløv & Riisgård 1979)
Deutschland (Haydar et al. 2011, Liebich 2007)
Niederlande (Haydar et al. 2011, Wolff 2005)
Belgien (gilt dort offenbar nicht als eingeschleppt; kein Eintrag bei Kerckhof et al. 2007)
Großbritannien (*M. tubifera*, Hayward & Ryland 1995)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Schweden (Kattegat, Öresund, Südwestschweden, www.frammandearter.se)
Dänemark (Öresund, Randløv & Riisgå1979)

Zur Biologie und Ökologie:
M. manhattensis ist eine solitäre Ascidie, die bis in ca. 90 m Tiefe siedelt. Ihr grau oder grünlich gefärbtes Äußeres ist häufig mit Fremdpartikeln behaftet. Neben allen Arten von Hartsubstraten bewächst sie als Epibiont auch Algen oder kann locker im Sediment verhaftet vorkommen (Millar 1970). Die Art toleriert niedrige Salinitäten (Gittenberger et al. 2010) und ist relativ unempfindlich gegenüber Wasserverschmutzung. Wie bei allen Ascidien ist die Larvalphase zu kurz, als dass die Art sich selbstständig über weite Entfernungen ausbreiten könnte.

Auswirkungen und invasives Potential:
Aufwuchsorganismen der ‚fouling communities' können bei dichtem Bewuchs von anthropogen genutzten Strukturen generell zu mehr oder weniger gravierenden wirtschaftlichen Schäden führen (Gittenberger 2009). Jedoch sind für die deutsche Nordsee keine schwerwiegenden negativen Auswirkungen von *M. manhattensis* bekannt.

Kategorie 3 (Einwanderer mit bisher kaum bekannten Auswirkungen)

Literatur: Arenas et al. 2006, Gittenberger 2009, Gittenberger et al. 2010, Haydar et al. 2011, Hayward & Ryland 1990, 1995, Lackschewitz et al. 2011, Lambert & Lambert 1998, Liebich 2007, Millar 1970, Petersen & Svane 2002, Wolff 2005
www.nobanis.org/MarineIdkey/Tunicates (16.07.2012)
www.frammandearter.se (Datenblatt v. 22.05.2012)

Einzeltiere der solitären Ascidie *Molgula manhattensis*; im Gegensatz zu den hier abgebildeten Individuen können die Tiere auch stark mit Fremdpartikeln behaftet sein. (Foto: K. Reise)

Perophora japonica Oka, 1927

Die nordwest-pazifische Ascidie *Perophora japonica* wurde für die deutsche Küste bisher nur auf Helgoland gefunden, wo sie **2007** erstmals nachgewiesen wurde, sich aber wohl früher angesiedelt hatte (Groepler 2012). Kuhlenkamp bestätigte das Vorkommen und stellt eine weitere Ausbreitung bei Helgoland fest (pers. Mitt. April 2014).
Charakteristisch für die kleinwüchsige Art ist, dass ihre Einzelzooide durch Stolone miteinander verbunden sind. Vorkommen in Nordsee und Ärmelkanal sind aus Frankreich, Südengland und den Niederlanden dokumentiert (Groepler 2012, Lambert 2005, Minchin et al. 2013, Nishikawa et al. 2000).
(Anmerkung: Ebenfalls auf Helgoland wurde im Jahr 2003 erstmals für deutsche Gewässer die Schwesterart *P. listeri* entdeckt (Groepler 2012). Diese Spezies ist eine europäische Art und möglicherweise durch natürliche Arealerweiterung an die deutsche Küste gelangt. Da sie als eher wärmeliebend gilt, könnte ihr Erscheinen mit der Klimaerwärmung in Zusammenhang stehen.)

Literatur: Groepler 2012, Lambert 2005, Minchin et al. 2013, Nishikawa et al. 2000

Styela clava Herdman, 1881

Eine große, solitäre Ascidie aus dem Westpazifik, die wahrscheinlich im Schiffsbewuchs und mit Zuchtaustern weltweit verbreitet wurde. In Deutschland erstmals 1997 gefunden, hat *Styela clava* sich inzwischen an der gesamten deutschen Nordseeküste etabliert und bildet stellenweise dichte Bestände in Häfen, auf Muschelbänken und in strömungsberuhigten Zonen. Aus anderen Ländern sind erhebliche wirtschaftliche Schäden durch Massenvorkommen der Tunicate bekannt, die jedoch an europäischen Küsten bisher in dieser Ausprägung nicht beobachtet wurden. Eine Konkurrenz zu anderen filtrierenden Organismen ist nicht auszuschließen.

Syn.: *Styela mammiculata* Carlisle, 1954

Deutscher Name: Keulenascidie, Faltenascidie, Warzige Seescheide
Englischer Name: Leathery sea squirt, Clubbed tunicate

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: marin

Ursprungs-/Donorgebiet: Nordwest-Pazifik: Japan, Korea, Ochotskisches Meer, Sibirien, Japanisches und Gelbes Meer bis Shanghai (Lützen 1999, Millar 1970).
Im Laufe der letzten Jahrzehnte weltweit eingeschleppt, u. a. Ost- und Westküste der USA und Kanada, Südaustralien, Neuseeland und Europa (Brunetti & Cuomo 2014, Clarke & Therriault 2007, Davis & Davis 2008, Lambert & Lambert 1998, Lützen 1999, Millar 1970, Wolff 2005).

Vektor: wahrscheinlich mit Schiffen; als rheophober Organismus kann *S. clava* die Außenwand schnell fahrender Handelsschiffe kaum erfolgreich besiedeln, so dass eher langsamere Sportboote in Frage kommen. Davis et al. (2007) halten die Möglichkeit einer Verschleppung über kurze Distanzen im Ballasttank regionaler Fähren, etwa zwischen England und Frankreich, für denkbar sowie die Ansiedlung der Ascidie in den tunnelartigen Durchlässen in der Außenwand großer Schiffe, durch die Kühl-, Lösch- oder Ballastwasser aufgenommen wird.
Ein Larventransport im Ballastwasser über weite Strecken ist aufgrund der kurzen Larvalphase von 1-2 Tagen zu bezweifeln (Brunetti & Cuomo 2014, Davis et al. 2007). Eine Verbreitung erfolgt auch mit Austern, deren Kultivierung Anfang der 1970er Jahre begann. Lokal kann eine Verdriftung, z. B. als Epibiont auf *Sargassum muticum*, und die natürliche Verbreitung durch Eier und Larven eine Rolle spielen (Lützen 1999, Wolff 2005).

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 1997 im Hafen von List/Sylt (Reise 1998)
Ostsee: -

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Der erste Nachweis von *Styela clava* in Nordeuropa kam 1953 aus Plymouth (GB), und aufgrund der Größe der Individuen wurde angenommen, dass die Tiere sich spätestens 1952 dort angesiedelt hatten. Dabei wurde gemutmaßt, dass die Ascidien mit Schiffen eingeschleppt wurden, die aus dem Koreakrieg zurückgekehrt waren (Lützen 1999).
Da die Tunicate auch im weiteren Verlauf ihrer Ausbreitung entlang der Küsten bevorzugt in Häfen, an Pontonanlagen, Dalben etc. gefunden wurde, ist die Annahme naheliegend, dass der Hauptverbreitungsmechanismus der Transport mit Schiffen ist.

Aus Nordfrankreich wurden die ersten Funde schon 1968/1969 gemeldet, und 1974 erreichte *Styela* die Niederlande, wo die Art heute verbreitet und häufig ist (Wolff 2005). An der dazwischen liegenden belgischen Küste wanderte die Ascidie vermutlich erst zu Beginn der 1980er Jahre ein (Kerckhof et al. 2007, Lützen 1999).

Die Angabe, dass schon Mitte der 1960er Jahre eine kleine Population im westlichen Limfjord (Dänemark) existierte, wo Besatzaustern von der englischen Kanalküste ‚zwischengelagert' (‚had been relaid') worden waren (Lützen 1999), ist relativ unsicher (Dupont et al. 2010). Zuverlässig ist *Styela clava* ab 1980 im Limfjord (Ansiedlung vermutlich 1978) (Dupont et al. 2010, Lützen 1999). Neuere genetische Untersuchungen zeigten die Ähnlichkeit der Populationen im Limfjord mit solchen aus Japan und von der amerikanischen Pazifikküste, wohingegen englische und französische Vorkommen denen der amerikanischen Atlantikküste gleichen. Berman et al. (1992 nach pers. Mitt. Carlton) gehen von einer Besiedlung der amerikanischen Ostküste durch europäische Bestände Ende der 1960er Jahre aus mit einem Erstfund 1973.

Die genetischen Daten legen nah, dass die Tunicate mindestens zweimal (eventuell dreimal) unabhängig voneinander nach Europa gelangte, wobei die Limfjord-Populationen ihren Ursprung offenbar nicht in England haben (Dupont et al. 2010).
Inzwischen kommt *Styela clava* im gesamten Limfjord von der Nordsee bis zum Kattegat vor (Davis et al. 2007) und wurde an der dänischen Westküste in Esbjerg wie auch auf der Insel Rømø gefunden (s. u.).

An der deutschen Nordseeküste war die Tunicate noch 1995 unbekannt (Probeorte Langeoog, Wilhelmshaven, Cuxhaven, Helgoland), während sie 1998 bei einer erneuten Untersuchung bereits in erheblicher Zahl in Wilhelmshaven auftrat (Lützen 1999).

Dazwischen war im Herbst 1997 ein erster Fund von der deutschen Küste aus dem Hafen von List/Sylt bekannt geworden, und im darauf folgenden Sommer 1998 wurden dichte Bestände im Hafen der benachbarten dänischen Insel Rømø notiert (Reise 1998).

Aufgrund der Fundorte liegt eine Einschleppung und Weiterverbreitung mit Booten/Schiffen nahe, ebenso wie für Helgoland, wo die Ascidie 2007 entdeckt wurde (Krone et al. 2007). Für den Standort List wäre auch ein Eintrag mit importierten pazifischen Kulturaustern denkbar.

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Dänemark (Jensen & Knudsen 2005, Lützen 1999)
Deutschland (Krone et al. 2007, Lützen 1999, Reise 1998)
Niederlande (Wolff 2005)
Belgien (Kerckhof et al. 2007)
Großbritannien (Dupont et al. 2010, Minchin et al. 2013)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Bis 2005 hatte *Styela clava* den dänischen Limfjord von der Nordsee bis zum Übergang ins Kattegat erobert (Davis et al. 2007). Der abnehmende Salzgehalt im Kattegat setzt ihrem Vorkommen dann allerdings eine Grenze.
Die schwedische Internet-Datenbank www.frammandearter.se gibt kein Vorkommen für schwedische Gewässer (incl. Skagerrak, Kattegat) an.

Zur Biologie und Ökologie:
Die solitäre, keulenförmige Ascidie besiedelt als sessiler Filtrierer natürliche wie künstliche Hartsubstrate im Flachwasser und kann über 10 cm groß und bis zu 3 Jahren alt werden. Ihr Toleranzbereich bezüglich Salinität und Temperatur ist relativ weit und ihre derbe Außenhülle sowie ihre Fähigkeit, die Siphone über einen längeren Zeitraum geschlossen zu halten, schützen sie vorübergehend gegen Austrocknung und plötzlichen Salinitätsabfall. Dauerhaft niedrigen Salzgehalt wie etwa in Flussästuaren verträgt sie jedoch nicht, da auch die Reproduktion unterhalb 15-20 psu nicht erfolgreich verläuft (Clarke & Therriault 2007, Lützen 1999).
In geschützten Bereichen von Häfen, an Pontons, Pollern und Kaimauern sowie auf Muschelbänken kann sie Massenvorkommen bilden. Als Epibiont bewächst sie die Haftorgane von Makroalgen oder den Stiel größerer Artgenossen und bildet dadurch traubenförmige Kolonien (Liebich 2007, Lützen 1999). Die Tiere werden selbst auch durch andere Organismen, z. B. Seepocken oder Algen, bewachsen, haben aber als adulte Tiere in hiesigen Gewässern keine natürlichen Feinde (Lützen 1999). In Korea gelten sie unter dem Namen ‚mee duh duck/mideuduck´ als Delikatesse (Clarke & Therriault 2007, Karney & Rhee 2009).

Auswirkungen und invasives Potential:
In allen Gebieten, in die *Styela clava* eingeschleppt wurde, wird ihre Ausbreitung als schnell, teilweise als explosiv bezeichnet, allerdings oft mit fleckenhafter Verteilung (‚patchy distribution') (Brunetti & Cuomo 2014, Clarke & Therriault 2007). Sie kann hohe Siedlungsdichten erreichen (über 1.000 Ind. m^{-2}) und dann mit anderen filtrierenden Arten um Nahrung und Raum konkurrieren.

Innerhalb des letzten Jahrzehnts hat sich *Styela clava* im deutschen Wattenmeer etabliert, z. B. fand Liebich (2007) auf Muschelbänken bei Sylt bis zu 232 Ind. m^{-2}.
Aufgrund ihrer Größe und ihres aufrechten Wachstums ist *Styela* imstande, durch Filtration die Ansiedlung von Larven anderer Arten zu minimieren. Andrerseits benachteiligt ihre vergleichsweise späte Reproduktion sie bei der Besetzung von Lebensräumen. Trotzdem scheint sie in England und den USA einheimische Arten verdrängt zu haben (Clarke & Therriault 2007, Lützen 1999), und Berman et al. (1992) erwarten für die amerikanische Ostküste bei hohen Dichten starke Auswirkungen auf *Mytilus edulis* und *Metridium senile*.
Abgesehen von Konkurrenz können dichte Populationen in Muschelzuchten zu erheblichen finanziellen Einbußen durch Überwachsen von Kulturen führen: An Leinen reißen Muschelklumpen durch das zusätzliche Gewicht ab oder Muscheln werden durch vollständiges Überwachsen unverkäuflich. Solche Effekte sind besonders aus dem atlantischen Kanada bekannt (Clarke & Therriault 2007, Gittenberger 2009).

Während das Bewachsen von Schiffswänden, Bojen, Fischereizubehör, Pontons u. a. Hafenstrukturen ernstzunehmende Kosten verursachen kann (Clarke & Therriault 2007), scheinen die Tiere im Ökosystem, sofern sie in moderaten Dichten auftreten, keine gravierenden negativen Effekte zu haben, sondern lediglich das Arteninventar zu erweitern (Berman et al. 1992).

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, aber die an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Berman et al. 1992, Brunetti & Cuomo 2014, Clarke & Therriault 2007, Davis & Davis 2008, Davis et al. 2007, Dupont et al. 2010, Jensen & Knudsen 2005, Karney & Rhee 2009, Kerckhof et al. 2007, Krone et al. 2007, Lambert & Lambert 1998, Liebich 2007, Lützen 1999, Millar 1970, Reise 1998, Wolff 2005
www.frammandearter.se (Aktualisierung v. 16.12.2006)

Die Pazifische Keulenascidie *Styela clava* kann ganze Trauben auf Austernbänken bilden. (Foto: K. Reise)

7. Vertebrata (Wirbeltiere)

7.1. Pisces (Fische)

Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)

Die Schwarzmaulgrundel *Neogobius melanostomus* wurde in der Ostsee erstmals 1990 in der Danziger Bucht (Polen) nachgewiesen. Wie sie dorthin gelangte ist unbekannt. Seit 1999 kommt sie auch an der deutschen Ostseeküste vor und ist in der Nordsee bis zur Einmündung des Nord-Ostsee-Kanals und in die inneren Ästuare von Elbe und Weser vorgedrungen.

Syn.: *Gobius melanostomus* Pallas, 1811
Eine Liste weiterer Synonyme bei WoRMS

Deutscher Name: Schwarzmaul/-mundgrundel
Englischer Name: Round goby

Status: nicht-heimische Art, etabliert

Lebensraum: Süß- bis Brackwasser (Sapota 2012)

Ursprungs-/Donorgebiet: ponto-kaspischer Raum; seit 1990 auch in den Großen Seen Nordamerikas (Corkum et al. 2004, Kornis et al. 2012, Sapota 2012)

Vektor: unbekannt; ein Transport von Eiern und Larven im Ballastwasser von Schiffen ist das Wahrscheinlichste (Sapota 2004)

Erstnachweis in deutschen Küstengewässern:
Nordsee: 2008 (Tideelbe bei Hamburg) (Hempel & Thiel 2013)
Ostsee: 1999 (Rügen) (Corkum et al. 2004)

Einschleppung in nordeuropäische/deutsche Küstengewässer und Ausbreitung:
Die Schwarzmaulgrundel wurde 1990 erstmals in den polnischen Ostseehäfen Hel und Gdynia gefunden. Dort besetzte sie innerhalb eines Jahrzehnts individuenreich ein großes Areal (Sapota 2004), und es wird angenommen, dass diese Tiere aus der Danziger Bucht die Ausgangspopulation für die Besiedlung der Ostsee bildeten (Björklund & Almqvist 2010, Sapota 2012).
Wie die Grundeln in die Ostsee gelangten ist unklar. Sapota (2004) hält einen Eintrag von Eiern und/oder Jugendstadien im Ballastwasser von Schiffen über den ‚Northern oder Central Migration Corridor' für das Wahrscheinlichste. Mehrfache Einschleppungen sind nicht auszuschließen. 1999 wurden Vorkommen sowohl aus dem Frischen Haff als auch erstmals aus dem deutschen Ostseeraum bei Rügen bekannt (Corkum et al. 2004). 2003 hatte sich die Grundel im Kleinen Haff der Odermündung angesiedelt (Czugała & Woźniczka 2010) und sich westwärts bis nach Rostock ausgebreitet (Corkum et al. 2004, Sapota 2012). Im Oktober 2010 tauchte die Art im Rahmen einer ‚Rapid Assessment' Untersuchung auch in Proben aus dem Hafen von Wismar auf (Lackschewitz et al. 2010).
Auf Internetseiten von Fischereiverbänden und in Medien wird ein Vorkommen von *Neogobius melanostomus* bereits 2007 bzw. 2008 für den Nord-Ostsee-Kanal angegeben (z. B. Neukamm 2009 auf www.lvfv-sh.de, Flensburger Tageblatt, 25.08.2009). Der Fisch durchquerte wahrscheinlich die Wasserstraße in westlicher Richtung und wurde bereits 2008 an der Brunsbütteler Schleuse gefangen (Neukamm 2009 auf www.lvfv-sh.de). Im selben Jahr tauchte er auch in der Tideelbe bei Hamburg (Hempel & Thiel 2013) und 2012 in der Weser bei Bremen auf (Brunken et al. 2012).
Inzwischen ist die Grundel von nahezu allen nationalen Küsten der südlichen Ostsee gemeldet worden. Allerdings scheint sie nicht überall fest etabliert oder in größeren Dichten vorzukommen (Sapota 2012). Neben dem Verbreitungsschwerpunkt an der polnischen Küste ist sie auch in den baltischen Staaten und Finnland gefunden worden (Ojaveer 2006, Sapota 2012). Die schwedische Küste hat sie laut nationaler Datenbank www.frammandearter.se (18.12.2013) bisher nicht erreicht, jedoch werden Vorkommen für die nahe Zukunft erwartet. Dagegen gibt Kornis et al. (2012) sowohl für Schweden als auch für Dänemark bereits dezidiert Fundorte an.
Im Einzugsgebiet der Nordsee wurde die Grundel zunächst 2004 im Brackwasser des niederländischen Lekästuars (Nähe Rotterdam) entdeckt (van Beek 2006). Auch in diesem Fall war die Herkunft der Tiere unklar. Neben Nachweisen aus dem Hafen von Antwerpen im Jahr 2010 (Verreycken et al. 2011) wurde *N. melanostomus* an der deutschen Küste 2008 an der Kanalschleuse in Brunsbüttel und in der Tideelbe bei Hamburg gefangen sowie 2012 in der Weser bei Bremen (s.o.).

Nachweise von Nordseeküsten (inkl. östl. Ärmelkanal und Skagerrak):
Deutschland (Hempel & Thiel 2013)
Belgien (Verreycken et al. 2011)
Niederlande (van Beek 2006)

Nachweise von Ostseeküsten (inkl. Kattegat und Limfjord):
Deutschland (Corkum et al. 2004)
Polen (Corkum et al. 2004, Czugała & Woźniczka 2010, Sapota 2004)

Litauen (Sapota 2012)
Lettland (Ojaveer 2006, Sapota 2012)
Estland (Ojaveer 2006) (Rigaer Bucht und Finnischer Meerbusen 2002 und 2005)
Finnland (Ojaveer 2006) 2005
(Schweden und Dänemark: Kornis et al. 2012; Angaben unsicher)

Zur Biologie und Ökologie:
Neogobius melanostomus ist ein euryöker, bodenlebender und relativ standorttreuer Fisch aus dem Süß- und Brackwasser. In der Danziger Bucht können die Tiere eine Länge von etwa 20 cm erreichen (Sapota 2012), in der Regel bleiben sie aber kleiner (Corkum et al. 2004). Juvenile Individuen ernähren sich überwiegend von Arthropoden, ändern aber mit zunehmendem Alter ihr Nahrungsspektrum hin zu Mollusken (Poulos et al. 2012). In der Donau fressen sie z. B. größtenteils die eingeschleppte Muschel *Dreissena polymorpha* (Corkum et al. 2004).
Ihre Toleranz gegenüber Umweltbedingungen macht die Fische zu erfolgreichen Neuankömmlingen, ebenso ihr aggressives Revierverhalten und die wiederholte Reproduktion vom Frühjahr bis zum Herbst mit Brutpflege durch die männlichen Tiere (Corkum et al. 2004, Poulos et al. 2012).
Ihr Vorkommen scheint relativ eng an Kies-, Fels- oder Steinuntergrund gebunden zu sein, auf denen die Tiere bevorzugt laichen (Brunken et al. 2012, Kornis et al. 2012).

Auswirkungen und invasives Potential:
Eine ernsthafte Konkurrenz zu anderen Kleinfischen ist an der deutschen Ostseeküste bisher nicht nachgewiesen worden. Als benthische Molluskenfresser trennen sie unterschiedliche Raum- und Nahrungsansprüche von pelagischen, omnivoren Fischen wie Stichlingen (Sapota 2012). Corkum et al. (2004) sehen innerhalb der Gobiiden am ehesten Überschneidungen im Lebensraum, etwa bezüglich limitierter Laichplätze, sowie mögliche Nahrungskonkurrenz zu anderen bodenlebenden Arten wie Flundern (*Platichthys flesus*) (Kornis et al. 2012). Für die Lebensgemeinschaften in den Flüssen erwarten Brunken et al. (2012) allerdings negative Auswirkungen auf die heimische Fischfauna.
Selbst können die Grundeln eine bedeutende neue Nahrungsquelle für Kormorane und Graureiher bilden (Kornis et al. 2012, Sopota 2012).
In den Großen Seen Amerikas dominieren sie stellenweise die heimische Fischfauna, mit der sie offenbar in beträchtliche Konkurrenz treten können (Kornis et al. 2012). Neben der Prädation an Eiern und Larven anderer Fische gibt es Hinweise auf eine Verdrängung syntopischer Arten in tiefere Wasserschichten (Corkum et al. 2004, Kornis et al. 2012). Darüber hinaus werden eine Anreicherung von Schadstoffen innerhalb der Nahrungskette und ein Zusammenhang mit Botulismus bei Wasservögeln diskutiert, da die Grundeln von Raubfischen und verschiedenen Vögeln gefressen werden.

Kategorie 2 (Invasive Arten, von denen starke Auswirkungen bekannt sind, die aber an heimischen Küsten noch nicht aufgetreten sind)

Literatur: Björklund & Almqvist 2010, Brunken et al. 2012, Corkum et al. 2004, Czugała & Woźniczka 2010, Hempel & Thiel 2013, Kornis et al. 2012, Lackschewitz et al. 2010, Ojaveer 2006, Poulos et al. 2012, Sapota 2004, 2012, van Beek 2006, Verreycken et al. 2011
www.LSFV-SH.de (Neukamm 2009, 18.12.2012)
www.frammandearter.se (Aktualisierung (schwedisch) v. 30.01.2013)

Die Schwarzmaulgrundel *Neogobius melanostomus* (aus Verreyken et al. 2011; Foto verwendet mit freundlicher Genehmigung von H. Verreycken); Länge des abgebildeten Individuums 105 mm.

8. Literatur

Aguirre-Macedo, M.L. & Kennedy, C.R. (1999): Diversity of metazoan parasites of the introduced oyster species *Crassostrea gigas* in the Exe Estuary. J Mar Biol Ass UK 79: 57-63

Albrecht, A. & Reise, K. (1994): Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 48: 243-256

Almón, B., Pérez, J., Banón, R. & Trigo, J. (2014): First record of *Caprella mutica* from the Iberian Peninsula: expansion southwards in European waters. Marine Biodiversity Records 7: 1-4

Ambrose, W.G. (1984): Influences of predatory polychaetes and epibenthic predators on the structure of a soft-bottom community in a Maine estuary. J Exp Mar Biol Ecol 81: 115-145

Anger, K. (1990): Der Lebenszyklus der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in Norddeutschland: Gegenwärtiger Stand des Wissens und neue Untersuchungen. Seevögel 11: 32-37

Antajan, E., Bastian, T., Raud, T., Brylinski, J.-M., Hoffmann, S., Breton, G., Cornille, V., Delegrange, A. & Vincent, D. (2014): The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 along the English Channel and the North Sea French coasts: another introduction pathway in northern European waters? Aquatic Invasions 9: 167-173

Antsulevich, A. & Välipakka, P. (2000): New important food object of the Baltic herring in the Gulf of Finland. Internat Rev Hydrobiol 85: 605-615

Arbaciauskas, K. (2002): Ponto-Caspian amphipods and mysids in the inland waters of Lithuania: History of introduction, current distribution and relations with native Malacostracans. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 104-115

Arbaciauskas, K., Semenchenko, V., Grabowski, M., Leuven, R.S.E.W., Paunovic, M., Son, M.O., Csanyi, B., Gumuliauskaite, S., Konopacka, A., Nehring, S., van der Velde, G., Vezhnovetz, V. & Panov, V.E. (2008): Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. Aquatic Invasions 3: 211-230

Arenas, F., Bishop, J.D.D., Carlton, J.T., Dyrynda, P.J., Farnham, W.F., Gonzalez, D.J., Jacobs, M.W., Lambert, C., Lambert, G., Nielsen, S.E., Pederson, J.A., Porter, J.S., Ward, S. & Wood, C.A. (2006): Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. J Mar Biol Ass UK 86: 1329-1337

Armonies, W. & Reise, K. (1999): On the population development of the introduced razor clam *Ensis americanus* near the island of Sylt (North Sea). Helgoländer Meeresunters 52: 291-300

Arndt, H. & Schnese, W. (1986): Population dynamics and production of *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) in the Darss-Zingst estuary, southern Baltic. Ophelia, Suppl 4: 329-334

Asakura, A. & Watanabe, S. (2005): *Hemigrapsus takanoi*, new species, a sibling species of the common Japanese intertidal crab *H. penicillatus* (Decapoda: Brachyura: Grapsoidea). J Crust Biol 25: 279-292

Ashelby, C.W., Worsfold, T.M. & Fransen, H.J.M. (2004): First records of the oriental prawn *Palaemon macrodactylus* (Decapoda: Caridea), an alien species in European waters, with a revised key to British Palaemonidae. J Mar Biol Ass UK 84: 1041-1050

Ashelby, C.W., De Grave, S. & Johnson, M.L. (2013): The global invader *Palaemon macrodactylus* (Decapoda, Palaemonidae): An interrogation of records and a synthesis of data. Crustaceana 86: 594-624

Ashton, G., Boos, K., Shucksmith, R. & Cook, E. (2006): Rapid assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. Aquatic Invasions 1: 209-213

Ashton, G.V., Stevens, M.I., Hart, M.C., Green, D.H., Burrows, M.T., Cook, E.J. & Willis, K.J. (2008): Mitochondrial DNA reveals multiple Northern Hemisphere introductions of *Caprella mutica* (Crustacea, Amphipoda). Mol Ecol 17: 1293-1303

Atkins, S.M., Jones, A.M. & Garwood, P.R. (1987): The ecology and reproductive cycle of a population of *Marenzelleria viridis* (Annelida: Polychaeta: Spionidae) in the Tay Estuary. Proc Royal Soc Edinburgh, 92B: 311-322

Ax, P. (1952): Eine Brackwasser-Lebensgemeinschaft an Holzpfählen des Nord-Ostsee-Kanals. Kieler Meeresforsch 9: 229-243

Bącela, K. & Konopacka, A. (2005): The life history of *Pontogammarus robustoides*, an alien amphipod species in Polish waters. J Crust Biol 25: 190-195

Bącela, K., Grabowski, M. & Konopacka, A. (2008): *Dikerogammarus villosus* (Sowinski, 1894) (Crustacea, Amphi-

poda) enters Vistula – the biggest river in the Baltic basin. Aquatic Invasions 3: 95-98

Bącela, K., Konopacka, A. & Grabowski, M. (2009): Reproductive biology of *Dikerogammarus haemobaphes*: an invasive gammarid (Crustacea: Amphipoda) colonizing running waters in Central Europe. Biol Invasions 11: 2055-2066

Bacevičius, E. & Gasiūnaitė, Z.R. (2008): Two crab species – Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* Edw.) and Mud crab (*Rhitropanopeus harrisii* (Gould) ssp. *tridentatus* (Maitland)) in the Lithuanian coastal waters, Baltic Sea. Transit Waters Bull 2: 63-68

Bäthe, J. (1994): Die Verbreitung von *Corbicula fluminalis* (O.F. Müller 1774) (Bivalvia, Corbiculidae) in der Weser. Lauterbornia 15: 17-21

Baird, R.H., Bolster, G.C. & Cole, H.A. (1951): *Mytilicola intestinalis*, Steuer, in the European Flat Oyster (*Ostrea edulis*). Nature 168: 560

Bakker, C. (1980): On the distribution of *Gonionemus vertens* A. Agassiz (Hydrozoa, Limnomedusae), a new species in the eelgrass beds of Lake Grevelingen (S. W. Netherlands). Aquatic Ecology 14: 186-195

Bamber, R.N. & Taylor, J.D. (2002): The brackish water mussel *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) (Bivalvia: Dreissenidae) in the river Thames. J Conch 37: 403-404

Bamber R.N. (2014): Two new species of *Sinelobus* Sieg, 1980 (Crustacea: Tanaidacea: Tanaididae), and a correction to the higher taxonomic nomenclature. J Nat Hist 48: 2049-2068

Baretta, J. W. & Malschaert, J. F. P. (1988): Distribution and abundance of the zooplankton of the Ems estuary (North Sea). Neth J Sea Res 22: 69-81

Barnes, H. & Barnes, M. (1960): Recent spread and present distribution of the barnacle *Elminius modestus* Darwin in North-West Europe. Proc Zool Soc London 135: 137-145

Barnes, R.S.K. (1994): The brackish-water fauna of northwestern Europe – An identification guide to brackish-water habitats, ecology and macrofauna for field workers, naturalists and students. Cambridge University Press, 287 pp

Bartsch, I. & Kuhlenkamp, R. (2000): The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. Helgol Mar Res 54: 160-189

Bartsch, I. & Kuhlenkamp, R. (2009): Entwicklung der Makrophytenvegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee 1: 1-8

Bastrop, R. & Blank, M. (2006): Multiple invasions – a polychaete genus enters the Baltic Sea. Biol Invasions 8: 1195-1200

Bazterrica, M.C., Botto, F. & Iribarne, O. (2012): Effects of an invasive reef-building polychaete on the biomass and composition of estuarine macroalgal assemblages. Biol Invasions 14: 765-777

Beddard, F.E. (1892): A new branchiate oligochaete (*Branchiura sowerbyi*). Quarterly Journal of microscopial Science 33: 325-341 + Tafel 19

Beermann, J. & Franke, H.-D. (2012): Differences in resource utilization and behaviour between coexisting *Jassa* species (Crustacea, Amphipoda). Mar Biol 159: 951-957

Béguer, M., Girardin, M. & Boët, P. (2007): First record of the invasive oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 in France (Gironde Estuary). Aquatic Invasions 2: 132-136

Béguer, M., Bergé, J., Martin, J., Martinet, J., Pauliac, G., Girardin, M. & Boët, P. (2011): Presence of *Palaemon macrodactylus* in a European estuary: evidence for a successful invasion of the Gironde (SW France). Aquatic Invasions 6: 301-318

Behrends, B., Hertweck, G., Liebezeit, G. & Goodfriend, G. (2005): Earliest holocene occurrence of the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in the Greifswalder Bodden, Southern Baltic. Marine Geology 216: 79-82

Behrends, G., Korshenko, A. & Viitasalo, M. (1997): Morphological aberrations in females of the genus *Acartia* (Copepoda, Calanoida) in the Baltic Sea. Crustaceana 70: 596 ff.

Belpaire, C., de Charleroy, D., Thomas, K., van Damme, P. & Ollevier, F. (1989): Effects of eel restocking on the distribution of the swimbladder nematode *Anguillicola crassus* in Flanders, Belgium. J Appl Ichtyol 5: 151-153

Ben-Shlomo, R., Paz, G. & Rinkevich, B. (2006): Postglacial-period and recent invasions shape the population genetics of Botryllid ascidians along European Atlantic coasts. Ecosystems 9: 1118-1127

Berezina, N. A. (2007): Expansion of the North American amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 to the Neva Estuary (easternmost Baltic Sea). Oceanologia 49: 129-135

Berman, J., Harris, L., Lambert, W., Buttrick, M. & Dufresne, M. (1992): Recent Invasions of the Gulf of Maine: Three contrasting ecological histories. Conservation Biology 6: 435-441

Bērzinš, B. (1940): *Acartia tonsa* in the Gulf of Riga. Folia Zoologica et Hydrobiologica 10: 484-486

Beukema, J.J. & Dekker, R. (1995): Dynamics and growth of a recent invader into European coastal waters: the American razor clam, *Ensis directus*. J mar biol Ass UK 75: 351-362

Bick, A. & Gosselck, F. (1985): Arbeitsschlüssel zur Bestimmung der Polychaeten der Ostsee. Mitt zool Mus Berl 61: 171-272

Bick, A. & Burckhardt, R. (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt zool Mus Berl 65: 237-247

Bielecka, L., Zmijewska, M. I. & Szymborska, A. (2000): A new predatory cladoceran *Cercopagis* (*Cercopagis*) *pengoi* (Ostroumov 1891) in the Gulf of Gdansk. Oceanologia 42: 371-374

Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H.A.M., Gollasch, S. & Van der Velde, G. (2002): Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Can J Fish Aquat 59: 1159-1174

Bilio, M. & Niermann, U. (2004): Is the comb jelly really to blame for it all? *Mnemiopsis leidyi* and the ecological concerns about the Caspian Sea. Mar Ecol Prog Ser 269: 173-183

Birnbaum, C. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Cercopagis pengoi*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (04.06.2013)

Birnbaum, C. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (20.03.2013)

Bishop, M.W.H. (1947): Establishment of an immigrant barnacle in British coastal waters. Nature 159: 501-502

Bishop, M.W.H. & Crisp, D.J. (1958): The distribution of the barnacle *Elminius modestus* Darwin in France. Proc Zool Soc London 131: 109-134

Björklund, M. & Almqvist, G. (2010): Rapid spatial genetic differentiation in an invasive species, the round goby *Neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. Biol Invasions 12: 2609-2618

Blake, J.A. (1991): Revision of some genera and species of Cirratulidae (Polychaeta) from the Western North Atlantic. Ophelia, Suppl 5: 17-30

Blanchard, M. (1997): Spread of the slipper limpet *Crepidula fornicata* (L. 1758) in Europe. Current state and consequences. Sci Mar 61, Suppl 2: 109-118

Blank, M., Bastrop, R., Röhner, M. & Jürss, K. (2004): Effect of salinity on spatial distribution and cell volume regulation in two sibling species of *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae). Mar Ecol Prog Ser 271: 193-205

Blank, M., Laine, A.O., Jürss, K. & Bastrop, R. (2008): Molecular identification key based on PCR/RFLP for three polychaete sibling species of the genus *Marenzelleria*, and the species' current distribution in the Baltic Sea. Helgol Mar Res 62: 129-141

Blümel, C. & Raabe, U. (2004): Vorläufige Checkliste der Characeen Deutschlands, Rostock Meeresbiol Beitr 13: 9-26

Bock, K.-D. (1967): Experimente zur Ökologie von *Orchestia platensis* Kröyer. Z Morph Ökol Tiere 58: 405-428

Boersma, M., Malzahn, A.M., Greve, W. & Javidpour, J. (2007): The first occurrence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Sea. Helgol Mar Res 61: 153-155

Boets, P., Lock, K. & Goethals, L.M. (2012): Assessing the importance of alien macro-crustacea (Malacostraca) within macroinvertebrate assemblages in Belgian coastal harbours. Helgol Mar Res 66: 175-187

Boettger, C.R. (1933a): Über die Ausbreitung der Muschel *Congeria cochleata* Nyst in europäischen Gewässern und ihr Auftreten im Nordostseekanal. Zool Anz 101: 43-48

Boettger, C.R. (1933b): Die Ausbreitung der Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* Milne Edw.) in Europa. Sitzungsber Ges naturforsch Freunde v Berlin: 399-415

Bolton, J.J., Germann, I. & Lüning, K. (1983): Hybridization between Atlantic and Pacific representatives of the Simplices section of *Laminaria* (Phaeophyta). Phycologia 22: 133-140

Boudry, P., Heurtebise, S., Collet, B., Cornette, F. & Gérard, A. (1998): Differentiation between populations of the Portuguese oyster, *Crassostrea angulata* (Lamark) and the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg), revealed by mtDNA RFLP analysis. J Exp Mar Biol Ecol 226: 279-291

Braem, F. (1951): Über *Victorella* und einige ihrer nächsten Verwandten sowie über die Bryozoenfauna des Ryck bei Greifswald. Zoologica, 37: 1-59

Brattström, H. (1954): Notes on *Victorella pavida* KENT. Lunds Universitets Årskrift. N F Avd 2, Bd. 50: 1-30

Breton, G., Faasse, M., Noë,l P.& Vincent, T. (2002): A new alien crab in Europe: *Hemigrapsus sanguineus* (Decapoda: Brachyura: Grapsidae). J Crust Biol 22: 184-189

Brodin, Y. & Andersson, M.H. (2009): The marine splash midge *Telmatogeton japonicus* (Diptera; Chironomidae) – extreme and alien? Biol Invasions 11: 1311-1317

Brunetti, N. & Cuomo, C. (2014): Distribution of the invasive tunicate *Styela clava* in Long Island Sound, New England, USA. BioInvasions Records 3: 13-19

Brunken, H., Castro, J.F., Hein, M., Verwold, A. & Winkler, M. (2012): Erstnachweis der Schwarzmund-Grundel *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in der Weser. Lauterbornia 75: 31-37

Brylinski, J.-M. (1981): Report on the presence of *Acartia tonsa* Dana (Copepoda) in the harbour of Dunkirk (France) and its geographical distribution in Europe. J Plankton Res 3: 255-260

Brylinski, J.-M., Antajan, E., Raud, T. & Vincent, D. (2012): First record of the Asian copepod *Pseudodiaptomus marinus* Sato, 1913 (Copepoda: Calanoida: Pseudodiaptomidae) in the southern bight of the North Sea along the coast of France. Aquatic Invasions 7: 577-584

Buckeridge, J.S. & Newman, W.A. (2010): A review of the subfamily Eliminiinae (Cirripedia: Thoracica: Austrobalanidae), including a new genus, *Protelminius* nov., from the Oligocene of New Zealand. Zootaxa 2349: 39-54

Bulnheim, H.-P. (1976): *Gammarus tigrinus*, ein neues Faunenelement der Ostseeförde Schlei. Schr Naturw Ver Schlesw-Holst 46: 79-84

Buschbaum, C. (2005): Pest oder Bereicherung? Der eingeschleppte Japanische Beerentang an der deutschen Nordseeküste. Nat Mus 135: 216-221

Buschbaum, C. & Gutow, L. (2005): Mass occurrence of an introduced crustacean (*Caprella* cf. *mutica*) in the south-eastern North Sea. Helgol Mar Res 59: 252-253

Buschbaum, C., Chapman, A.S. & Saier, B. (2006): How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. Mar Biol 148: 743-754

Buschbaum, C., Mayr, T. & Scheuer, K. (2008): Vorkommen der invasiven Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* und ihre ökologischen Effekte im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Flintbek, 1-50

Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. Ocean & Coastal Management 68: 89-101

Buschbaum, C. & Lackschewitz, D. (2013): Bewertung von Neobiota-Vorkommen im Rahmen der EU-MSRL mittels eines Trendindikators. Schriftenreihe BfN, Habitat Mare

Caspers, H. (1939): Über Vorkommen und Metamorphose von *Mytilicola intestinalis* Steuer (Copepoda paras.) in der südlichen Nordsee. Zool Anz 126: 161-171

Carlton, J.T. (1996): Biological invasions and cryptogenic species. Ecology 77: 1653-1655

Carlton, J.T. & Geller, J.B. (1993): Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. Science 261: 78-82

Chapman, A.S. (1999): From introduced species to invader: what determines variation in the success of *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) in the North Atlantic Ocean? Helgoländer Meeresunters 52: 277-289

Chícaro, M.A., Leitão, T., Range, P., Gutierrez, C., Morales, J., Morais, P. & Chícaro L. (2009): Alien species in the Guadiana Estuary (SE-Portugal/SW-Spain): *Blackfordia virginica* (Cnidaria, Hydrozoa) and *Palaemon macrodactylus* (Crustacea, Decapoda): potential impacts and mitigation measures. Aquatic Invasions 4: 501-506

Clanzig, S. (1989): Invertebres d'introduction recente dans les lagunes mediterraneennes du Languedoc-Roussillion (France). Bull Soc Zool France 114: 151-152

Clarke, C.L. & Therriault, T.W. (2007): Biological synopsis of the invasive tunicate *Styela clava* (Herdman 1881). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2807, 23 pp

Cohen, A.N., Harris, L.H., Bingham, B.L., Carlton, J.T., Chapman, J.W., Lambert, C.C., Lambert, G., Ljubenkov, J.C., Murray, S.N., Rao, L.C., Reardon, K. & Schwindt, E. (2005):

Rapid Assessment survey for exotic organisms in southern California bays and harbors, and abundance in port and non-port areas. Biol Invasions 7: 995-1002

Conlan, K.E. (1990): Revision of the crustacean amphipod genus *Jassa* Leach (Corophioidea: Ischyroceridae). Can J Zool 68: 2031-2075

Cook, E.J., Jahnke, M., Kerckhof, F., Minchin, D., Faasse, M., Boos, K. & Ashton, G. (2007): European expansion of the introduced amphipod *Caprella mutica* Schurin 1935. Aquatic Invasions 2: 411-421

Cook, E.J., Stehlikova, J., Beveridge, C.M., Burrows, M.T., De Blauwe, H. & Faasse, M. (2013): Distribution of the invasive bryozoan *Tricellaria inopinata* in Scotland and a review of its European expansion. Aquatic Invasions 8: 281-288

Corkum, L.D., Sapota, M.R. & Skora, K.E. (2004): The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. Biol Invasions 6: 173-181

Cotton, A.D. (1908): The appearance of *Colpomenia sinuosa* in Britain. Bulletin of Miscellaneous Information, Royal Botanic Gardens, Kew 2: 73-77

Crawford, G.I. (1935): *Corophium curvispinum*, G.O. Sars, var. *devium*, Wundsch, in England. Nature 136: 685-686

Crisp, D.J. (1958): The spread of *Elminius modestus* Darwin in North-West Europe. J mar biol Ass UK 37: 483-520

Cuesta, J.A., González-Ortegón, E., Drake, P. & Rodríguez, A. (2004): First record of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from European waters. Crustaceana 77: 377-380

Curry, A., Grayson, R.F. & Milligan, T.D. (1972): New British records of the semi-terrestrial amphipod *Orchestia cavimana*. Freshwat Biol 2: 55-56

Czugała, A. & Woźniczka, A. (2010): The River Odra estuary – another Baltic Sea area colonized by the round goby *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811. Aquatic Invasions 5, Suppl 1: S61-S65

Dahl, E. (1946): The Amphipoda of the Sound. Part 1: Terrestrial Amphipoda. Undersögn Öresund 29, Lunds Univ Arsskr, N F Adv 2 (42), 1-53

Daneliya, M.E. & Laakkonen H. (2012): The Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica* (Amphipoda: Caprellidae) in Sweden (Eastern Skagerrak). Mar Biodivers Rec 5; e36; 6 pages http://dx.doi.org/10.1017/S1755267212000243, published online: 25. April 2012

Darr, A. & Zettler, M.L. (2000): Erstnachweis von *Congeria leucophaeta* (Conrad, 1831) in Mecklenburg-Vorpommern (Bivalvia: Dreissenidae). Malakologische Abhandlungen 20: 197-200

Daunys, D. & Zettler, M. L. (2006): Invasion of the North American amphipod (*Gammarus tigrinus* Sexton, 1939) into the Curonian Lagoon, South Eastern Baltic Sea. Acta Zoologica Lituanica 16: 20-26

Dauvin, J.-C. (2009a): Establishment of the invasive Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) from the Cotentin Peninsular, Normandy, France. Aquatic Invasions 4: 467-472

Dauvin, J.-C. (2009b): Asian shore crabs *Hemigrapsus* spp. (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) continue their invasion around the Cotentin Peninsula, Normandy, France: Status of the *Hemigrapsus* population in 2009. Aquatic Invasions 4: 605-611

Dauvin, J.-C., Rius, A.T. & Ruellet, T. (2009): Recent expansion of two invasive crabs species *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) and *H. takanoi* Asakura and Watanabe 2005 along the Opal Coast, France. Aquatic Invasions 4: 451-465

Dauvin, J.-C. & Delhay, J.-B. (2010): First record of *Hemigrapsus takanoi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) on the western coast of northern Cotenin, Normandy, western English Channel. Mar Biodivers Rec 3: 1-3

Dauvin, J.-C. & Dufossé, F. (2011): *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835) (Crustacea: Brachyura: Grapsoidea) a new invasive species in European waters: the case of the French English Channel coast (2008-2010). Aquatic Invasions 6: 429-438

Davey, J.T. & Gee, J.M. (1976): The occurrence of *Mytilicola intestinalis* Steuer, an intestinal copepod parasite of *Mytilus*, in the south-west of England. J mar biol Ass UK 56: 85-94

Davis, M.H., Lützen, J. & Davis, M. (2007): The spread of *Styela clava* Herdman, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. Aquatic Invasions 2: 378-390

Davis, M.H. & Davis, M.E. (2008): First record of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in the Mediterranean region. Aquatic Invasions 3: 125-132

Dean, D. (1978): Migration of the sandworm *Nereis virens* during winter nights. Mar Biol 45: 165-173

De Blauwe, H. (2009): Mosdiertjes van de zuidelijke bocht van de Noordzee. Determinatiewerk voor Belgie en Nederland, Vlaams Instituut voor de Zee, 445 pp

De Blauwe, H. & Faasse, M.A. (2001): Extension of the range of the bryozoans *Tricellaria inopinata* and *Bugula simplex* in the north-east Atlantic Ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). Ned Faun Meded 14: 103-112

De Blauwe, H. & Faasse, M.A. (2004): *Smittoidea prolifica* Osburne, 1952 (Bryozoa, Cheilostomatida) a Pacific bryozoan introduced to The Netherlands (Northeast Atlantic). Bull Konink Belg Instit Natuurwetenschappen, Biologie 74: 33-39

De Blauwe, H. Kind B., Kuhlenkamp R., Cusperus J., van der Weide B., Kerckhof F. (2014): Recent observations of the introduced *Fenestrulina delicia* Winston, Hayward & Craig, 2000 (Bryozoa) in Western Europe. Studi Trent Sci Nat 94: 45-51

Dekker, W. & van Willigen, J. (1989): Short note on the distribution and abundance of *Anguillicola* in the Netherlands. J appl Ichthyol 5: 46-47

Den Hartog, C. (1953): Immigration, dissemination and ecology of *Elminius modestus* Darwin in the North Sea, especially along the Dutch coast. Beaufortia 4: 1-20

Den Hartog, C. (1963): The amphipods of the Deltaic region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area, Part II. The Talitridae. Neth J Sea Res 2: 40-67

Den Hartog, C. (1964): Ecology of *Dasya pedicellata* in the Netherlands. Proc Int Seaweed Symp 4: 197-201

Dethlefsen, V. (1972): Zur Parasitologie der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L., 1758). Ber dt wiss Kommn Meeresforsch 22: 344-371

Dethlefsen, V. (1975): The influence of *Mytilicola intestinalis* Steuer on the meat content of the mussel *Mytilus edulis* L. Aquaculture 6: 83-97

D'Hondt, J.-L. & Occhipinti Ambrogi, A. (1985): *Tricellaria inopinata*, n. sp. un nouveau Bryozoaire Cheilostome de la faune méditerranéenne. PSZN (Mar Ecol) 6: 35-46

Dick, M.H., Grischenko, A.V. & Mawatari, S.F. (2005): Intertidal Bryozoa (Cheilostomata) of Ketchikan, Alaska. Journal of Natural History 39: 3687-3784

Didžiulis, V. (2013): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Anguillicola crassus*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (10.07.2013)

Didžiulis, V. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Marenzelleria neglecta*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (29.05.2012)

Didžiulis, V. (2013): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Mnemiopsis leidyi*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (10.07.2013)

Diederich, S., Nehls, G., van Beusekom, J.E.E. & Reise, K. (2005): Introduced Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: invasion accelerated by warm summers? Helgol Mar Res 59: 97-106

Dittmer, J.D. (1981): The distribution of subtidal macrobenthos in the estuaries of the rivers Ems and Weser In: Dankers, N., Kühl, H. & Wolff, W. (Hrsg.): Invertebrates of the Wadden Sea, Report 4. Balkema Rotterdam, 188-206

Dörjes, J., Gadow, S., Reineck, H.-E. & Bir Singh, I. (1969): Die Rinnen der Jade (Südliche Nordsee). Sedimente und Makrobenthos. Senckenberg maritim 50: 5-62

Dolmer, P., Holm, M.W., Strand, Å., Lindegarth, S., Bodvin, T., Norling, P. & Mortensesn, S. (2014): The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters: A risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions. Fiske nog Havet, Havforskningsinstituttet, nr. 2/2014, 67 pp

Dürr, A. (2010): Untersuchungen zur Populations- und Fortpflanzungsbiologie von Garnelen in der westlichen Ostsee. Diplomarbeit, Universität Kiel, 160 pp

Dupont, L., Viard, F., Davis, M.H., Nishikawa, T. & Bishop, J.D.D. (2010): Pathways of spread of the introduced ascidian *Styela clava* (Tunicata) in Northern Europe, as revealed by microsatellite markers. Biol Invasions 12: 2707-2721

Dyrynda, P.E.J., Fairall, V.R., Occipinti Ambrogi, A. & d'Hondt, J.-L. (2000): The distribution, origins and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occipinti Ambrogi, 1985, an invasive bryozoan new to the Atlantic. Journal of Natural History 34: 1993-2006

Dziubinska, A. (2011): *Mytilopsis leucophaeata*, an alien dreissenid bivalve discovered in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). Oceanologia 53: 651-655

Edwards, C. (1976): A study in erratic distribution: The occurrence of the medusa *Gonionemus* in relation to the distribution of oysters. Adv Mar Biol 14: 251-284

Eggers, T.O. & Anlauf, A. (2005): *Obesogammarus crassus* (G.O.Sars, 1894) (Crustacea: Amphipoda) erreicht die Elbe. Lauterbornia 55: 125-128

Ellenby, C. (1947): A copepod parasite of the mussel new to the British fauna. Nature 159: 645-646

Elliot, M. & Kingston, P.F. (1987): The sublittoral benthic fauna of the estuary and Firth of Forth, Scotland. Proc Royal Soc Edinburgh, 93B: 449-465

Elsam Engineering A/S (2005): Elsam offshore wind turbines – Horns Rev. Annual status report for the environmental monitoring programme 1 January 2004 to December 2004: 1-96

Elsner, N.O. (2009): Eingeschleppte Copepoden der Gattung *Mytilicola* im Darm von Miesmuscheln und Austern im Seegebiet der Nordseeinsel Sylt. Diplomarbeit, Univ. Marburg, 65 pp

Elsner, N.O., Jacobsen, S., Thieltges, D.W. & Reise K. (2011): Alien parasitic copepods in mussels and oysters of the Wadden Sea. Helgol Mar Res 65: 299-307

Eno, N.C., Clark, R.A. & Sanderson, W.G. (eds.) (1997): Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, 152 pp

Erséus, C. & Kvist, S. (2007): COI variation in Scandinavian marine species of *Tubificoides* (Annelida: Clitellata: Tubificidae). J Mar Biol Ass UK 87: 1121-1126

Eschweiler, N. & Christensen, H.T. (2011): Trade-off between increased survival and reduced growth for blue mussels living on Pacific oyster Reefs. J Exp Mar Biol Ecol 403: 90-95

Essink, K. & Kleef, H.L. (1988): *Marenzelleria viridis* (Verril, 1873) (Polychaeta: Spionidae): a new record from the Ems estuary (The Netherlands/Federal Republic of Germany). Zool Bijdr Leiden 38: 1-13

Essink, K. & Kleef, H.L. (1993): Distribution and life cycle of the North American spionid *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) in the Ems estuary. Netherland Journal of Aquatic Ecology 27: 237-246

Essink, K. & Dekker, R. (2002): General patterns in invasion ecology tested in the Dutch Wadden Sea: the case of a brackish-marine polychaetous worm. Biol Invasions 4: 359-368

Faasse, M. & van Moorsel, G. (2000): Nieuwe en minder bekende Vlokreftjes van sublitorale harde bodems in het Deltagebied (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea). Ned Faun Meded 11: 19-44

Faasse, M. & van Moorsel, G. (2003): The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873 and *Incisocalliope aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridea), introduced to the Western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquatic Ecology 37: 13-22

Faasse, M. & De Blauwe, H. (2004): Faunistisch overzicht van de mariene mosdiertjes van Nederland (Bryozoa: Stenolaemata, Gymnolaemata). Ned Faun Meded 21: 17-54

Faasse, M. & Bayha, K.M. (2006): The ctenophore *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in coastal waters of the Netherlands: an unrecognized invasion? Aquatic Invasions 1: 270-277

Farke, H. (1979): Population dynamics, reproduction and early development of *Tharyx marioni* (Polychaeta, Cirratulidae) on tidal flats of the German Bight. Veröff Inst Meeresforsch Bremerhaven 18: 69-99

Farnham, W.F., Fletcher, R.L. & Irvine, L.M. (1973): Attached *Sargassum* found in Britain. Nature 243: 231-232

Filippenko, D.P. & Son, M.O. (2008): The New Zealand mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) is colonizing the artificial lakes of Kaliningrad City, Russia (Baltic Sea Coast). Aquatic Invasions 3: 345-347

Filippenko, D.P. (2011): Invasive Species *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) (Mollusca: Gastropoda: Hydrobiidae) in the waterbodies of Kaliningrad Region (Russia). Russ J Biol Invasions 2: 286-292

Flaunders, E. (2000): Untersuchungen zur Bestandsregulierung und Verwertung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) unter besonderer Berücksichtigung der Fischereiverhältnisse im Elbe/Havel-Gebiet. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow, Bd. 5, 82 pp

Fleckenstein, N. (2011): The role oft he immigrant *Caprella mutica* in coastal ecosystems of the German Bight. Diplomarbeit, Universität Oldenburg, 28 pp

Fleminger, A. & Hendrix Kramer, S. (1988): Recent introduction of an Asian copepod, *Pseudodiaptomus marinus* (Copepoda: Calanoida), into southern California embayments. Mar Biol 98: 535-541

Fletcher, R.L. (1987): Seaweeds of the British Isles, Vol. 3 Fucophyceae (Phaeophyceae) Part 1. British Museum (Natural History)

Fletcher, R.L. & Farrell, P. (1999): Introduced brown algae in the North East Atlantic, with particular respect to *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar. Helgoländer Meeresunters 52: 259-275

Florin, A.-B., Mo, K., Svensson, F., Schagerström, E., Kautsky, L. & Bergström, L. (2013): First records of Conrad's false mussel, *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) in the southern Bothnian Sea, Sweden, near a nuclear power plant. BioInvasions Records 2: 303-309

Fowler, A.E., Forsström, T., von Numers, M. & Vesakoski, O. (2013): The North American mud crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in newly colonized Northern Baltic Sea: distribution and ecology. Aquatic Invasions 8: 89-96

Franke, H.-D. & Gutow, L. (2004): Long-term changes in the macrobenthos around the rocky island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgol Mar Res 58: 303-310

Frost, J.R., Jacoby, C.A. & Youngbluth, M.J. (2010): Behaviour of *Nemopsis bachei* L. Agassiz, 1849 medusae in the presence of physical gradients and biological thin layers. Hydrobiologia 645: 97-111

Galil, B.S. (2009): Taking stock: inventory of alien species in the Mediterranean Sea. Biol Invasions 11: 359-372

Galil, B.S. & Gevili, R. (2013): A moveable feast: *Beroe cucumis sensu* Mayer, 1912 (Ctenophora; Beroida; Beroidae) preying on *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 (Ctenophora; Lobata; Bolinopsidae) off the Mediterranean coast of Israel. BioInvasions Records 2: 191-194

Gee, J.M. & Davey, J.T. (1986): Stages in the life history of *Mytilicola intestinalis* Steuer, a copepod parasite of *Mytilus edulis* (L.), and the effect of temperature on their rates of development. J Cons Int Explor Mer 42: 254-264

Geissen, H.-P. (1999): Bemerkungen zur Verbreitung und Ökologie des Kiemenwurms *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta: Tubuficidae). Lauterbornia 36: 93-107

Gerard, V.A., Cerrato, R.M. & Larson, A.A. (1999): Potential impacts of a western Pacific grapsid crab on intertidal communities of the northwestern Atlantic Ocean. Biol Invasions 1: 353-361

Gergs, R., Hanselmann, A.J., Eisele, I. & Rothhaupt, K.-O. (2008): Autecology of *Limnomysis benedeni* Czerniavsky, 1882 (Crustacea: Mysida) in Lake Constance, Southwestern Germany. Limnologica 38: 139-146

Gerlach, S.A. (2000): Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee, Bd. 1, Checkliste der Fauna der Kieler Bucht und eine Bibliographie zur Biologie und Ökologie der Kieler Bucht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, 376 pp

Ghabooli, S., Shiganova, T., Zhan, A., Cristecu, M.E., Eghtesadi-Araghi, P. & MacIsaac, H.J. (2011): Multiple introductions and invasion pathways for the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Eurasia. Biol Invasions 13: 679-690

Gilbey, V., Attrill, M.J. & Coleman, R.A. (2008): Juvenile Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*) in the Thames estuary: distribution, movement and possible interactions with the native crab *Carcinus maenas*. Biol Invasions 10: 67-77

Ginderbeuren, K. van, Hostens, K., Hoffman, S., Vansteenbrugge, L., Soenen, K., De Blauwe, H., Robbens, J. & Vincx, M. (2012): Distribution of the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea. Aquatic Invasions 7: 163-169

Gittenberger, A. (2009): Invasive tunicates on Zeeland and Prince Edward Island mussels, and management practices in the Netherlands. Aquatic Invasions 4: 279-281

Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B.W. (2009): Inventarisatie van de aan hard substraat gerelateerde macroflora en macrofauna in de Nederlandse Waddenzee. GiMaRIS rapport 2009.11. In opdracht van het Ministerie van LNV, Team Invasieve Exoten

Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B.W. (2010): Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned Faun Meded 33: 21-76

Gittenberger, A. & Moons, J.J.S. (2011): Settlement and possible competition for space between the invasive violet tunicate *Botrylloides violaceus* and the native tunicate *Botryllus schlosseri* in The Netherlands. Aquatic Invasions 6: 435-440

Glöer, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas, 327 pp. In: Die Tierwelt Deutschlands (F. Dahl), 73. Teil, ConchBooks Hackenheim

Goerke, H. (1971): Die Ernährungsweise der *Nereis*-Arten (Polychaeta, Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff Inst Meeresforsch Bremerh 13: 1-50

Gollasch, S. (1999): The Asian decapod *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1835) (Grapsidae, Decapoda) introduced in European waters: status quo and future perspective. Helgoländer Meeresunters 52: 359-366

Gollasch S. (2007): Een degenkrab *Limulus polyphemus* gevonden op Sylt (Duitsland). Het Zeepard 67: 79-81

Gollasch, S. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Eriocheir sinensis*. From: Online database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org (10.07.2013)

Gollasch, S. & Mecke, R. (1996): Eingeschleppte Organismen. In: J.L. Lozan, R. Lampe, W. Matthaus, E. Rachor, H. Rumohr & H. v. Westernhagen (Eds.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag, Berlin: 146-150

Gollasch, S. & Riemann-Zürneck, K. (1996): Transoceanic dispersal of benthic macrofauna: *Haliplanella luciae* (Verill, 1898) (Anthozoa, Actiniaria) found on a ship's hull in a shipyard dock in Hamburg Harbour, Germany. Helgoländer Meeresunters 50: 253-258

Gollasch, S. & Nehring, S. (2006): National checklist for aquatic species in Germany. Aquatic invasions 1: 245–269

Gollasch, S., Kieser, D., Minchin, D. & Wallentinus, I. (2007): Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992-2002. ICES Cooperative Research Report No. 284, April 2007

Gollasch, S., Haydar, D., Minchin, D., Wolff, W.J. & Reise, K. (2009): Introduced aquatic species of the North Sea coasts and adjacent brackish waters. In: Rilov, G. & Crooks, J.A. (eds.): Biological invasions in marine ecosystems, Chapter 29: 507-528. Ecological Studies 204, Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Gomoiu, M.-T., Alexandrov, B., Shadrin, N. & Zaitsev, Y. (2002): The Black Sea – a recipient, donor and transit area for alien species. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 341-350

González-Ortegón, E. & Cuesta, J.A. (2006): An illustrated key to species of *Palaemon* and *Palaemonetes* (Crustacea: Decapoda: Caridea) from European waters, including the alien species *Palaemon macrodactylus*. J Mar Biol Ass UK 86: 93-102

González-Ortegón, E., Cuesta, J.A. & Schubart, C.D. (2007): First report of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. Helgol Mar Res 61: 67–69

Gonzáles-Ortegón, E., Cuesta, J.A., Pascual, E. & Drake, P. (2010): Assessment of the interaction between the white shrimp, *Palaemon longirostris*, and the exotic oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus*, in a European estuary (SW Spain). Biol Invasions 12: 1731-1745

Gorokhova, E., Aladin, N. & Dumont, H.J. (2000): Further expansion of the genus *Cercopagis* (Crustacea, Branchiopoda, Onychiopoda) in the Baltic Sea, with notes on the taxa present and their ecology. Hydrobiologia 429: 207-218

Gorokhova, E., Letiniemi, M., Viitasalo-Frösen, S. & Haddock, S.H.D. (2009): Molecular evidence for the occurrence of ctenophore *Mertensia ovum* in the northern Baltic Sea and implications for the status of the *Mnemiopsis leidyi* invasion. Limnol Oceanogr 54: 2025-2033

Goulletquer, P., Bachelet, G., Sauriau, P.G. & Noel, P. (2002): Open atlantic coast of Europe – a century of introduced species into French waters. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 276-290

Grabowski, M. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pontogammarus robustoides*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org (08.07.2013)

Grabowski, M., Konopacka, A., Jazdzewski, K. & Janowska, E. (2006): Invasion of alien gammarid species and retreat of natives in the Vistula Lagoon (Baltic Sea, Poland). Helgol Mar Res. 60: 90-97

Grabowski, M., Jażdżewski, K. & Konopacka, A. (2007a): Alien Crustacea in Polish waters - Amphipoda. Aquatic Invasions 2: 25-38

Grabowski, M., Bacela, K. & Konopacka, A. (2007b): How to be an invasive gammarid (Amphipoda: Gammaroidea) – comparison of life history traits. Hydrobiologia 590: 75-84

Grabowski, M. & Jabłońska, A. (2009): First records of *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) in Greece. Aquatic Invasions 4: 365-367

Gray, P.W.G. & Gareth Jones E.B. (1977): The attempted clearence of *Sargassum muticum* from Britain. Environmental Conservation 4: 303-308

Groepler, W. (2012): Die Seescheiden von Helgoland. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 673, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 454 pp

Groslier, T., Christensen, H.T., Davids, J., Dolmer, P., Elmedal, I., Holm, M.W. & Hansen, B.W. (2014): Status of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in the western Limfjord, Denmark – Five years of population development. Aquatic Invasions 9: 175-182

Gruszka, P. (1999): The river Odra estuary as a gateway for alien species immigration to the Baltic Sea basin. Acta hydrochim hydrobiol 27: 374–382

Gruszka, P. & Woźniczka, A. (2008): *Dikerogammarus villosus* (Sowinski, 1894) in the River Odra estuary – another invader threatening Baltic Sea coastal lagoons. Aquatic Invasions 3: 395-403

Gürs, I., Gürs, K., Paustian, J. & Wiese, V. (1993): *Ensis directus* (Conrad, 1843) zum ersten Mal in der südwestlichen Ostsee (Bivalvia: Solenidae). Schriften aus dem Malakozoologischen Haus der Natur 6: 79

Gumuliauskaitė, S. & Arbačiauskas, K. (2008): The impact of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* on littoral communities in Lithuanian lakes. Hydrobiologia 599: 127-134

Hänfling, B., Carvalho, G.R. & Brandl, R. (2002): mt-DNA sequences and possible invasion pathways of the Chinese mitten crab. Mar Ecol Prog Ser 238: 307-310

Haesloop, U. (2001): Einige bemerkenswerte Makroevertebraten-Funde aus Gewässern des Großraumes Bremen. Lauterbornia 41: 55-59

Haeupler, H. & Muer, T. (2000): Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Bundesamt f. Naturschutz, 507 pp

Hamann, U. & Garniel, A. (2002): Die Armleuchteralgen Schleswig-Holsteins. – Rote Liste Schriftenreihe des Landesamtes f. Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, 50 pp

Hammann, M., Buchholz, B., Karez, R. & Weinberger, F. (2013): Direct and indirect effects of *Gracilaria vermiculophylla* on native *Fucus vesiculosus*. Aquatic Invasions 8: 121-132

Hamer, H.H., Malzahn, A.M. & Boersma, M. (2011): The invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi*: a threat to fish recruitment in the North Sea? J Plankton Res 33: 137-144

Hansson, H. (2006): Ctenophores of the Baltic and adjacent Seas – the invader *Mnemiopsis* is here! Aquatic Invasions 1: 295-298

Harms, J. (1993): Check list of species (algae, invertebrates and vertebrates) found in the vicinity of the island of Helgoland (North Sea, German Bight) – a review of recent records. Helgoländer Meeresunters 47: 1-34

Harms, J. (1999): The neozoan *Elminius modestus* Darwin (Crustacea, Cirripedia): Possible explanations for its successful invasion in European water. Helgoländer Meeresunters 52: 337-345

Harrel, R.C. (2004): Systematic and ecological notes on *Tubificoides heterochaetus* (Oligochaeta: Tubificidae) from the Neches River estuary, Texas. Texas J Sci 56: 263-267

Hartlaub, C. (1911): Craspedote Medusen. 1. Teil, 2. Lief.: Familie III Margelidae. In: Brandt, K. & Apstein, C. (Hrsg.), Nordisches Plankton. Lipsius und Tischler, Kiel und Leipzig. 137-236

Hartmann-Schröder, G. (1996): Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. In: Dahl, F. (ed.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, Teil 58, 2. Aufl. Verlag G. Fischer, Jena, 648 pp

Hauser, B. & Michaelis, H. (1975): Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. Jb. Forschungsstelle Küste Norderney 1974, Bd. 26: 85-119

Haydar, D. (2010): What is natural? The scale and consequences of marine bioinvasions in the North Atlantic Ocean. Proefschriftter verkrijging van Natuurwetenschappen aan de Rijksuniversiteit. Groningen (Dissertation, Univ. Groningen), 184 pp

Haydar, D., Hoarau, G., Olsen, J., Stam, W.T. & Wolff, W. (2011): Introduced or glacial relict? Phylogeography of the cryptogenic tunicate *Molgula manhattensis* (Ascidiacea, Pleurogona). Diversity Distrib 17: 68-80

Hayward, P.J. & Ryland, J.S. (1990): The Marine fauna of the British Isles and North-West Europe, Vol. 1 & 2. Oxford Science Publications, Clarendon Press, Oxford, 1990

Hayward, P.J. & Ryland, J.S. (1995): Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe.Oxford Univ. Press

Hempel, M. & Thiel, R. (2013): First records oft he round goby *Neogobius melanostomus* (Pallas, 1814) in the Elbe River, Germany. BioInvasions Records 2: 291-295

Herborg, L.-M., Rushton, S.P., Clare, A.S. & Bentley, M.G. (2003): Spread of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards) in continental Europe: analysis of a historical data set. Hydrobiologia 503: 21-28

Herborg, L.-M., Rushton, S.P., Clare, A.S. & Bentley, M.G. (2005): The invasion of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in the United Kingdom and its comparison to continental Europe. Biol Invasions 7: 959-968

Herkül, K., Kotta, J. & Kotta, I. (2006): Distribution and population characteristics of the alien talitrid amphipod *Orchestia cavimana* in relation to environmental conditions in the Northeastern Baltic Sea. Helgol Mar Res. 60: 121-126

Herkül, K., Kotta, J., Püss, T. & Kotta, I. (2009): Crustacean invasion in the Estonian coastal sea. Estonian J Ecol 58 (4): 313-323

Herold, W. (1925): Der Amphipode *Orchestia cavimana* Heller in Pommern. Abh u Ber Pomm Naturf Ges 6: 109-110

Hewitt, C.L., Campbell, M.L.,Thresher, R.E., Martin, R.B., Boyd, S., Cohen, B.F., Currie, D.R., Gomon, M.F., Keough, M.J., Lewis, J.A., Lockett, M.M., Mays, N., McArthur, M.A., O'Hara, T.D., Poore, G.C.B., Ross, D.J., Storey, M.J., Watson, J.E. & Wilson, R.S. (2004): Introduced and cryptogenic species in Port Philipp Bay, Victoria, Australia. Mar Biol 144: 183-202

Holmes, J.M.C. & Minchin, D. (1995): Two exotic copepods imported into Ireland with the Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). Ir Nat J 25: 17-19

Hopkins, C.C.E. (2002): Introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard, In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 240-252

Hoppe, K.N. (2002): *Teredo navalis* – the cryptogenic shipworm. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 116-119

Hu, Z.-M. & Juan, L.-B. (2014): Adaptation mechanisms and ecological consequences of seaweed invasions: a review case of agarophyte *Gracilaria vermiculophylla*. Biol Invasions 16: 967-976

Huvet, A., Gérard, A., Ledu, C., Phélipot, P., Heurtebise, S. & Boudry, P. (2002): Is fertility of hybrids enough to conclude that the two oysters *Crassosrea gigas* and *Crassostrea angulata* are the same species? Aquat Living Resour 15: 45-52

Hynes, H.B.N. (1955): Distribution of some freshwater amphipoda in Britain. Verh internat Ver theor angew Limnol 12: 620-628

Ivanov, V.P., Kamakin, A.M., Ushivtzev, V.B., Shiganova, T., Zhukova, O., Aladin, N., Wilson, S.I., Harbison, G.R. & Dumont, H.J. (2000): Invasion of the Caspian Sea by the comb jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Biol Invasions 2: 255-258

Jażdżewski, K. & Konopacka, A. (2002): Invasive Ponto-Caspian species in waters of the Vistula and Oder Basins and the Southern Baltic Sea. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 384-398

Jażdżewski, K., Konopacka, A. & Grabowski, M. (2005): Native and alien malacostracan crustacea along the Polish Baltic Sea coast in the twentieth century. Oceanol Hydrobiol Stud 34, Suppl 1: 175-193

Jahnke, K. & Kremer, B.P. (2010): Düne, Strand und Wattenmeer. Kosmos Verlag, 319 pp

Jakob, E., Hanel, R., Klimpel, S. & Zumholz, K. (2009): Salinity dependence of parasite infestation in the European eel *Anguilla anguilla* in northern Germany. ICES Journal of Marine Science 66: 358-366

Janas, U. & Wysocki, P. (2005): *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea, Mysidacea) – first record in the Gulf of Gdansk. Oceanologia 47: 405-408

Janas, U. & Zgrundo, A. (2007): First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 in the Gulf of Gdansk (southern Baltic Sea). Aquatic Invasions 2: 450-454

Jansson, K. (1994): Alien species in the marine environment. Introductions to the Baltic Sea and the Swedish west coast. Solna, Swedish Environmental Protection Agency: 68 pp

Javidpour, J., Sommer, U. & Shiganova, T.A. (2006): First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz 1865 in the Baltic Sea. Aquatic Invasions 1: 299-302

Jensen, K.T. (1992): Macrozoobenthos on an intertidal mudflat in the Danish Wadden Sea: comparisons of surveys made in the 1930s, 1940s and 1980s. Helgoländer Meeresunters 46: 363-376

Jensen, K.R. (2010a): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Petricola pholadiformis*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (15.03.2013)

Jensen, K.R. (2010b): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Mytilicola intestinalis*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (06.06.2013)

Jensen, K.R. (2010c): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Elminius modestus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (10.06.2013)

Jensen, K.R. (2010d): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Balanus improvisus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (13.06.2013)

Jensen, K.R. (2010e): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Hemimysis anomala*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (17.06.2013)

Jensen, K.R. (2010f): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Gammarus tigrinus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (02.07.2013)

Jensen, K.R. (2010g): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Corophium sextonae*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (04.07.2013)

Jensen, K.R. (2010h): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Platorchestia platensis*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (08.07.2013)

Jensen, K.R. (2010i): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Callinectes sapidus*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (09.07.2013)

Jensen, K.R. (2010j): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Rhithropanopeus harrisii*. From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters. NOBANIS www.nobanis.org (30.07.2013)

Jensen, K. & Knudsen, J. (2005): A summary of alien marine benthic invertebrates in Danish waters. Oceanol Hydrobiol Stud 34, Suppl 1: 137-162

Jha, U., Jetter, A., Lindley, J.A., Postel, L. & Wootton, M. (2013): Extension of distribution of *Pseudodiaptomus marinus*, an introduced copepod, in the North Sea. Mar Biodivers Rec 6, e53, 3 pp, published online

Johnson, C.H., Winston, J.E. & Woollacott, R.M. (2012): Western Atlantic introduction and persistence of the marine bryozoan *Tricellaria inopinata*. Aquatic Invasions 7: 295-303

Josefsson, M. & Jansson, K. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Sargassum muticum*. From: Online database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (10.07.2013)

Jueg, U. & Zettler, M. (2004): Die Molluskenfauna der Elbe in Mecklenburg-Vorpommern mit Erstnachweis der Grobgerippten Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1756). Mitteilungen der NGM, 4: 85-89

Kalinkina, N.M. & Berezina, N.A. (2010): First record of *Pontogammarus robustoides* Sars, 1894 (Crustacea: Amphipoda) in the Gulf of Riga (Baltic Sea). Aquatic Invasions 5, Suppl 1: 5-7

Kamstra, A. (1990): *Anguillicola* in Dutch eelfarms; current state. Internat Rev ges Hydrobiol 75: 867-874

Karney, R.C. & Rhee, W.Y. (2009): Market potential for *Styela clava*, a non-indigenous pest invading New England coastal waters. Aquatic Invasions 4: 295-297

Kellnreitner, F., Pockberger, M. & Asmus, H. (2013): Feeding interactions between the introduced ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and juvenile herring *Clupea harengus* in the Wadden Sea. Biol Invasions 15: 871-884

Kennedy, C.R. & Fitch, D.J. (1990): Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. J Fish Biol 36: 117-131

Kennedy, V.S. (2011): The invasive dark falsemussel *Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia: Dreissenidae): a literature review. Aquat Ecol 45: 163-183

Kent, W.S. (1870): On a New Polyzoon, "*Victorella pavida*", from the Victoria Docks. Quart J micr Sci, London, 10: 34-39

Kerckhof, F., Haelters, J. & Gollasch, S. (2007): Alien species in the marine and brackish water ecosystems: the situation in Belgian waters. Aquatic Invasions 2: 243-257

Ketelaars, H.A.M., Lambregts-van de Clundert, F.E., Carpentier, C.J., Wagenvoort, A.J. & Hoogenboezem, W. (1999): Ecological effects of the mass occurrence of the Ponto-Caspian invader, *Hemimysis anomala* G.O.Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), in a freshwater storage reservoir in the Netherlands, with notes on its autecology and new records. Hydrobiologia 394: 233-248

Kideys, A.E. (1994): Recent dramatic changes in the Black Sea ecosystem: the reason for the sharp decline in the Turkish anchovy fisheries. J Mar Syst 5: 171-181

Kideys, A.E. (2002): The comb-jelly *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 56-61

Kinne, O. & Rotthauwe, H.-W. (1952): Biologische Beobachtungen und Untersuchungen über die Blutkonzentration an *Heteropanope tridentatus* Maitland (Dekapoda). Kieler Meeresforsch 8: 212-217

Kinzelbach, R. (1972): Zur Verbreitung und Ökologie des Süßwasser-Strandflohs *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Crustacea: Amphipoda: Talitridae). Bonner Zoologische Beiträge 3: 267-282

Klein, G. (1969): Amphipoden aus der Wesermündung und der Helgoländer Bucht, mit Beschreibung von *Talorchestia frisiae* n.sp. Veröff Inst Meeresforsch Bremerh 11: 173-194

Klie, W. (1930): Neues zur Crustaceen-Fauna Nordwestdeutschlands. Abh Nat Ver Bremen 28: 271-276

Kluijver, M.J. (1991): Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. Helgoländer Meeresunters 45: 317-344

Knight-Jones, P., Knight-Jones, E.W., Thorp, C.H. & Gray, P.W.G. (1975): Immigrant spirorbids (Polychaeta Sedentaria) on the Japanese *Sargassum* at Portsmouth, England. Zoologica Scripta 4: 145-149

Kolbe, K. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. NLWKN Betriebsstelle Brake/Oldenburg, 1-99

Koie, M. (1988): Parasites in European eel *Anguilla anguilla* (L.) from Danish freshwater, brackish and marine localities. Ophelia 29: 93-118

Koie, M. (1991): Swimbladder nematodes (*Anguillicola* spp.) and gill monogeneans (*Pseudodactylogyros* spp.) parasitic on the European eel (*Anguilla anguilla*). J Cons int Explor Mer 47: 391-398

Konopacka, A. (2003): Further step to the west – *Obesogammarus crassus* (G.O.Sars, 1894) (Crustacea, Amphipoda) already in the Szczecin Lagoon. Lauterbornia 48: 67-72

Konopacka, A., Grabowski, M., Bacela-Spychalska, K. & Rewicz, T. (2009): *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Amphipoda: Talitridae) enters freshwater inland habitats in the Vistula River, Poland. Aquatic Invasions 4: 689-691

Koops, H. & Hartmann, F. (1989): *Anguillicola*-infestatios in Germany and in German eel imports. J Appl Ichthyol 1: 41-45

Kornis, M.S., Mercado-Silva, N. & Vander Zanden, M.J. (2012): Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. J Fish Biol 80: 235-285

Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1962): Geschlechtspflanzen von *Bonnemaisonia hamifera* Hariot bei Helgoland. Helgoländer wiss Meeresunters 8: 298-301

Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1977/1983): Meeresalgen von Helgoland. Benthische Grün-, Braun- und Rotalgen. Helgoländer wiss Meeresunters 29: 1-289, 1. und 2. Aufl.

Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1994): Meeresalgen von Helgoland. Zweite Ergänzung. Helgoländer Meeresunters 48: 365-406

Korringa, P. (1968): On the ecology and distribution of the parasitic copepod *Mytilicola intestinalis* Steuer. Bijdr dierkd 38: 47-57

Kotta, J., Torn, K., Martin, G., Orav-Kotta, H. & Paalme, T. (2004): Seasonal variation in invertebrate grazing on *Chara connivens* and *C. tomentosa* in Kõiguste Bay, NE Baltic Sea. Helgol Mar Res 58: 71-76

Kotta, J. & Ojaveer, H. (2012): Rapid establishment of the alien crab *Rhithropanopeus harrisii* (Gould) in the Gulf of Riga. Estonian J Ecol 61: 293-298

Kotta, J., Pärnoja, M., Katajisto, T., Lehtiniemi, M., Malavin, S.A., Reisalu, G., Panov, V.E. (2013): Is a rapid expansion of the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 associated with its niche selection: a case study in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. Aquatic Invasions 8: 319-332

Kraepelin, K. (1887): Die deutschen Süßwasserbryozoen. Abhandl Naturwiss Verein Hamburg 10: 1-168

Krause, J., Narberhaus, I., Knefelkamp, B. & Claussen, U. (2011): Die Vorbereitungen der deutschen Meeresstrategien. BLMP Schrift, 30 pp

Kremer, B.P., Kuhbier, H. & Michaelis, H. (1983): Die Ausbreitung des Brauntanges *Sargassum muticum* in der Nordsee. Nat Mus 113: 125-130

Krieg, H.-J. (2002): Biomonitoring der Amphipodenfauna in der Oberen, Mittleren und Unteren Elbe (Erste Ergebnisse aus 2001), Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe. www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/02Amph.pdf

Kronberg, I. (1986): Riesenchromosomen und Artareal einer baltischen *Telmatogeton*-Art (Diptera: Chironomidae: Telmatogetoninae). Zeitschr Zool Syst Evolutionsforsch 24: 190-197

Kronberg, I. (1988): Structure and adaptation of the fauna in the black zone (littoral fringe) along rocky shores in northern Europe. Mar Ecol Prog Ser 49: 95-106

Krone, R., Wanke, C. & Schröder, A. (2007): A new record of *Styela clava* Herdman, 1882 (Urochordata, Ascidiacea) from the central German Bight. Aquatic Invasions 2: 442-444

Krylov, P.I., Bychenkov, D.E., Panov, V.E., Rodionova, N.V. & Telesh, I.V. (1999): Distribution and seasonal dynamics of the Ponto-Caspian invader *Cercopagis pengoi* (Crustacea, Cladocera) in the Neva Estuary (Gulf of Finland). Hydrobiologia 393: 227-232

Kube, S., Postel, L., Honnef, C. & Augustin, C.B. (2007): *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea – distribution and overwintering between autumn 2006 and spring 2007. Aquatic Invasions 2: 137-145

Kühl, H. (1954): Über das Auftreten von *Elminius modestus* Darwin in der Elbmündung. Helgoländer Meeresunters 5: 53-56

Kühl, H. (1963): Die Verbreitung von *Elminius modestus* Darwin (Cirripedia Thoracica) an der deutschen Küste. Crustaceana 5: 99-111

Kühl, H. (1977a): *Mercierella enigmatica* (Polychaeta: Serpulidae) an der deutschen Nordseeküste. Veröff Inst Meeresforsch Bremerh 16: 99-104

Kühl, H. (1977b): Neue Tierarten an der deutschen Nordseeküste. Inform Fischwirtsch 24: 61-62

Künne, C. (1952): Untersuchungen über das Großplankton in der deutschen Bucht und im Nordsylter Wattenmeer. Helgoländer wiss Meeresunters 4: 1-54

Kuhlenkamp, R. & Kind, B. (2012): Makrozoobenthos Helgoland 2011 – WRRL Monitoring und Bewertungen. Endbericht Mai 2012 für das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR-SH), Flintbek

Kuhlenkamp, R. & Kind, B. (2013): Arrival of the invasive *Watersipora subtorquata* (Bryozoa) at Helgoland (Germany, North Sea) on floating macroalgae (*Himanthalia*). Mar Biodivers Rec 6: 1-6, published online

Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2009, 2010, 2011): Schnellerfassung von Neobiota in deutschen Küstengewässern. Im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein

Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2012, 2013): Neobiota. In: Monitoring und Bewertung des Benthos, der Lebensraumtypen/Biotope und der Gebietsfremden Arten (Cluster 4, Benthosmonitoring, Synthetischer Jahresbericht)

Laine, A.O., Mattila, J. & Lehikoinen, A. (2006): First record of the brackish water dreissenid bivalve *Mytilopsis leucophaeata* in the northern Baltic Sea. Aquatic Invasions 1: 38-41

Lambert, G. (2005): First North American record of the ascidian *Perophora japonica*. J Mar Biol Ass UK 85: 1011-1012

Lambert, C.C. & Lambert, G. (1998): Non-indigenous ascidians in southern California harbors and marinas. Mar Biol 130: 675-688

Landschoff, J., Lackschewitz, D., Kesy, K. & Reise, K. (2013): Globalization pressure and habitat change: Pacific rocky shore crabs invade armored shorelines in the Atlantic Wadden Sea. Aquatic Invasions 8: 77-87

Lang, A.C., Buschbaum, C. (2010): Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. J Sea Res 63: 119-128

Lauckner, G. (1983): Diseases of Mollusca, Bivalvia (Copepoda, p. 817-829). In: Kinne, O.: Diseases of Marine Animals, Vol. 2, 1083 pp

Lavesque, N., Bachelet, G., Béguer, M., Girardin, M., Lepage, M., Blanchet, H., Sorbe, J.-C., Modéran, J., Sauriau, P.-G. & Auby, I. (2010): Recent expansion of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* (Crustacea: Decapoda) on the western coasts of France. Aquatic Invasions 5, Suppl: S103-S108

Lawson, J., Davenport, J. & Whitaker, A. (2004): Barnacle distribution in Lough Hyne Marine Nature Reserve: a new baseline and an account of invasion by the introduced Australasian species *Elminius modestus* Darwin. Estuar Coast Shelf Sci 60: 729-735

Lefebvre, F., Wielgoss, S., Nagasawa, K. & Moravec, F. (2012): On the origin of *Anguillicoloides crassus*, the invasive nematode of anguillid eels. Aquatic Invasions 7: 443-453

Lehtiniemi, M., Pääkkönen, J.-P., Flinkman, J., Katajisto, T., Gorokhova, E., Karjalainen, M., Viitasalo, S. & Björk, H. (2007): Distribution and abundance of the American combjelly (*Mnemiopsis leidyi*) – A rapid invasion to the northern Baltic Sea during 2007. Aquatic Invasions 2: 445-449

Lehtiniemi, M., Lehmann, A., Javidpour, J. & Myrberg, K. (2012): Spreading and physico-biological reproduction limitations of the invasive American comb jelly *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea. Biol Invasions 14: 341-354

Leppäkoski, E. (1984): Introduced species in the Baltic Sea. Ophelia, Suppl 3: 123-135

Leppäkoski, E. (1999): *Balanus improvisus* (Darwin 1854). In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. & Voigt, M. (Hrsg.): Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Kiel, 49-54

Leppäkoski, E. & Olenin, S. (2000): Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. Biol Invasions 2: 151-163

Leppäkoski, E., Olenin, S. & Gollasch, S. (2002): The Baltic Sea – a field laboratory for invasion biology. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 253-259

Liebich, V. (2007): Die eingeschleppte Seescheide *Styela clava* im Ökosystem Wattenmeer – Bedrohung oder Gewinn? Diplomarbeit, Universität Berlin, 47 pp

Lincoln, R.J. (1979): British marine amphipoda: Gammaridea. British Museum (Natural History), 658 pp

Locke A. (2009): A screening procedure for potential tunicate invaders of Atlantic Canada. Aquatic Invasions 4: 71-79

Lodola, A., Savini, D. & Occhipinti-Ambrogi, A. (2012): First record of *Tricellaria inopinata* (Bryozoa: Candidae) in the harbours of La Spezia and Olbia, Western Mediterranean Sea (Italy). Mar Biodivers Rec 5, e41, 7 p, published online

Loebl, M. (2002): Das Schlickgras *Spartina anglica* C.E.Hubbard – Ausbreitung und Habitatveränderungen im Sylter Wattenmeer. Diplomarbeit, Universität Kiel, 67 pp

Loebl, M., Beusekom, J.E.E. van & Reise, K. (2006): Is spread of the neophyte *Spartina anglica* recently enhanced by increasing temperatures? Aquat Ecol 40: 315-324

Lohrer, A.M. & Whitlatch, R.B. (2002): Interactions among aliens: apparent replacement of one exotic species by another. Ecology 83: 719-732

López-Legentil, S., Turon, X. & Planes, S. (2006): Genetic structure of the star sea squirt, *Botryllus schlosseri*, introduced in southern European harbours. Mol Ecol 15: 3957-3967

Loughnane, C.J., McIvor, L.M., Rindi, F., Stengel, D.B. & Guiry, M.D. (2008): Morphology, rbcL phylogeny and distribution of distromatic *Ulva* (Ulvophyceae, Chlorophyta) in Ireland and southern Britain. Phycologia 47: 416-429

Luczak, C., Dewarumez, J.-M. & Essink, K. (1993): First record of the American jack knife clam *Ensis directus* on the French coast of the North Sea. J Mar Biol Ass UK 73: 233-235

Lützen, J. (1999): *Styela clava* (Urochordata, Ascidiacea), a successful immigrant to North West Europe: ecology, propagation and chronology of spread. Helgoländer Meeresunters 52: 383-391

Lund, S. (1949): Immigration of algae into Danish waters. Nature 164; 616

Luther, A. (1927): Über das Vorkommen der Bryozoe *Victorella pavida* S. Kent im Finnischen Meerbusen. Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica, 1. 1924-1925. Helsingf.: 7-9

Luther, G. (1987): Seepocken der deutschen Küstengewässer. Helgoländer Meeresunters 41: 1-43

Luther, H. (1979): *Chara connivens* in the Baltic Sea area. Ann Bot Fennici 16: 141-150

MacDonald, J.A., Roudez, R., Glover, T. & Weis, J.S. (2007): The invasive green crab and Japanese shore crab: behavioural interactions with a native crab species, the blue crab. Biol Invasions 9: 837-848

Maggs, C.A. & Hommersand, M.H. (1993): Seaweeds of the British Isles Vol. 1 Rhodophyta, Part 3A Ceramiales. The Natural History Museum

Maggs, C.A. & Stegenga, H. (1999): Red algal exotics on North Sea coasts. Helgoländer Meeresunters 52: 243-258

Mann, K.H. (1958): Occurrence of an exotic oligochaete *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, in the River Thames. Nature182, 732

Manuel, R.L. (1981): British Anthozoa. Synopses of the British Fauna, No. 18; Academic Press, London New York Toronto Sydney San Francisco

Marchini, A., Cunha, M.R. & Occhipinti Ambrogi, A. (2007): First observations on bryozoans and entoprocts in the Ria de Aveiro (NW Portugal) including the first report of the Pacific invasive cheilostome *Tricellaria inopinata*. Mar Ecol 28, Suppl 1: 154-160

Martens, A., Eggers, T.O. & Grabow, K. (1999): Erste Funde von *Pontogammarus robustoides* (Sars) im Mittellandkanal (Crustacea: Amphipoda). Lauterbornia 35: 39-42

Maximov, A.A. (2010): Changes in bottom communities of the Eastern Gulf of Finland after introduction of the polychaete *Marenzelleria neglecta*. Russ J Biol Invas 1: 11-16

Maximov, A.A. (2011): Large-scale invasion of *Marenzelleria* spp. (Polychaeta; Spionidae) in the Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. Russ J Biol Invas 2: 11-19

McIvor, L., Maggs, C.A., Provan, J. & Stanhope, M.J. (2001): *rbc*L sequences reveal multiple cryptic introductions of the Japanese red alga *Polysiphonia harveyi*. Mol Ecol 10: 911-919

McLusky, D.S., Hull, S.C. & Elliott, M. (1993): Variations in the intertidal and subtidal macrofauna and sediments along a salinity gradient in the upper Forth estuary. Neth J Aquat Ecol 27: 101-109

Meixner, R. (1984): Erster Wildfund einer Pazifischen Auster *Crassostrea gigas*. Inf Fischwirt 31: 140

Meyer, P.-F. & Mann, H. (1950): Beiträge zur Epidemiologie und Physiologie des parasitischen Copepoden *Mytilicola intestinalis*. Arch Fischereiwiss 2: 120-134

Meyer-Waarden, P.F. (1964): Mastversuche mit portugiesischen Austern im deutschen Wattengebiet. Inf Fischwirt 11: 77-78

Meyer-Waarden, P.-F. & Mann, H. (1954): Der Befall von *Mytilus edulis* durch *Mytilicola intestinalis* in den deutschen Wattengebieten 1950-1953. Ber Dtsch Wiss Komm Meeresforsch 13: 347-362

Michaelis, H. (1969): Makrofauna und Vegetation der Knechtsandwatten. Jber. 1967, Forschungsstelle Norderney, 19: 147-173

Michels, U. (2005): *Limnomysis benedeni* (Crustacea: Mysidacea) neu für die Untere Oder in Polen. Lauterbornia 55: 83-87

Micu, D. & Niță, V. (2009): First record of the Asian prawn *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Caridea: Palaemonoidea: Palaemonidae) from the Black Sea. Aquatic Invasions 4: 597-604

Micu, D., Niță, V. & Todorova, V. (2010): First record of the Japanese shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (de Haan, 1835) (Brachyura: Grapsoidea: Varunidae) from the Black Sea. Aquatic Invasions 5, Suppl: S1-S4

Millar, R.H. (1970): British Ascidians. Synopses of the British Fauna No. 1. Academic Press, London

Milbrink, G. & Timm, T. (2001): Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamotrix moldaviensis* Vejdovský et Mrázek, 1903 in the Baltic Sea Region. Hydrobiologia 463: 93-102

Minchin, D. (2007): A checklist of alien and cryptogenic aquatic species in Irland. Aquatic Invasions 2: 341-366

Minchin, D., McGrath, D. & Duggan, C.B. (1995): The Slipper limpet, *Crepidula fornicata* (L.), in Irish waters, with a review of its occurrence in the North-Eastern Atlantic. J Conchol, London 35: 247-256

Minchin, D., Lucy, F. & Sullivan, M. (2002): Zebra mussel: Impacts and spread. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 135-146

Minchin, D., Cook, E.J. & Clark, P.F. (2013): Alien species in British brackish and marine waters. Aquatic Invasions 8, Suppl: 3-19

Mineur, F., Cook, E., Minchin, D., Bohn, K., Macleod, A. & Maggs, C.A. (2012): Changing coasts: Marine aliens and artificial structures. Oceanograph Mar Biol: Ann Rev 50: 189-234

Miossec, L., Le Deuff, R.-M. & Goulletquer, P. (2009): Alien species alert: *Crassostrea gigas* (Pacific oyster). ICES Cooperative Research Report No. 299

Moehler, J., Wegner, K.M., Reise, K. & Jacobsen, S. (2011): Invasion genetics of Pacific oyster *Crassostrea gigas* shaped by aquaculture stocking practices. J Sea Res 66: 256-262

Müller, C. (2007): Konkurrenz zwischen Polychaeten im Wattenmeer. Diplomarbeit, Philipps-Universität Marburg, 101 pp

Müller, O., Zettler, M.L. & Gruszka, P. (2001): Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (Sovinski 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den angrenzenden Wasserstraßen. Lauterbornia 41: 105-112

Müller, R. & Peschel, T. (2007): Eingebürgerte Arten des Makrozoobenthos und der submersen natanten Makrophyten in Berliner Gewässern. Planungsbüro Hydrobiologie Berlin, im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin, 44 pp

Nehring, S. (2000a): Neozoen im Makrozoobenthos der deutschen Ostseeküste. Lauterbornia 39: 117-126

Nehring, S. (2000b): Zur Bestandssituation von *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in deutschen Gewässern: Die sukzessive Ausbreitung eines amerikanischen Neozoons (Crustacea: Decapoda: Panopeidae). Senckenbergiana marit 30: 115-122

Nehring, S. (2006): Four arguments why so many alien species settle into the estuaries, with special reference to the German river Elbe. Helgol Mar Res 60: 127-134

Nehring, S. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Crassostrea gigas*. From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (01.03.2013)

Nehring, S. & Leuchs, H. (1999a): Neozoa (Makrobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. 131 pp

Nehring, S. & Leuchs, H. (1999b): *Rhithropanopeus harrissii* (Gould, 1841) (Crustacea: Decapoda) – ein amerikanisches Neozoon im Elbeästuar. Lauterbornia 35: 49-51

Nehring, S. & Leuchs, H. (2000): Neozoen im Makrozoobenthos der Brackgewässer an der deutschen Nordseeküste. Lauterbornia 39: 73-116

Nehring, S. & Adsersen, H. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Spartina anglica*. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (24.07.2012)

Nehring, S. & Hesse, K.-J. (2008): Invasive alien plants in marine protected areas: the *Spartina anglica* affair in the European Wadden Sea. Biol Invasions 10: 937-950

Nehring, S., Speckels, G. & Albersmeyer, J. (2008): The American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun on the German North Sea coast: Status quo and further perspectives. Senckenbergiana marit 38: 39-44

Nehring, S., Reise, K., Dankers, N. & Kristensen, P.S. (2009): Alien species. Thematic Report No. 7. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Eds), 2009. Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany

Nehring, S. & van der Meer, U. (2010): First record of a fertilized female blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Brachyura), from the German Wadden Sea and subsequent secondary prevention measures. Aquatic Invasions 5: 215-218

Neideman, R., Wenngren, J. & Olafsson, E. (2003): Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria* sp. and the native amphipod *Monoporeia affinis* in Baltic soft bottoms. Mar Ecol Prog Ser 264: 49-55

Nelson, W.A. & Maggs, C. (1996): Records of adventive marine algae in New Zealand: *Antithamnionella ternifolia*, *Polysiphonia senticulosa* (Ceramiales, Rhodophyta), and *Striaria attenuata* (Dictyosiphonales, Phaeophyta). New Zealand J Mar Freshwater Res 30: 449-453

Neudecker, T. (1990): The history of the former German oyster fishery and mariculture: 400 Years of Crown Law on oysters (4.2.1587). Dt Hydrograph Zeitschr, Ergänzungsheft B 22

Neuhaus, E. (1933): Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. Zeitschr f Fischerei u deren Hilfswiss 31: 427-489

Nielsen, R. (2005): Danish seaweeds. Botanical museum Copenhagen, Denmark

Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. (1995): Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area, Acta Bot Fennica 155: 1-51

Nikolaev, I.I. (1951): On new introductions in fauna and flora of the North and the Baltic Seas from distant areas. Zoologicheskij Zhurnal 30: 556-561 (in Russian)

Nishikawa, T., Bishop, J.D.D. & Sommerfeldt, A.D. (2000): Occurrence of the alien ascidian *Perophora japonica* at Plymouth. J Mar Biol Ass UK 80: 955-956

Noël, P., Tardy, E. & d'Udekem d'Acoz, C. (1997): Will the crab *Hemigrapsus penicillatus* invade the coasts of Europe? Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Série 3, Sciences de la vie, 320: 741-745

Nunes, A.L., Katsanevakis, S., Zenetos, A. & Cardoso, A.C. (2014): Gateways to alien invasions in the European seas. Aquatic Invasions 9: 133-144

Nyberg, C.D. (2007): Introduced marine macroalgae and habitat modifiers – their ecological role and significant attributes. Doctoral Thesis, Dept of Mar Ecol, Göteborg University, 61 pp

Nyberg, C., Thomsen, M.S. & Wallentinus, I. (2009): Flora and fauna associated with the introduced red alga *Gracilaria vermiculophylla*. Europ J Phycol 44: 395-403

Nygren, S. (1970): Effect of salinity on the growth of *Dasya pedicellata*. Helgoländer Meeresunters 20: 126-129

Obert, B., Herlyn, M. & Grotjahn, M. (2007): First records of two crabs from the North West Pacific *Hemigrapsus sanguineus* und *H. takanoi* at the coast of Lower Saxony, Germany. Wadden Sea Newsletter 1: 21-22

Occhipinti Ambrogi, A. (2000): Biotic invasions in a Mediterranean Lagoon. Biol Invasions 2: 165-176

Occhipinti Ambrogi, A. (2002): Current status of aquatic introductions in Italy. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 311-324

O'Connor, N.J. (2014): Invasion dynamics on a temperate rocky shore: from early invasion to establishment of a marine invader. Biol Invasions 16: 73-87

Ojaveer, H. (1997): *Cercopagis pengoi*. In: Baltic Sea Alien Species Database, http://www.corpi.ku.lt/nemo/mainnemo.html

Ojaveer, H. (2006): The round goby *Neogobius melanostomus* is colonising the NE Baltic Sea. Aquatic Invasions 1: 44-45

Ojaveer, H. & Lumberg, A. (1995): On the role of *Cercopagis* (*Cercopagis*) *pengoi* (Ostroumov) in the Pärnu Bay and the NE part of the Gulf of Riga ecosystem. Proc Estonian Acad Sci Ecol 5: 20-25

Ojaveer, H., Gollasch, S., Jaanus, A., Kotta, J., Laine, A.O., Minde, A., Normant, M. & Panov, V.E. (2007): Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* in the Baltic Sea – a supply-side invader? Biol Invasions 9: 409-418

Olazabal, A. de & Tirelli, V. (2011): First record of the egg-carrying calanoid copepod *Pseudodiaptomus marinus* in the Adriatic Sea. Mar Biodivers Rec 4, e85:1-4

Olenin, S., Elliott, M., Bysvee, I., Culverhouse, P.F., Daunys, D., Dubelaar, G.B.J., Gollasch, S., Goulletquer, P., Jelmert, A., Kantor, Y., Bringsvor Mézeth, K., Minchin, D., Occipinti-Ambrogi, A., Olenina, I. & Vanderkerkhove, J. (2011): Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. Mar Pollut Bull 62: 2598-2604

Olszewska, A. (2000): *Mya arenaria* L., a new and unusual substratum for *Balanus improvisus* Darwin. Oceanologia 42: 119-121

Oliveira, O.M.P. (2007): The presence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Oslofjorden and considerations on the initial invasion pathways to the North and Baltic Seas. Aquatic Invasions 2: 185-189

Oliver, P.G., Holmes, A.M. & Mettam, C. (1998): *Mytilopsis leucophaeta* (Conrad, 1831) (Bivalvia: Dreissenoidea). A species new to the British fauna. J Conch 36: 13-18

Olsen, A.K. & Tendal, O.S. (2012): Første fund af orangestribet søanemone, *Diadumene lineata* (Verill, 1869) (Anthozoa: Actiniaria), i Danmark. Flora og Fauna 118: 1-6

Orav-Kotta, H., Kotta, J., Herkül, K., Kotta, I. & Paalme, T. (2009): Seasonal variability in the grazing potential of the invasive amphipod *Gammarus tigrinus* and the native amphipod *Gammarus salinus* (Amphipoda: Crustacea) in the northern Baltic Sea. Biol Invasions 11: 597-608

O'Riordan, R.M., Culloty, S., Davenport, J. & McAllen, R. (2009): Increases in the abundance of the invasive barnacle *Austrominius modestus* on the Isle of Cumbrae, Scotland. Mar Biodivers Rec 2: 1-4

Orlova, M.I., Telesh, I.V., Berezina, N.A., Antsulevich, A.E., Maximov, A.A. & Litvinchuk, L.F. (2006): Effects of nonindigenous species on diversity and community functioning in the eastern Gulf of Finland (Baltic Sea). Helgol Mar Res 60: 98-105

Osterkamp, S. & Schirmer, M. (2000): Klimasensitivität der Unterweser und ihrer Vorländer. In: Bund-Länder-Programm ‚Klimaänderung und Küste', Projekt ‚Klimaänderung und Unterweserregion' (KLIMU) (Fallstudie Weserästuar); Abschlussbericht Teilprojekt Ökologischer Komplex, Universität Bremen, 151 pp

Otto, T. & Brandis, D. (2011): First evidence of *Eriocheir sinensis* reproduction from Schleswig-Holstein, Northern Germany, western Baltic Sea. Aquatic Invasions 6, Suppl: S65-S69

Ovčarenko, I., Audzijonyte, A. & Gasiūnaite, Z.R. (2006): Tolerance of *Paramysis lacustris* and *Limnomysis benedeni* (Crustacea, Mysida) to sudden salinity changes: implications for ballast water treatment. Oceanologia 48: 231-242

Packalén, A., Korpinen, S. & Lehtonen, K.K. (2008): The invasive amphipod species *Gammarus tigrinus* (Sexton 1939) can rapidly change littoral communities in the Gulf of Finland (Baltic Sea). Aquatic Invasions 3: 405-412

Panov, V.E., Krylov, P.I. & Telesh, I.V. (1999): The St. Petersburg harbour profile. In: Gollasch, S. & Leppäkoski, E. (eds.) Initial risk assessment of alien species in Nordic coastal waters. Nord: 8. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark: 225-244

Pernet, F., Barret, J., Le Gall, P., Corporeau, C., Dégremont, L., Lagarde, F., Pépin, J.-F. & Keck, N. (2012): Mass mortalities of Pacific oysters *Crassostrea gigas* reflect infectious diseases and vary with farming practices in the Mediterranean Thau lagoon, France. Aquacult Environm Interact 2: 215-237

Persson, L.-E. (2001): Dispersal of *Platorchestia platensis* (Kröyer) (Amphipoda: Talitridae) along Swedish coasts: A slow but successful process. Estuar Coast Shelf Sci 52: 201-210

Peters, G. & Hartmann, F. (1986): *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel populations in Europe. Dis Aquat Org 1: 229-230

Peters, N. (1938): Ausbreitung und Verbreitung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* M. Edw.) in Europa in den Jahren 1933 bis 1935. Mitt Hamb Zool Mus Inst 47: 1-31

Peters, N., Panning, A. & Schnakenbeck (1933): Die Chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in Deutschland. Zool Anz, Ergänzungsband zu Bd. 104

Petersen, J.K. & Svane, I. (2002): Filtration rate in seven Scandinavian ascidians: implications of the morphology of the gill sac. Mar Biol 140: 397-402

Petersen, K.S., Rasmussen, K.L., Heinemeier, J. & Rud, N. (1992): Clams before Columbus? Nature 359: 679

Pfenninger, M., Reinhardt, F. & Streit, B. (2002): Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroida, Bivalvia). J Evol Biol 15: 818-829

Platvoet, D., de Bruyne, R.H. & Gmelig Meyling, A.W. (1995): Description of a new *Caprella*-species from the Netherlands: *Caprella macho* nov. spec. (Crustacea, Amphipoda,Caprellidea). Bull Zool Mus 15: 1-4

Platvoet, D., Dick, J.T.A., MacNeil, C., van Riel, M.C. & van der Velde, G. (2009): Invader-invader interactions in relation to environmental heterogeneity leads to zonation oft wo invasive amphipods, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky) and *Gammarus tigrinus* Sexton: amphipod pilot species project (AMPIS) report 6. Biol Invasions 11: 2085-2093

Pöckl, M. (2009): Success of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Dikerogammarus villosus* by life history traits and reproductive capacity. Biol Invasions 11: 2021-2041

Ponder, W.F. (1988): *Potamopyrgus antipodarum* – a molluscan coloniser of Europe and Australia. J Moll Stud 54: 271-285

Post, D. & Landmann, M. (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. Staatl Amt Wasser Abfall, 141 S.

Poulos, H.M., Chernoff, B., Fuller, P.M. & Butman, D. (2012): Ensemble forecasting of potential habitat for three invasive fishes. Aquatic Invasions 7: 59-72

Provan, J., Murphy, S. & Maggs, C.A. (2005): Tracking the invasive history of the green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*. Mol Ecol 14, 189-194

Purcell, J.E., Shiganova, T.A., Decker, M.B. & Houde, E.D. (2001): The ctenophore *Mnemiopsis* in native and exotic habitats: U.S. estuaries versus the Black Sea basin. Hydrobiologia 451: 145-176

Ramsay, A., Davidson, J., Landry, T. & Arsenault, G. (2008): Process of invasiveness among exotic tunicates in Prince Edward Island, Canada. Biol Invasions 10: 1311-1316

Raunio, J., Paasivirta, L. & Brodin, Y. (2009): Marine midge *Telmatogeton japonicus* (Diptera: Chironomidae) exploiting brackish water in Finland. Aquatic Invasions 4: 405-408

Raykov, V.St., Lepage, M. & Pérez-Domínguez (2010): First record of oriental shrimp, *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 in Varna Lake, Bulgaria. Aquatic Invasions 5, Suppl 1: S91-S95

Reichert, K. & Beermann, J. (2011): First record of the Atlantic gammaridean amphipod *Melita nitida* Smith, 1873 (Crustacea) from German waters (Kiel Canal). Aquatic Invasions 6: 103-108

Reimer, L.W., Hildebrand, A., Scharberth, D. & Walter, U. (1994): *Anguillicola crassus* in the Baltic Sea: field data supporting transmission in brackish waters. Dis Aquat Org 18: 77-79

Reise, K. (1982): Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? Neth J Sea Res 16: 29-36

Reise, K. (1990): Historische Veränderungen in der Ökologie des Wattenmeeres. Rheinisch-Westfälische Akad Wiss, Vorträge N 382: 35-50

Reise, K. (1998): Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenbergiana marit, 28: 167-175

Reise, K., Herre, E. & Sturm, M. (1994): Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 48: 201-215

Reise, K., Gollasch, S. & Wolff, W.J. (1999): Introduced marine species of the North Sea coast. Helgoländer Meeresunters 52: 219-243

Reise, K., Dankers, N. & Essink, K. (2005): Introduced species. In: Essink, K, Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerssen, G., Marencic, H. & Wiersinga, W. (eds.): Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 155-161

Reise, K., Olenin, S. & Thieltges, D.W. (2006): Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? Helgol Mar Res 60: 77-83

Remmert, H. (1963): *Telmatogeton remanei* n.sp. eine neue marine Chironomide aus der Kieler Förde. Zool Anz 171: 165-178

Remy, P. (1927): Note sur un copépode de l'eau saumâtre du Canal de Caen à la mer. Ann biol lacustre 15: 169-186

Reusch, T.B.H., Bolte, S., Sparwel, A.G., Moss, A.G. & Javidpour, J. (2010): Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the word's most notorious marine invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Mol Ecol 19: 2690-2699

Riisgard, H.U., Barth-Jensen, C. & Madsen, C.V. (2010): High abundance of the jellyfish *Aurelia aurita* excludes the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* to establish in a shallow cove (Kertinge Nor, Denmark). Aquatic Invasions 5: 347-356

Riisgard, H.U., Madsen, C.V., Barth-Jensen, C. & Purcell, J.E. (2012): Population dynamics and zooplankton-predation impact of the indigenous scyphozoan *Aurelia aurita* and the invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark). Aquatic Invasions 7: 147-162

Roche, D.G. & Torchin, M.E. (2007): Established population of the North American Harris mud crab, *Rhitropanopeus harrisii* (Gould 1841) (Crustacea: Brachyura: Xanthidae), in the Panama Canal. Aquatic Invasions 2: 155-161

Roudez, R.J., Glover, T. & Weis, J.S. (2008): Learning in an invasive and a native predatory crab. Biol Invasions 10: 1191-1196

Rudinskaya L.V., Gusev A.A. (2012): Invasion of the North American wedge clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Bivalvia: Mactridae) in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. Russ J Biol Invas 3: 220-229

Rudolph, K. (1997): Zum Vorkommen des Flohkrebses *Pontogammarus robustoides* im Peenemündungsgebiet. Nat Mus 127: 306-312

Rudolph, K. & Zettler, M.L. (2003): Erste Nachweise der Schwebgarnele *Hemimysis anomala* Sars, 1907 (Crustacea, Mysidacea) in Wasserstrassen im Nordosten Deutschlands.

Sitzungsberichte der Gesellschaft naturforschender Freunde zu Berlin 42: 78-83

Rueness, J. (1992): *Ceramium cimbricum* (Rhodophyceae, Ceramiales) from Scandinavia; structure, reproduction and systematics. Nord J Bot 12: 135-140

Rueness, J. (2005): Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. Phycologia 44: 120-128

Rüppell, G. (1967): Zur Lokomotionsaktivität des Amphipoden *Orchestia platensis* im Freiland und im Laboratorium. Helgoländer Meeresunters 15: 172-180

Ruijter, R. de (2008): cs-verslag. Zeepard 68: 2-7

Ryland, J.S. & Hayward, P.J. (1977): British Anascan Bryozoans. Synopses of the British Fauna No. 10. Academic Press London, 188 pp

Ryland, J.S., Bishop, J.D.D., De Blauwe, H., El Nagar, A., Minchin, D., Wood, C. & Yunnie, A.L.E. (2011): Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. Aquatic Invasions 6: 17-31

Sabour, B., Reani, A., El Magouri, H. & Haroun, R. (2013): *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales, Phaeophyta) in Morocco, an invasive marine species new to the Atlantic coast of Africa. Aquatic Invasions 8: 97-102

Sapota, M.R. (2004): The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdańsk – a species introduction into the Baltic Sea. Hydrobiologia 514: 219-224

Sapota, M.R. (2012): NOBANIS – Invasive Alien Fact Sheet – *Neogobius melanostomus* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (12.12.2013)

Salvaterra, T., Green, D.S., Crowe, T.P. & O'Gorman, E.J. (2013): Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. Biol Invasions 15: 2563-2576

Saunders, G.W., Hawkins, N. & Wilkin, S. (2013): A survey of Sam Orr's Pond (New Brunswick, Canada) uncovers the invasive green alga *Codium fragile* (Chlorophyta) and the orange-striped green anemone *Diadume lineata* (Cnidaria), first records for the Bay of Fundy and Canada, respectively. BioInvasions Records 2: 185-189

Schaber, M., Haslob, H., Huwer, B., Harjes, A., Hinrichsen, H.-H., Storr-Paulsen, M., Schmidt, J.O., Voss, R., Neumann, V. & Köster, F. (2011): Spatio-temporal overlap of the alien invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and ichthyoplankton in the Bornholm Basin. Biol Invasions 13: 2647-2660

Scheibel, W. (1973): Quantitativ-ökologische Untersuchungen am uferfernen Mesopsammon in der Kieler Bucht. Kieler Meeresforsch 29: 58-68

Scheibel, W. (1974): *Ameira divagans* Nicholls, 1939 (Copepoda Harpacticoidea). Mikrofauna Meeresboden 38: 1-10

Scheibel, W. & Rumohr, H. (1979): Meiofaunaentwicklung auf künstlichen Weichböden in der Kieler Bucht. Helgoländer Meeresunters 32: 305-312

Schellenberg, A. (1942): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile, 40. Teil, IV: Flohkrebse oder Amphipoda, 252 pp

Schlesch, H. (1932): Über die Einwanderung nordamerikanischer Meeresmollusken in Europa unter Berücksichtigung von *Petricola pholadiformis* Lam. und ihre Verbreitung im dänischen Gebiet. Arch Moll 64: 146-154

Schmitz, W. (1960): Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. Arch Hydrobiol 57: 223-225

Schöll, F., Becker, C. & Tittizer, T. (1995): Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995. Lauterbornia 21: 115-137

Schönborn, C., Arndt, E.A. & Gosselck, F. (1993): Bestimmungsschlüssel der benthischen Hydrozoen der Ostsee. Mitt Zool Mus Berl 69: 201-253

Scholz, J., Nakajima, K., Nishikawa, T., Kaselowsky, J. & Mawatari, F.S. (2003): First discovery of *Bugula stolonifera* Ryland, 1960 (Phylum Bryozoa) in Japanese waters, as an alien species to the port of Nagoya. Bull Nagoya Univ Mus 19: 9-19

Schories, D. & Albrecht, A. (1995): *Sargassum muticum* – Der japanische Beerentang im deutschen Wattenmeer. Nat Mus 125: 92-98

Schories, D., Albrecht, A. & Lotze, H. (1997): Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the Northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters 51: 321-341

Schories, D. & Selig, U. (2006): Die Bedeutung eingeschleppter Arten (alien species) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. Rostock Meeresbiol Beitr 15: 147-158

Schories, D., Selig, U. & Schubert, H. (2009): Species and synonym list of the German macroalgae based on historical and recent records. Rostock Meeresbiol Beitr 21, 135 pp

Schrey, I. (2006): Verbreitung des eingeschleppten Gespensterkrebses *Caprella mutica* in der deutschen Bucht und seine potentielle Ansiedlung in natürlichen Habitaten. Diplomarbeit, Universität Rostock, 78 pp

Schrimpf, A., Schmidt, T. & Schulz, R. (2014): Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 9: 203-209

Schubart, C.D. (2003): The East Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (Brachyura: Varunidae) in the Mediterranean Sea: An independent human-mediated introduction. Sci Mar 67: 195-200

Schubert, H. & Blindow, I. (2003): Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Alfried Krupp von Bohlen und Halbach-Stiftung

Schuchardt, B., Haesloop, U. & Schirmer, M. (1993): The tidal freshwater reach of the Weser estuary: Riverine or estuarine? Neth J Aquat Ecol 27: 215-226

Schückel, U., Schückel, S., Beck, M. & Liebezeit, G. (2010): New range expansion of *Caprella mutica* Schurin, 1935 (Malacostraca: Caprellidae) to the German coast, North Sea. Aquatic Invasions 5, Suppl 1: S85-S89

Schückel, U., Markert, A., Neumann, H.,Kröncke, I. & Wehrmann, A. (2013): Neue Krebse im Vormarsch. Senckenberg Natur, Forschung, Museum 143: 152-157

Schüler, L., Schanz, A., Winkelmann, C., Graf, S. & Schmidt, A. (2013): *Jassa* spp. (Amphipoda: Ischyroceridae) in der Ostsee – natürliche Arealerweiterung oder anthropogenes Phänomen? Oral presentation (and abstract), 16. Crustaceologen-Tagung, Universität Greifswald, März 2013

Schueller, G.H. & Peters, A.F. (1994): Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). Bot Mar 37: 471-477

Schütz, L. (1961): Verbreitung und Verbreitungsmöglichkeiten der Bohrmuschel *Teredo navalis* L. und ihr Vordringen in den NO-Kanal bei Kiel. Kieler Meeresforsch. 17: 228-236

Schultze, K., Janke, K., Krüss, A. & Weidemann, W. (1990): The macrofauna associated with *Laminaria digitata* and *L. hyperborea* at the island of Helgoland (German Bight, North Sea). Helgoländer Meeresunters 44: 39-51

Schulz, R. & Smietana, P. (2001): Occurrence of native and introduced crayfish in Northeastern Germany and Northwestern Poland. Bull Fr Pêche Piscic 361: 629-641

Schweimanns, M. (1993): Biodeterioration durch holzzerstörende Organismen entlang der Küsten Schleswig-Holsteins. Schr Malakozool Cismar 6: 6-8

Schwindt, E., Bortulus, A. & Iribarne, O.O. (2001): Invasion of a reef-builder polychaete: direct and indirect impacts on the native benthic community structure. Biol Invasions 3: 137-149

Sei, S. & Ferrari, I. (2008): First report of the occurrence of *Acartia tonsa* (Copepoda: Calanoida) in the Lesina lagoon (south Adriatic Sea – Mediterranean Sea). Mar Biodivers Rec 1; e37; 2 pages; published online

Seys, J., Vincx, M. & Meire, P. (1999): Spatial distribution of oligochaetes (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). Hydrobiologia 406: 119-132

Shick, J.M. & Lamb, A.N. (1977): Asexuell reproduction and genetic population structure in the colonizing sea anemone *Haliplanella luciae*. Biol Bull 153: 604-617

Sikorski, A.V. & Bick, A. (2004): Revision of *Marenzelleria* Mesnil, 1896 (Spionidae, Polychaeta). Sarsia 89: 253-275

Silva, P.C. (1957): *Codium* in Scandinavian waters. Svensk Bot Tidskr 51: 117-134

Skage, M., Gabrielsen, T.M. & Rueness, J. (2005): A molecular approach to investigate the phylogenetic basis of three widely used species groups in the red algal genus *Ceramium* (Ceramiales, Rhodophyta). Phycologia 44: 353-360

Soors, J., Faasse, M., Stevens, M., Verbessem, I., De Regge, N. & Van den Bergh, E. (2010): New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg J Zool 140: 3-10

Sordyl, H., Bönsch, R., Gercken, J., Gosselck, F., Kreuzberg, M. & Schulze, H. (1998): Verbreitung und Reproduktion des Schiffsbohrwurms *Teredo navalis* L. an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Dt Gewässerkdl Mitt 42: 142-149

Spicer, J.I. & Janas, U. (2006): The beachflea *Platorchestia platensis* (Kröyer, 1845): a new addition to the Polish fauna (with a key to Baltic talitrid amphipods). Oceanologia 48: 287-295

Spivak, E.D., Boschi, E.E. & Martorelli, S.R. (2006). Presence of *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Crustacea: Decapoda: Caridea: Palaemonidae) in Mar del Plata harbor, Argentina: first record from southwestern Atlantic waters. Biol Invasions 8: 673-676

Stæhr, P.A., Pedersen, M.F., Thomsen, M.S., Wernberg, T. & Krause-Jensen, D. (2000): Invasion of *Sargassum muticum* in Limfjorden (Denmark) and its possible impact on the indigenous macroalgal community. Mar Ecol Prog Ser 207: 79-88

Stebbing, P., Johnson, P., Delahunty, A., Clark, P.F., McCollin, T., Hale, C. & Clark, S. (2012): Reports of American lobsters, *Homarus americanus* (H. Milne Edwards, 1837), in British waters. BioInvasions Records 1: 17-23

Steele, S. & Mulcahy, M.F. (2001): Impact of the copepod *Mytilicola orientalis* on the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Ireland. Dis Aquat Org 47: 145-149

Stepanjants, S.D., Timoshkin, O.A., Anokhin, B.A. & Napara, T.O. (2000): A new species of *Pachycordyle* (Hydrozoa, Clavidae) from Lake Biwa (Japan), with remarks on this and related genera. Sci Mar 64, Suppl 1: 225-236

Steuer, A. (1902): *Mytilicola intestinalis* n. gen. n. sp. aus dem Darm von *Mytilus galloprovincialis* Lam. Zool Anz 25: 635-637

Stock, J.H. (1993): Copepoda (Crustacea) associated with commercial and non-commercial Bivalvia in the East Scheldt, The Netherlands. Bijdr Dierkunde 63: 61-64

Strand, A., Blanda, E., Bodvin, T., Davids, J.K., Jensen, L.F., Holm-Hansen, T.H., Jelmert, A., Lindegarth, S., Mortensen, S., Moy, F.E., Nielsen, P., Norling, P., Nyberg, C., Christensen, H.T., Vismann, B., Holm, M.W., Hansen, B.W. & Dolmer, P. (2012): Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. Aquatic Invasions 7: 433-440

Strasser, M. (1999): *Mya arenaria* – an ancient invader of the North Sea coast. Helgoländer Meeresunters 52: 309-324

Streftaris, N., Zenetos, A. & Papathanassiou, E. (2005): Globalisation in marine ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanograph Mar Biol: Ann Rev 43: 419-453

Strode, E., Berezina, N.A., Kalnins, M. & Balode, M. (2013): New records of the amphipods *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 and *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 in Latvian waters of the Baltic Sea. BioInvasions Records 2: 63-68

Stubbings, H.G. (1950): Earlier records of *Elminius modestus* Darwin in British waters. Nature 166: 277-278

Sylvester, F., Kalaci, O., Leung, B., Lacoursière-Roussel, A., Clarke Murray, C., Choi, F.M., Bravo, M.A., Therriault, T.W. & MacIsaac, H.J. (2011): Hull fouling as an invasion vector: can simple models explain a complex problem? J App Ecol 48: 415-423

Szaniawska, A., Łapucki, T. & Normant, M. (2003): The invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in Puck Bay. Oceanologia 45: 507-510

Tambs-Lyche, H. (1964): *Gonionemus vertens* L. Agassiz (Limnomedusae) – a zoogeographical puzzle. Sarsia 15: 1-8

Tanner, C.E. (1986): Investigations of the taxonomy and morphological variation of *Ulva* (Chlorophyta): *Ulva californica* Wille. Phycologia 25: 510-520

Teigsmark, G. (1981): *Orchestia platensis* (Talitridae), an amphipod new to the Norwegian fauna. Sarsia 66: 165

Telesh, I.V. & Ojaveer, H. (2002): The predatory water flea *Cercopagis pengoi* in the Baltic Sea: Invasion history, distribution and implications to ecosystem dynamics. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 62-65

Tendal, O.S., Jensen, K.R. & Riisgard, U. (2007): Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* widely distributed in Danish waters. Aquatic Invasions 2: 455-460

Theisen, B.F. (1966): *Mytilicola intestinalis* Steuer in Danish Waters 1964-65. Medd fra Danmarks Fiskeri- og Havundersoegelser 4: 327-337

Theisen, B.F. (1987): *Mytilicola intestinalis* Steuer and the condition of its host *Mytilus edulis.* Ophelia 27: 77-86

Thiel, H. (1962): *Clavopsella quadranularia* nov. spec. (Clavopsellidae nov. fam.), ein neuer Hydroidpolyp aus der Ostsee und seine phylogenetische Bedeutung. Z Morph Ökol Tiere 51: 227-260

Thiel, M.E. (1968): Die Einwanderung der Hydromeduse *Nemopsis bachei* L. Ag. aus dem ostamerikanischen Küstengebiet in die westeuropäischen Gewässer und die Elbmündung. Abh Verh Naturw Ver Hamburg, N.F. 12: 81-94

Thieltges, D.W., Strasser, M. & Reise, K. (2003): The American slipper limpet *Crepidula fornicata* (L.) in the northern Wadden Sea 70 years after its introduction. Helgol Mar Res 57: 27-33

Thieltges, D.W., Strasser, M., van Beusekom, J. & Reise, K. (2004): Too cold to prosper – winter mortality prevents population increase of the introduced slipper limpet *Crepidula fornicata* in northern Europe. J Exp Mar Biol Ecol 311: 375-391

Thieltges, D.W. (2005): Benefit from an invader: American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces star fish predation on basibiont European mussels. Hydrobiologia 541: 241-244

Thieltges, D.W., Krakau, M., Andresen, H., Fottner, S. & Reise, K. (2006): Macroparasite community in molluscs of a tidal basin in the Wadden Sea. Helgol Mar Res 60: 307-316

Thieltges, D.W., Reise, K., Prinz, K. & Jensen, K.T. (2009): Invaders interfere with native parasite-host interactions. Biol Invasions 11: 1421-1429

Thomsen, M.S. (2010): Experimental evidence for positive effects of invasive seaweed on native invertebrates via habitat-formation in a seagrass bed. Aquatic Invasion 5: 341-346

Thomsen, M.S., Deluqui Gurgel, C.F., Fredericq, S. & McGlatherty, K.J. (2005): *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariales) in Hog Island Bay, Virginia: a cryptic alien and invasive macroalga and taxonomic correction. J Phycol 42: 139-141

Thomsen, M.S., Wernberg, T., Staehr, P., Nyberg, C., Krause-Jensen, D., Risgaard-Petersen,N. & Silliman, B.R. (2007a): Alien macroalgae in Denmark – a broad-scale national perspective. Mar Biol Res 3: 61-72

Thomsen, M.S., Staehr, P.A., Nyberg, C., Schwaerter, S., Krause-Jensen, D. & Silliman, B.R. (2007b): *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfuss, 1967 (Rhodophyta, Gracilariaceae) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions, and what to expect in the future. Aquatic Invasions 2: 83-94

Ting, J.H. & Geller, J.B. (2000): Clonal diversity in introduced populations of an Asian sea anemone in North America. Biol Invasions 2: 23-32

Tiselius, P., Borg, C.M.A., Hansen, B.W., Hansen, P.J., Nielsen, T.G. & Vismann, B. (2008): High reproduction, but low biomass: mortality estimates of the copepod *Acartia tonsa* in a hyper-eutrophic estuary. Aquat Biol 2: 93-103

Tittizer, T. (1997): Ausbreitung aquatischer Neozoen (Makrobenthos) in den europäischen Wasserstraßen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals Schriftenreihe des Bundesamtes f Wasserwirtschaft 4: 113-134

Tittizer, T. & Taxacher, M. (1997): Erstnachweis von *Corbicula fluminea/fluminalis* (Müller 1774) (Corbiculidae, Mollusca) in der Donau. Lauterbornia 31: 103-107

Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72

Tobias, W. (1972): Ist der Schlammröhrenwurm *Branchiura sowerbyi* Beddard 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) ein tropischer Einwanderer im Untermain? Nat Mus 102: 93-107

Troost, K. (2010): Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study ofthe introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. J Sea Res 64: 145-165

Tuente, U., Piepenburg, D. & Spindler, M. (2002): Occurrence and settlement of the common shipworm *Teredo navalis* (Bivalvia: Teredinidae) in Bremerhaven harbours, northern Germany. Helgol Mar Res 56: 87-94

d'Udekem d'Acoz, C., Faasse, M., Dumoulin, E. & De Blauwe, H. (2005): Occurrence of the Asian shrimp *Palaemon macrodactylus* in the southern bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of north-western Europe (Crustacea: Decapoda: Caridea). Ned Faun Meded 22: 95-112

Ulrich, W. (1926): Über das Vorkommen der *Victorella pavida* Kent und einiger anderer Bryozoen im Brackwasser des Rostocker Hafens. Zoomorph 5: 559-576

van Beek, G.C.W. (2006): The round goby *Neogobius melanostomus* first recorded in the Netherlands. Aquatic Invasions 1: 42-43

Vance, T., Lauterbach, L., Lenz, M., Wahl, M., Sanderson, R.A. & Thomason, J.C. (2009): Rapid invasion and ecological interactions of *Diplosoma listerianum* in the North Sea, UK Mar Biodivers Rec 2, e59, 5 pp

van der Meeren, G., Støttrup, J., Ulmestrand, M., Øresland, V., Knutsen, J.A. & Agnalt, A.-L. (2010): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Homarus americanus*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. NOBANIS www.nobanis.org (18.07.2014)

van Haaren, T. & Soors, J. (2009): *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901): A new crustacean invader in Europe. Aquatic Invasions 4: 703-711

van Soest, R.W.M. (1976): First European record of *Haliclona loosanoffi* Hartman, 1958 (Porifera, Haplosclerida), a species hithero known only from the New England coast (U.S.A.). Beaufortia 24: 177-187

van Soest, R.W.M. (1977): Marine and freshwater sponges (Porifera) of the Netherlands. Zool Meded 50: 261-273

van Soest, R.W.M., Kluijver, M.J. de, Bragt, P.H. van, Faasse, M., Nijland, R., Beglinger, E.J., Weerdt, W.H. de & Voogd, N.J. de (2007): Sponge invaders in Dutch coastal waters. J Mar Biol Ass UK 87: 1733-1748

Verreycken, H., Breine, J.J., Snoeks, J. & Belpaire, C. (2011): First record of the round goby, *Neogobius melanostomus* (Actinopterygii: Perciformes: Gobiidae) in Belgium. Acta Ichthyol Piscat 41: 137-140

Verslycke, T., Janssen, C., Lock, K. & Mees, J. (2000): First occurence of the Pontocaspian invader *Hemimysis anomala* (Sars, 1907) in Belgium (Crustacea: Mysidacea). Belg J Zool 130: 157-158

Vervoort, W. (1964): Note on the distribution of *Garveia franciscana* (Torrey, 1902) and *Chordylophora caspia* (Pallas, 1771) in the Netherlands. Zool Meded 39: 125-146

Verween, A., Vincx, M., Mees, J. & Degraer, S. (2005): Seasonal variability of *Mytilopsis leucophaeata* larvae in the harbour of Antwerp: implications for ecologically and economically sound biofouling control. Belg J Zool 135: 91-93

Verween A., Kerckhof F., Vincx M., Degraer S. (2006): First European record of the invasive brackish water clam *Rangia cuneata* (G.B. Sowerby I, 1831) (Mollusca: Bivalvia). Aquatic Invasions 1: 198-203

Voigt, M. (1999): *Ensis directus*. In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. & Voigts, M. (Hrsg.): Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Kiel, 37-42

von Cosel, R., Dörjes, J. & Mühlenhardt-Siegel, U. (1982): Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* (Conrad) in der Deutschen Bucht. 1. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten. Senckenbergiana marit 14: 147-173

Wallentinus, I. (1999a): Introduction and transfer of plants. In: Munro, A.L.S., Utting, S.D. & Wallentinus, I. (eds.): Status of introductions of non-indigenous marine species to North Atlantic waters 1981-1990. ICES Cooperative Research Report 231: 1-43

Wallentinus, I. (1999b): *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt, 1955. In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. & Voigt, M. (Hrsg.): Exotics across the ocean. Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact. Kiel, 21-30

Wallentinus, I. (2002): Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 27-52

Wang, H., Qian, L., Liu, X., Zhang, G. & Guo, X. (2010): Classification of a common cupped oyster from southern China. J Shelf Res 29: 857-866

Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H. & Zettler, M.L. (2007): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2006. Meereswiss Ber, Warnemünde, 71: 1-82

Wasmund, N., Postel, L. & Zettler, M.L. (2012): Biologische Bedingungen in der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone der Nordsee im Jahre 2011. Meereswiss Ber, Warnemünde, 90

Watermann, B.T., Herlyn, M., Daehne, B., Bergmann, S., Meemken, M. & Kolodzey, H. (2008): Pathology and mass mortality of Pacific oysters, *Crassostrea gigas* (Thunberg), in 2005 at the East Frisian coast, Germany. J Fish Dis 31: 621-630

Wawrzyniak-Wydrowska, B. & Gruszka, P. (2005): Population dynamics of alien gammarid species in the River Odra estuary. Hydrobiologia, 539:13-25

Wehrmann, A., Herlyn, M., Bungenstock, F., Hertweck, G. & Millat, G. (2000): The distribution gap is closed – first record of naturally settled Pacific oysters *Crassostrea gigas* in the East Frisian Wadden Sea, North Sea. Senckenbergiana marit 30: 153-160

Weidema, I.R. (2000): Introduced species in the Nordic Countries, Nord, 13: 242 pp

Weinberger, F., Buchholz, B., Karez, R. & Wahl, M. (2008): The invasive red algae *Gracilaria vermiculophylla* in the Baltic Sea: adaptation to brackish water may compensate for light limitation. Aquatic Biology 3: 251-264

Westheide, W. (1967): Monographie der Gattungen *Hesionides* Friedrich und *Microphthalmus* Mecznikow (Polychaeta, Hesionidae). Z Morph Tiere 61: 1-159

Westman, K. (2002): Alien crayfish in Europe: Negative and positive impacts and interactions with native crayfish. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 76-95

Wikström, S.A., v. Wachenfeldt, T. & Kautsky, L. (2002): Establishment of the exotic species *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae) in Öresund, Southern Sweden. Bot Mar 45: 510-517

Wikström, S.A. & Kautsky, L. (2004): Invasion of a habitat-forming seaweed: effects on associated biota. Biol Invasions 6: 141-150

Wildish, D.J. & Lincoln, R.J. (1979): Occurrence of *Orchestia platensis* Kröyer, 1845 (Amphipoda, Talitridae) in Britain. Crustaceana 36: 199-200

Witt, J. & Krumwiede, A. (2006): Entwicklung eines Bewertungskonzeptes und Bewertung des Makrozoobenthos der Unterweser. Anhang: Beschreibung und Bewertung des Ist-Zustandes. Im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremerhaven (WSA)

Witte, S., Buschbaum, C., van Beusekom, J.E.E. & Reise, K. (2010): Does climatic warming explain why an introduced barnacle finally takes over after a lag of more than 50 years? Biol Invasions 12: 3579-3589

Wittfoth, A.K.J. & Zettler, M.L. (2013): The application of a Biopollution Index in German Baltic estuarine and lagoon waters. Management of Biol Invasions 4: 43-50

Wittmann, K.J. (2011): Datasheet for CABI Invasive species compendium, invasive aquatic species – *Limnomysis benedeni* www.meduniwien.ac.at/user/karl.wittmann/docs/2011/wittmann_2011.pdf (21.10.2011)

Wolff, W.J. (1969): Three species of *Microphthalmus* (Polychaeta) new to The Netherlands. Zool Meded, Leiden, 43: 307-311

Wolff, W.J. (1999): Exotic invaders of the meso-oligohaline zone of estuaries in The Netherlands: why are there so many? Helgoländer Meeresunters 52: 393-400

Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. Zool Meded 79: 1-116

Wolff, W.J. & Reise, K. (2002): Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In: Leppaköski, E., Olenin, S. & Gollasch, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 193-205

Wong, M.C. & Vercaemer, B. (2012): Effects of invasive colonial tunicates and a native sponge on the growth, survival, and light attenuation of eelgrass (*Zostera marina*). Aquatic Invasions 7: 315-326

Worsfold, T.M. & Ashelby, C.W. (2006): Additional UK records of the non-native prawn *Palaemon macrodactylus* (Crustacea: Decapoda). Mar Biodivers Rec 1: 1-3

Wouters, K. (2002): On the distribution of alien non-marine and estuarine macro-crustaceans in Belgium. Bull koninklijk Belg Inst Natuurwetenschap Biol 72: 119-129

Wrange, A.-L., Valero, J., Harkestad, L.S., Strand, O., Lindegarth, S., Christensen, H.T., Dolmer, P., Kristensen, P.S. & Mortensen, S. (2010): Massive settlements of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavia. Biol Invasions 12: 1453-1458

Ysebaert, T., Meire, P., De Block, M., De Regge, N. & Soors, J. (1997): A first record of *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta, Spionidae) in the Schelde Estuary (Belgium). Biol Joarb Dodonaea, 64, 1996 (1997): 176-181

Zaiko, A. (2004a): *Fucus evanescens*. In: Baltic Sea Alien Species Database. S. Olenin, E. Leppakoski and D. Dauny (eds.). www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html

Zaiko, A. (2004b): *Acartia tonsa*. In: Baltic Sea Alien Species Database. S. Olenin, E. Leppakoski and D. Dauny (eds.). www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html

Zaiko, A. (2005a): *Codium fragile*. In: Baltic Sea Alien Species Database. S. Olenin, E. Leppakoski and D. Dauny (eds.). www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html

Zaiko, A. (2005b): *Balanus improvisus*. In: Baltic Sea Alien Species Database. S. Olenin, E. Leppakoski and D. Dauny (eds.). www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html

Zaiko, A. & Olenin, S. (2004): Impact of invasive benthic crustaceans on the resuspension of bottom sediments: an experimental study approach. Logic and Hydrobiol Stud 33 (3): 99-110

Zettler, M. (1996): Erstnachweis von *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) in Mecklenburg-Vorpommern. Lauterbornia 26, 99-101

Zettler, M.L. (1998): Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. Lauterbornia 32: 49-65

Zettler, M.L. (1999): Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Breitlings (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Crustacea. Rostock Meeresbiol Beitr 7: 79-90

Zettler, M. (2001): Die höheren Krebse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette. Meer Mus 16: 74-75

Zettler, M.L. (2008): Veränderung einer litoralen Amphipoda-Gemeinschaft am Beispiel einer Langzeitstudie im Oderhaff. Lauterbornia 62: 27-32

Zettler, M., Daunys, D., Kotta, J. & Bick, A. (2002): History and success of an invasion into the Baltic Sea: The polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.): Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London, 27-52

Zettler, M.L. & Röhner, M. (2004): Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee, Bd. 3: Verbreitung und Entwicklung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarnbelt und Usedom – Daten von 1839 bis 2001. BfG-1421

Zettler, M.L. & Daunys, D. (2007): Long-term macrozoobenthos changes in a shallow boreal lagoon: Comparison of a recent biodiversity inventory with historical data. Limnologica 37: 170-185

Zibrowius, H. & Thorp, C.H. (1989): A review of the alien serpulid and spirorbid polychaetes in the British Isles. Cah Biol Mar 30: 271-285

Listen:
HELCOM HOLAS Liste 2009
HELCOM MONAS 11/2008, Document 4/2
HELCOM List of non-indigenous and cryptogenic species in the Baltic Sea (version 2) 2010
ICES Report No. 284, 2007
ICES WGITMO Report 2005

Internetquellen:
www.algaebase.org
www.arge-elbe.de/wge/Download/Texte/02Amph.pdf
www.aquatic-aliens.de
www.capenews.net
www.ciesm.org (The Mediterranean Science Commision)
www.corpi.ku.lt/nemo/alien_species_directory.html (Baltic Sea Alien Species Database)
www.discoverlife.org
www.europe-aliens.org/index.jsp (DAISIE Datenbank)
www.exoticsguide.org
www.floraweb.de
www.frammandearter.se
www.glaucus.org.uk
www.helcom.fi/environment2/biodiv/endangered/Algae/en GB/Chara_connivens/
www.marinespecies.org (WoRMS – World Register of Marine Species)
www.marlin.ac.uk
www.lsfv-sh.de (Landessportfischerverband Schleswig-Holstein e.V.)
www.nobanis.org
www.sea.ee
www.tauchprojekt.de
www.umces.edu
www.vattenfall.dk/da/file/review-report-2005

9. Neobiota und kryptogene Arten in deutschen Küstengewässern (Stand: Juli 2014)

Arten	Vorkommen (Nordsee/ Ostsee)	Erstnachweis (Nordsee/ Ostsee)	Status	Lebensraum	Ursprung	ausgewählte Literatur	Kategorie*	Anmerkungen
Algen								
Rhodophyceae								
Aglaothamnion halliae	kein Vorkommen			marin	Westatlantik			wurde wahrscheinlich verwechselt
Antithamnionella spirographidis	N	2012	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	Nordpazifik	MAGGS & STEGENGA 1999	3	2012 bei Sylt (Hörnum) nachgewiesen
Antithamnionella ternifolia	N	vor 2007	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	vermutl. Südpazifik	MAGGS & HOMMERSAND 1993 MAGGS & STEGENGA 1999	3	erst 2010 als Neophyt bestimmt, Vorkommen aber spätestens seit 2007
Bonnemaisonia hamifera	N	Ende 19. Jh., 1962	Alien, etabliert	marin	Pazifik (Japan)	KORNMANN & SAHLING 1962 MAGGS & STEGENGA 1999	3	zwei Erscheinungsphasen: der Tetrasporophyt *Trailliella intricata* und der Gametophyt *Bonnemaisonia hamifera*
Callithamnion tetragonum	N	(1881) 2007	kein Alien s.s., etabliert?	marin	Mittelmeer	BARTSCH & KUHLENKAMP 2009		vermutlich nicht anthrop. eingeschleppt; 1881 bereits ein Driftfund auf Helgoland
Ceramium cimbricum	N	2010	krypt., kürzlich nachgewiesen	marin	Pazifik?	SKAGE et al. 2005 MAGGS & HOMMERSAND 1993	3	
Dasya baillouviana	N/O	2014/2002	Alien, etabliert	Brackwasser - marin	NW-Atlantik/ Mittelmeer	SCHORIES & SELIG 2006 MAGGS & STEGENGA 1999	3	
Gracilaria vermiculophylla	N/O	2002/2005	Alien, etabliert	marin	NW-Pazifik	SCHORIES & SELIG 2006 WEINBERGER et al. 2008	2	
Halurus flosculosus	N	2007	kein Alien s.s., nicht etabliert	marin		BARTSCH & KUHLENKAMP 2009 SCHORIES et al. 2009		nicht anthropogen eingeschleppt
Mastocarpus stellatus	N	1983	Alien, etabliert	marin	Island	KORNMANN & SAHLING 1994 BARTSCH & KUHLENKAMP 2000	3	nativ an vielen europäischen Küsten, für Deutschland (Helgoland) eingeschleppt
Neosiphonia (Polysiphonia) harveyi	N	vor 1977	Alien, etabliert	marin	Pazifik (Japan)	MAGGS & STEGENGA 1999 ENO et al. 1997	3	synonym *Polysiphonia harveyi*
Phaeophyceae								
Colpomenia peregrina	kein Vorkommen			marin	unsicher	COTTON 1908 FLETCHER & FARRELL 1999		in mehreren Listen für Deutschland irrtümlich angegeben
Fucus evanescens	O	1990	Alien, etabliert	Brackwasser - marin	arktischer Ozean	SCHUELLER & PETERS 1994 WIKSTRÖM et al. 2002	3	
Saccharina japonica	N	1980	Alien, ausgestorben	marin	Pazifik (Japan)	BOLTON et al. 1983		als *Laminaria ochotensis* im Freiland bei Helgoland eingesetzt/entfernt
Sargassum muticum	N	1988	Alien, etabliert	marin	NW-Pazifik	BUSCHBAUM 2005	1	
Chlorophyceae								
Codium fragile fragile	N	1930	Alien, etabliert	marin	Nordpazifik	CHAPMAN 1999. SILVA 1957	2	syn. *Codium fragile tomentosoides*
Ulva californica	N	2008	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	Ostpazifik		3	
Charophyceae								
Chara connivens	O	1858	kryptogen, ausgestorben	Süß- bis Brackwasser	Westeuropa	LUTHER 1979 SCHUBERT & BLINDOW 2003		Armleuchteralge, deren Status als nicht-heimisch umstritten ist

Tracheophyta								
Cotula coronopifolia	N/O	1739/?	Alien, etabliert	Salzwiese	Südafrika	WOLFF 2005	3	Vorkommen oberhalb der MTHWL
Spartina anglica	N	1927	Alien, etabliert	marin	England	NEHRING & ADSERSEN 2006 NEHRING & HESSE 2008	1	entstanden durch Bastardisierung
Invertebrata								
Porifera								
Chalinula (Haliclona) loosanoffi	N?	?	kryptogen, Vorkommen unklar	marin	Westatlantik?	KLUIJVER 1991 VAN SOEST et al. 2007	3	Vorkommen in deutschen Küstengewässern unsicher
Haliclona (Soestella) xena	N?	?	kryptogen, Vorkommen unklar	marin	?	VAN SOEST et al. 2007		Beobachtung bei Helgoland
Coelenterata								
Ctenophora								
Mnemiopsis leidyi	N/O	2006/2006	Alien, etabliert	marin	Westatlantik	JAVIDPOUR et al. 2006 BOERSMA et al. 2007 REUSCH et al. 2010	2	
Cnidaria								
Hydrozoa								
Bougainvillia macloviana	N	1895	Alien, ausgestorben	marin	Antarktis	HARTLAUB 1911 NEHRING & LEUCHS 1999a		zwischen 1895 und 1949 sporadisch im Helgoländer Plankton und vor Ostfriesland
Cordylophora caspia	N/O	1858/(vor?) 1870	Alien, etabliert	Brackwasser	ponto-kaspisch		2	
Garveia franciscana	N (NOK)	1952 NOK	Alien, etabliert im NOK	Brackwasser	unklar, evtl. Pazifik		3	genuine Brackwasserart, überwiegend im Nord-Ostsee-Kanal vorkommend
Gonionemus vertens	N	1947	Alien, ausgestorben	marin	unklar, evtl. Norpazifik	TAMBS-LYCHE 1964 EDWARDS 1976		Vorkommen 1947-1949 im Rantumbecken (Sylt)
Nemopsis bachei	N	1942	Alien, etabliert	Brackwasser - marin	Westatlantik	THIEL 1968, FROST et al. 2010	3	
Thieliana (Pachycordyle/ Clavopsella) navis	O	1960	Alien, verm. ausgestorben	Brackwasser - marin	unbekannt	THIEL 1962 STEPANJANTS et al. 2000		syn. werden die Gattungsnamen *Pachycordyle* und *Clavopsella* verwendet
Anthozoa								
Cereus pedunculatus	N	1921	Alien, ausgestorben	marin	Ostatlantik	NEHRING & LEUCHS 1999a		Einzelfund vor Büsum
Diadumene cincta	N	1928	Alien, etabliert	marin	unklar, evtl. Ostpazifik	NEHRING & LEUCHS 1999a	3	etabliert bei Helgoland
Diadumene (Haliplanella) lineata	N/O	1920/ 2011	Alien, kürzlich nachgewiesen	Brackwasser -marin	vermutl. NW-Pazifik	GOLLASCH & RIEM.-ZÜRNECK 1996	3	seit kurzem in der dt. Ostsee, in der Nordsee ausgestorben
Nematoda								
Anguillicoloides (Anguillicola) crassus	N/O	1982/1987	Alien, etabliert	Süßwasser -marin	NW-Pazifik	KOOPS & HARTMANN 1989 REIMER et al. 1994	1	Aalparasit, insbes.in Aquakulturen

Arten	Vorkommen (Nordsee/ Ostsee)	Erstnachweis (Nordsee/ Ostsee)	Status	Lebensraum	Ursprung	ausgewählte Literatur	Kate-gorie*	Anmerkungen
Mollusca								
Gastropoda								
Crepidula fornicata	N	1934	Alien, etabliert	marin	Westatlantik	BLANCHARD 1997 THIELTGES et al. 2003	2	
Potamopyrgus antipodarum	N/O	1900/1887?	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	Pazifik	ENO et al. 1997	3	
Bivalvia								
Corbicula fluminalis	N	1984	Alien, etabliert	Brackwasser	Pazifik	BÄTHE 1994	3	Vorkommen im Weserästuar
Crassostrea 'angulata'	N	1913	Alien, ausgestorben	marin	Pazifik	WEHRMANN et al. 2000 WOLFF & REISE 2002		konspezifisch mit *C. gigas*, aber mit unterschiedlicher Invasionsgeschichte
Crassostrea gigas	N	1984	Alien, etabliert	marin	Pazifik	MEIXNER 1984, REISE et al. 2005, WOLFF & REISE 2002	1	an der gesamten deutschen Nordseeküste z. T. in hohen Dichten
Crassostrea virginica	N	1913	Alien, ausgestorben	marin	NW-Atlantik	WOLFF & REISE 2002		zu Kulturversuchen importiert, nie im Freiland etabliert
Dreissena polymorpha	N/O	1835/1896*	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	ponto-kaspisch	NEHRING & LEUCHS 1999a BIRNBAUM 2011	2 (Küste)	* es existieren verschiedene Angaben
Ensis directus (americanus)	N/O	1979/1993	Alien, etabliert	marin	NW-Atlantik	ARMONIES & REISE 1999 GÜRS et al. 1993	1	in der Nordsee mit Massenvorkommen
Mya arenaria	N/O	unbekannt	Alien, etabliert	marin bis Brackwasser	NW-Atlantik	STRASSER 1999	1	erscheint zwischen dem 13. und 17. Jh.
Mytilopsis (Congeria) leucophaeata	N/O	um 1930 im NOK	Alien, etabliert	Brackwasser	Westatlantik	KENNEDY 2011	3	
Petricolaria (Petricola) pholadiformis	N	1896	Alien etabliert	marin	Westatlantik	SCHLESCH 1932 NEHRING & LEUCHS 1999a	3	zwischenzeitlich selten geworden
Rangia cuneata	N	2013	Alien, kürzlich nachgewiesen	Brackwasser	Westatlantik	VERWEEN et al. 2006 RUDINSKAYA & GUSEV 2012		im NOK bei Brunsbüttel
Teredo navalis	N/O	18. Jh./19. Jh.	kryptogen	marin bis Brackwasser	unklar	NEHRING & LEUCHS 1999a SORDYL et al. 1998	1	
Annelida								
Polychaeta								
Alitta (Nereis/Neanthes) virens	N/O	1923/1920er	kryptogen	marin (-Brackwasser)	unbekannt	REISE et al. 1999 GOERKE 1971	3(2)	sehr großer Polychaet, der erst seit 1835 für europäische Küsten bekannt ist
Aphelochaeta marioni/ Tharyx killariensis	N	1960er	kryptogen	marin	unbekannt	FARKE 1979, BLAKE 1991 JENSEN 1992	3	die Trennung und Verbreitung der beiden Arten ist derzeit unklar
Boccardiella (Polydora) ligerica	N/O	1932 (NOK)	kryptogen	Brackwasser	unbekannt	NEHRING & LEUCHS 1999a BICK & GOSSELCK 1985	3	
Ficopomatus enigmaticus	N	1975	Alien, lokal etabliert	Brackwasser	SW-Pazifik (?)	KÜHL 1977a NEHRING & LEUCHS 1999a	3(2)	eine genuine Brackwasserart
Hydroides elegans	kein Vorkommen			marin				
Marenzelleria neglecta	N/O	1997/1985	Alien, etabliert	Brackwasser	NW-Atlantik	SIKORSKI & BICK 2004 BLANK et al. 2008	3	besiedelt die Ostsee und z. T. die oligohalinen Ästuare der Nordsee

Marenzelleria viridis	N/O	1983/2004	Alien, etabliert	marin - Brackwasser	NW-Atlantik	ESSINK & KLEEF 1993 BLANK et. al. 2008	3	überwiegend in der Nordsee
Microphthalmus similis	N	1962	kryptogen	marin	unklar, evtl. Mittelmeer oder Schwarzes Meer	NEHRING & LEUCHS 1999a WOLFF 1969	3	Sandlückenfauna
Pileolaria berkeleyana	N	2013	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	Pazifik?	ZIBROWIUS & THORP 1989	3	im Sublitoral bei Helgoland
Oligochaeta								
Branchiura sowerbyi	N/O	um 2000?/1990er	kryptogen	Süß- bis Brackwasser	Indopazifik?	TOBIAS 1972 GEISSEN 1999	3	überwiegend limnisch, bis in die oligohaline Unterelbe vorkommend
Tubificoides heterochaetus	N/O	?/1925	kryptogen	Brackwasser	unbekannt	SEYS et al. 1999 ERSÉUS & KVIST 2007	3	endemische Brackwasserart
Potamotrix spp.	N/O	?/?	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	ponto-kaspisch	MILBRINK & TIMM 2001	3	euryhaline Süßwassertiere
Xiphosura								
Limulus polyphemus	N	1866	Alien, nicht etabliert	marin (-Brack-wasser)	NW-Atlantik	JENSEN & KNUDSEN 2005 NEHRING & LEUCHS 1999a		nur Einzeltiere, die vermutlich ausgesetzt wurden
Crustacea								
Cladocera								
Cercopagis pengoi	O	2004	Alien, nicht etabliert	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	OJAVEER & LUMBERG 1995 BIRNBAUM 2006		vermutlich keine weitere Verbreitung in die Ostsee auf-grund steigender Salinität
Copepoda								
Acartia (Acanthacartia) tonsa	N/O	1930/vor 1981	Alien, etabliert	Süßwasser - marin	unbekannt	KLIE 1930 BRYLINSKI 1981	3	
Ameira divagans	O	um 1970	kryptogen?	Brackwasser - marin	Westatlantik	SCHEIBEL 1973, 1974	3	benthischer Copepode (Harpacticoidea)
Mytilicola intestinalis	N	1938 (1936)	Alien, etabliert	marin	Mittelmeer	MEYER & MANN 1950, DETHLEF-SEN 1972, ELSNER et al. 2011	2	ein Endoparasit in *Mytilus edulis*
Mytilicola orientalis	N	2008	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	NW-Pazifik	STEELE & MULCAHY 2001 ELSNER et al. 2011	3	ein endoparasitischer Copepode in *Crassostrea gigas* u.a. Bivalven
Pseudodiaptomus marinus	N	2011	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	NW-Pazifik	BRYLINSKI et al. 2012 WASMUND et al. 2012	3	
Cirripedia								
Amphibalanus (Balanus) improvisus	N/O	1858/1867	kryptogen	Brackwasser	unklar	NEHRING & LEUCHS 1999 JENSEN 2010d	3	syn. *Balanus improvisus*
Austrominius (Elminius) modestus	N	1953	Alien, etabliert	marin	Südpazifik	KÜHL 1954, HARMS 1999	2	syn. *Elminius modestus*
Tanaidacea								
Sinelobus vanhaareni (stanfordi)	N/O	2009/2012	Alien, kürzlich nachgewiesen	Brackwasser	unbekannt	VAN HAAREN & SOORS 2009 BAMBER 2014	3	wurde zunächst als *S. stanfordi* bezeichnet
Mysidacea								
Hemimysis anomala	N/(O)	1999/(2002)	Alien, vermutl. etabliert	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	HAESLOOP 2001 JENSEN 2010e	3 (Küste)	sehr wahrscheinlich spätestens seit 2002 auch im deut-schen Oderhaff
Limnomysis benedeni	O	2010	Alien, etabl. In Binnengew.	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	TITTIZER et al. 2000 WITTMANN 2011	3	Vorkommen vorwiegend im Süßwasser, nur im Oderhaff nachgewiesen
Paramysis lacustris	O	2013	Alien, kürzlich nachgewiesen	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	ARBACIAUSKAS 2002	3	Vorkommen vorwiegend im Süßwasser, nur im Oderhaff nachgewiesen

Arten	Vorkommen (Nordsee/ Ostsee)	Erstnachweis (Nordsee/ Ostsee)	Status	Lebensraum	Ursprung	ausgewählte Literatur	Kategorie*	Anmerkungen
Isopoda								
Proasellus coxalis	N/O	vor 1987/2011	Alien, etabliert	Süßwasser (Brackwasser)	Mittelmeer	NEHRING & LEUCHS 1999a TITTIZER et al. 2000	3	eine Süßwasserassel, die bis in die Flussästuare vordringt
Amphipoda								
Caprella mutica	N	2004	Alien, etabliert	marin	NW-Pazifik	BUSCHBAUM & GUTOW 2005 COOK et al. 2007	3	
Chelicorophium (Corophium) curvispinum	N/O	1990/1932	Alien, etabliert	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	NEHRING & LEUCHS 1999a ZETTLER 1998	3 (Küste)	eine limnische Art, die in schwach brackiges Wasser vordringt
Cryptorchestia (Orchestia) cavimana	N/O	1965/1920	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	ponto-kaspisch	KINZELBACH 1972 DEN HARTOG 1963	3	ein semiterrestrischer Amphipode
Dikerogammarus haemobaphes	O	2005	Alien, etabliert	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	ZETTLER 2008 GRABOWSKI et al. 2007a	3	eine limnische Form, die in schwach brackiges Wasser vordringt
Dikerogammarus villosus	N/O	2012/2005	Alien, etabliert	Süßwasser (Brackwasser)	ponto-kaspisch	ZETTLER 2008 GRABOWSKI et al. 2007a	2	überwiegend limnisch,
Gammarus tigrinus	N/O	1965/1975	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	NW-Atlantik	JENSEN 2010f	2 (Küste)	wird inzwischen in Binnengewässern durch *D. villosus* zurückgedrängt
Jassa marmorata	N/O	?/2010	kryptogen	marin bis Brackwasser	NW-Atlantik?	CONLAN 1990 BEERMANN & FRANKE 2012	3	in der Vergangenheit mit heimischen *Jassa*-Arten synonymisiert
Melita nitida	N/O(NOK)	2012/2008	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin bis Brackwasser	NW-Atlantik	REICHERT & BEERMANN 2011 FAASSE & VAN MOORSEL 2003	3	
Monocorophium (Corophium) sextonae	N	1997	kryptogen	marin	unklar	NEHRING & LEUCHS 1999a	3	
Obesogammarus crassus	O	2005	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	ponto-kaspisch	KONOPACKA 2003	3	
Platorchestia (Orchestia) platensis	N/O	1931/vor d. 1940ern	Alien, etabliert	Brackwasser	unbekannt (W-Atlantik?)	BOCK 1967 JENSEN 2010h	3	ein semiterrestrischer Amphipode
Pontogammarus robustoides	O	1994	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	ponto-kaspisch	RUDOLPH 1997, GUMULIAUS-KAITČ & ARBAČIAUSKAS 2008	2	
Decapoda								
Callinectes sapidus	N	1964	Alien, nicht etabliert	Brackwasser - marin	Westatlantik	NEHRING et al. 2008 JENSEN 2010i		mehrfach Funde von Einzelexemplaren
Eriocheir sinensis	N/O	1915/1920er	Alien, etabliert	Süßwasser - marin	NW-Pazifik	PETERS et al. 1933 HERBORG et al. 2003	2 (Küste)	ein katadromer Organismus, der weite Wanderungen unternimmt
Hemigrapsus sanguineus	N	2006	Alien, etabliert	marin	NW-Pazifik	LANDSCHOFF et al. 2013 BRETON et al. 2002	2(1)	eine Verdrängung von *Carcinus maenas* wird nicht ausgeschlossen
Hemigrapsus takanoi/H. penicillatus	N	2007 (1993)	Alien, etabliert	marin	NW-Pazifik	LANDSCHOFF et al. 2013 DAUVIN et al. 2009	2(1)	syn. *Hemigrapsus penicillatus*; 1993 Einzelind. im Schiffsbewuchs
Orconectes limosus	O	nach 1890	Alien etabliert	limnisch	Binnengew. USA	SCHULZ & SMIETANA 2001	2 (Küste)	eine limnische Art, die vereinzelt in oligohalinen Gewässern an der Ostseeküste vorkommt
Palaemon macrodactylus	N	2004	Alien, etabliert	Brackwasser - marin	NW-Pazifik	GONZÁLEZ-ORTEGÓN et al. 2007 GONZÁLEZ-ORTEGÓN & CUESTA 2006, ASHELBY et al. 2013	3	
Rhithropanopeus harrisii	N/O	1975/1948	Alien, etabliert	Brackwasser	Westatlantik	NEHRING 2000b	3	

Insecta								
Telmatogeton japonicus	N/O	1979/1962	Alien, etabliert	marin - Brackwasser	NW-Pazifik	BRODIN & ANDERSSON 2009 RAUNIO et al. 2009	3	
Bryozoa								
Bowerbankia gracilis/B. imbricata	N/O	?	unklarer Status, etabliert	marin - Brackwasser	?	WOLFF 2005		beide Arten möglicherweise heimisch
Bugula neritina	N	2010	Alien, nicht etabliert	marin	Westatlantik?	LACKSCHEWITZ et al. 2011 RYLAND et al. 2011		Einzelfund in Hörnum/Sylt
Bugula stolonifera	N	?	unklarer Status, etabliert	marin	?	RYLAND et al. 2011	3	
Fenestrulina delicia	N	2011	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	W-Atlantik? Pazifik?	DE BLAUWE 2009 DE BLAUWE ET AL. 2014	3	eventuell früher fehlbestimmt
Schizobrachiella verrilli	N	2011	kryptogen? Kürzlich nachgew.	marin	Westatlantik?	DE BLAUWE 2009	3	eventuell früher fehlbestimmt
Smittoidea prolifica	N	2011	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin (-Brackwasser)	NO-Pazifik	DE BLAUWE & FAASSE 2004	3	
Tricellaria inopinata	N	2009	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	Pazifik	DYRYNDA et al. 2000, DE BLAUWE & FAASSE 2001, COOK et al. 2013	2	2009 in W'haven und Sylt gefunden, erneuter Nachweis 2013 auf Helgoland
Victorella pavida	N/O	?/1880?	unklarer Status, etabliert	Brackwasser	unbekannt	BRATTSTRÖM 1954 POST & LANDMANN 1994	3	in der Ostsee eventuell ausgestorben
Tunicata								
Aplidium glabrum	N	1992	Alien, etabliert	marin	Nordatlantik	MILLAR 1970 REISE 1998b	3	zunächst für das Sylter Wattenmeer fehlbestimmt als *A. nordmanni*
Botrylloides violaceus	N	2011	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	Pazifik?	GROEPLER 2012, WOLFF 2005		2011 erstmals auf Helgoland
Botryllus schlosseri	N	?	unklarer Status, etabliert	marin	Mittelmeer? Pazifik?	BEN-SHLOMO et al. 2006 HAYDAR 2010	3	möglicherweise eine heimische Art
Diplosoma listerianum	N	?	unklarer Status	marin		GROEPLER 2012 VANCE et al. 2009		Helgoland und Sylt
Molgula manhattensis	N	?	unklarer Status	marin	NW-Atlantik?	HAYDAR et al. 2011, WOLFF 2005	3	
Perophora japonica	N	2007	Alien, kürzlich nachgewiesen	marin	NW-Pazifik	GROEPLER 2012 NISHIKAWA et al. 2000		nur auf Helgoland nachgewiesen
Styela clava	N	1997	Alien, etabliert	marin	NW-Pazifik	LÜTZEN 1999 CLARKE & THERRIAULT 2007	2	
Pisces								
Neogobius melanostomus	N/O	2008/1999	Alien, etabliert	Süß- bis Brackwasser	ponto-kaspisch	CORKUM et al. 2004 KORNIS et al. 2012	2	

10. Neobiota an benachbarten Küsten, mit deren Ausbreitung in deutsche Gewässer gerechnet werden muss

		Art	europ. Vorkommen	weiterführende Literatur
Makroalgen	**Rhodophyceae**	*Chondracanthus* sp.	Frankreich	MINEUR et al. 2012
		Gelidium vagum	Niederlande	MINEUR et al. 2012
		Gracilariopsis chorda	Frankreich	MINEUR et al. 2012
		Heterosiphonia japonica	Niederlande u. a. m.	SJØTUN et al. 2008
		Polysiphonia senticulosa	Niederlande	VAN DEN BRINK & WIJSMAN 2010
		Solieria sp.	Niederlande	MINEUR et al. 2012
	Phaeophyceae	*Colpomenia peregrina*	Niederlande	WOLFF 2005
		Undaria pinnatifida	Niederlande	VAN DEN BRINK & WIJSMAN 2010 MINCHIN & NUNN 2014
	Chlorophyceae	*Ulva pertusa*	Niederlande	WOLFF 2005, GITTENBERGER et al. 2010
Invertebrata	**Coelenterata**	*Beroe ovata*	Dänemark (Öresund)	SHIGANOVA et al. 2014
		Euplokamis sp.	Schweden	GRANHAG et al. 2012
		Maeotias marginata	Finnland, Estland	NUMERS von 2013
		Nematostella vectensis	England	REITZEL et al. 2008
	Mollusca	*Ocinebrellus inornatus*	Niederlande	VAN DEN BRINK & WIJSMAN 2010
		(Ocenebra inornata)	Dänemark	LÜTZEN et al. 2012
		Rapana venosa	Niederlande	KERCKHOF et al. 2006
		Urosalpinx cinerea	Niederlande	FAASSE & LIGTHART 2009 VAN DEN BRINK & WIJSMAN 2010
		Mercenaria mercenaria	Niederlande	WOLFF 2005
		Venerupis philippinarum	Niederlande u. a.	JENSEN 2010
	Polychaeta	*Bispira polyomma?*	Niederlande	FAASSE & GIANGRANDE 2012
		Clymenella torquata	Großbritannien	MINCHIN et al. 2013
		Hypania invalida	Polen (Oderhaff) (im Süßwasser deutscher Wasserstrassen bereits seit 1958; Tittizer et al. 2000)	WOŹNICZKA et al. 2011
		Janua/Neodexiospia brasiliensis	Niederlande	GITTENBERGER et al. 2010
	Crustacea	*Eusarsiella zostericola*	Niederlande	FAASSE 2013a
		Myicola ostreae	Niederlande	VAN DEN BRINK & WIJSMAN 2010
		Grandidierella japonica	Frankreich (Atlantikküste)	JOURDE et al. 2013
		Incisocalliope aestuarius	Niederlande	FAASSE & van MOORSEL 2003
		Monocorophium uenoi	Niederlande	FAASSE 2014
		Synidotea laevidorsalis	Belgien	SOORS et al. 2010
		Homarus americanus	Großbritannien u.a.m. (wurde bereits in der deutschen Nordsee ausgesetzt)	STEBBING et al. 2012 VAN DER MEEREN et al. 2010
		Ammothea hilgendorfi	Niederlande	FAASSE 2013b
	Bryozoa	*Watersipora subtorquata*	Ärmelkanal (2012 auf treibenden Makroalgen bei Helgoland gefunden)	KUHLENKAMP & KIND 2013
	Tunicata	*Asterocarpa humilis*	England	BISHOP et al. 2013
		Corella eumyota	England	COLLIN et al. 2010
		Didemnum vexillum	Niederlande	VAN DEN BRINK & WIJSMAN 2010
Vertebrata	**Pisces**	*Sebastes schlegelii*	Niederlande	KAI & SOES 2009

Literatur

BISHOP, J.D.D., ROBY, C., YUNNIE, A.L.E., WOOD, C.A., LEVEQUE, L., TURON, X. & VIARD, F. (2013): The southern hemishere ascidian *Asterocarpa humilis* is unrecognised but widely established in NW France and Great Britain. Biol Invasions 15: 253-260

COLLIN, S.B., OAKLEY, J.A., SEWELL J. & BISHOP J.D.D. (2010): Widespread occurence of the non-indigenous ascidian *Corella eumyota* Traustedt, 1882 on the shores of Plymouth Sound and Estuaries Special Area of Conservation, UK Aquatic Invasions 5: 175-179

FAASSE, M. (2013a): The North American ostracod *Eusarsiella zostericola* (Cushman, 1906) arrives in mainland Europe. BioInvasions Records 2: 47-50

FAASSE, M. (2013b): Further dispersal of the sea-spider *Ammothea hilgendorfi* (Böhm, 1879) in The North Sea to The Netherlands. BioInvasions Records 2: 287-289

FAASSE, M. (2014): The Pacific amphipod *Monocorophium uenoi* (Stephensen, 1932) introduced to The Netherlands (NE Atlantic). BioInvasions Records 3: 29-33

FAASSE, M. & VAN MOORSEL, G. (2003): The North-American amphipods, *Melita nitida* Smith, 1873 and *Incisocalliope aestuarius* (Watling and Maurer, 1973) (Crustacea: Amphipoda: Gammaridae), introduced to the Western Scheldt estuary (The Netherlands). Aquatic Ecology 37: 13-22

FAASSE, M. & LIGTHART, M. (2009): American (*Urosalpinx cinerea*) and Japanese oyster drill (*Ocinebrellus inornatus*) (Gastropoda: Muricidae) flourish near shellfish culture plots in the Netherlands. Aquatic Invasions 4: 321-326

FAASSE, M. & GIANGRANDE, A. (2012): Description of *Bispira polyomma* n.sp. (Annelida: Sabellidae): a probable introduction to The Netherlands. Aquatic Invasions 7: 591-598

GITTENBERGER, A., RENSING, M., STEGENGA, H. & HOEKSEMA, B.W. (2010): Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. Ned Faun Meded 33: 21-76

GRANHAG, L., MAJANEVA, S. & MÖLLER, L.F. (2012): First recordings of the ctenophore *Euplokamis* sp. (Ctenophora, Cydippa) in Swedish coastal waters and molecular identification of the genus. Aquatic Invasions 7: 455-463

JENSEN, K.R. (2010): NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Ruditapes philipparum* - From: Identification key to marine invasive species in Nordic waters - NOBANIS www.nobanis.org., 20.03.2014

JOURDE, J., SAURIAU, P.-G., GUENNETAU, S. & CAILLOT, E. (2013): First record of *Grandidierella japonica* Stephensen, 1938 (Amphipoda: Aoridae) from mainland Europe. BioInvasion Records 2: 51-55

KAI, Y. & SOES, D.M. (2009): A record of *Sebastes schlegelii* Hilgendorf, 1880 from Dutch coastal waters. Aquatic Invasions 4: 417-419

KERCKHOF, K., VINK, R.J., NIEWEG, D.C. & POST, J.N.J. (2006): The veined whelk *Rapana venosa* has reached the North Sea. Aquatic Invasions 1: 35-37

KUHLENKAMP, R. & KIND, B. (2013): Arrival of the invasive *Watersipora subtorquata* (Bryozoa) at Helgoland (Germany, North Sea) on floating macroalgae (*Himanthalia*). Mar Biodivers Rec 6, publ. Online

LÜTZEN, J., FAASSE, M., GITTENBERGER, A., GLENNER, H. & HOFFMANN, E. (2012): The Japanese oyster drill *Ocinebrellus inornatus* (Réclus, 1851) (Mollusca, Gastropoda, Muricidae), introduced to the Limfjord, Denmark. Aquatic Invasions 7: 181-191

MINCHIN, D., COOK, E.J. & CLARK, P.F. (2013): Alien species in British brackish and marine waters. Aquatic Invasions 8, Suppl

MINCHIN, D. & NUNN, J. (2014): The invasive brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873 (Laminariales: Alariaceae), spreads northwards in Europe. BioInvasions Records 3: in press

MINEUR, F., LE ROUX, A., STEGENGA, H., VERLAQUE, M. & MAGGS, C. (2012): Four new exotic red seaweeds on European shores. Biol Invasions 14: 1635-1641

REITZEL, A.M., DARLING, J.A., SULLIVAN, J.C. & FINNERTY, J.R. (2008): Global population genetic structure of the starlet anemone anemone *Nematostella vectensis*: multiple introductions and implications for conservation policy. Biol Invasions 10: 1197-1213

SHIGANOVA, T.A., RIISGARD, H.U., GHABOOLI, S. & TENDAL, O.S. (2014): First report on *Beroe ovata* in an unusual mixture of ctenophores in the Great Belt (Denmark). Aquatic Invasions 9: in press

SJØTUN, K., HUSA, V. & PEÑA, V. (2008): Present distribution and possible vectors of introductions of the alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta) in Europe. Aquatic Invasions 3: 377-394

SOORS, J., FAASSE, M., STEVENS, M., VERBESSEM, I., DE REGGE, N. & VAN DEN BERGH, E. (2010): New crustacean invaders in the Schelde estuary (Belgium). Belg J Zool 140: 3-10

STEBBING, P., JOHNSON, P., DELAHUNTY, A., CLARK, P.F., MCCOLLIN, T., HALE, C. & CLARK, S. (2012): Reports of American lobsters, *Homarus americanus* (H. Milne Edwards, 1837), in British waters. BioInvasions Records 1: 17-23

TITTIZER, T., SCHÖLL, F., BANNING, M., HAYBACH, A. & SCHLEUTER, M (2000): Aquatische Neozoen im Makrobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72

VAN DEN BRINK, A.M. & WIJSMAN, J.W.M. (2010): High risk exotic species with respect to shellfish transports from the Oosterschelde to the Wadden Sea. IMARES Wageningen UR, Report No. C025/10

VAN DER MEEREN, G., STØTTROP, J., ULMESTRAND, M., ØRESLAND, V., KNUTSEN, J.A. & AGNALT, A.-L. (2010): NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Homarus americanus*. - From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org, 15.07.14

VON NUMERS, M. (2013): The first record of *Maeotias marginata* (Modeer, 1791) (Cnidaria, Hydrozoa) from Finland, northern Baltic Sea. BioInvasions Records 2: 39-42

WOLFF, W. J. 2005: Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. Zool Meded 79: 1-116

WOŹNICZKA, A., GROMISZ, S. & WOLNOMIEJSKI, N. (2011): *Hypania invalida* (Grube, 1960), a polychaete species new for the southern Baltic estuarine area: the Szczecin Lagoon and the River Odra mouth. Aquatic Invasions 6: 39-46