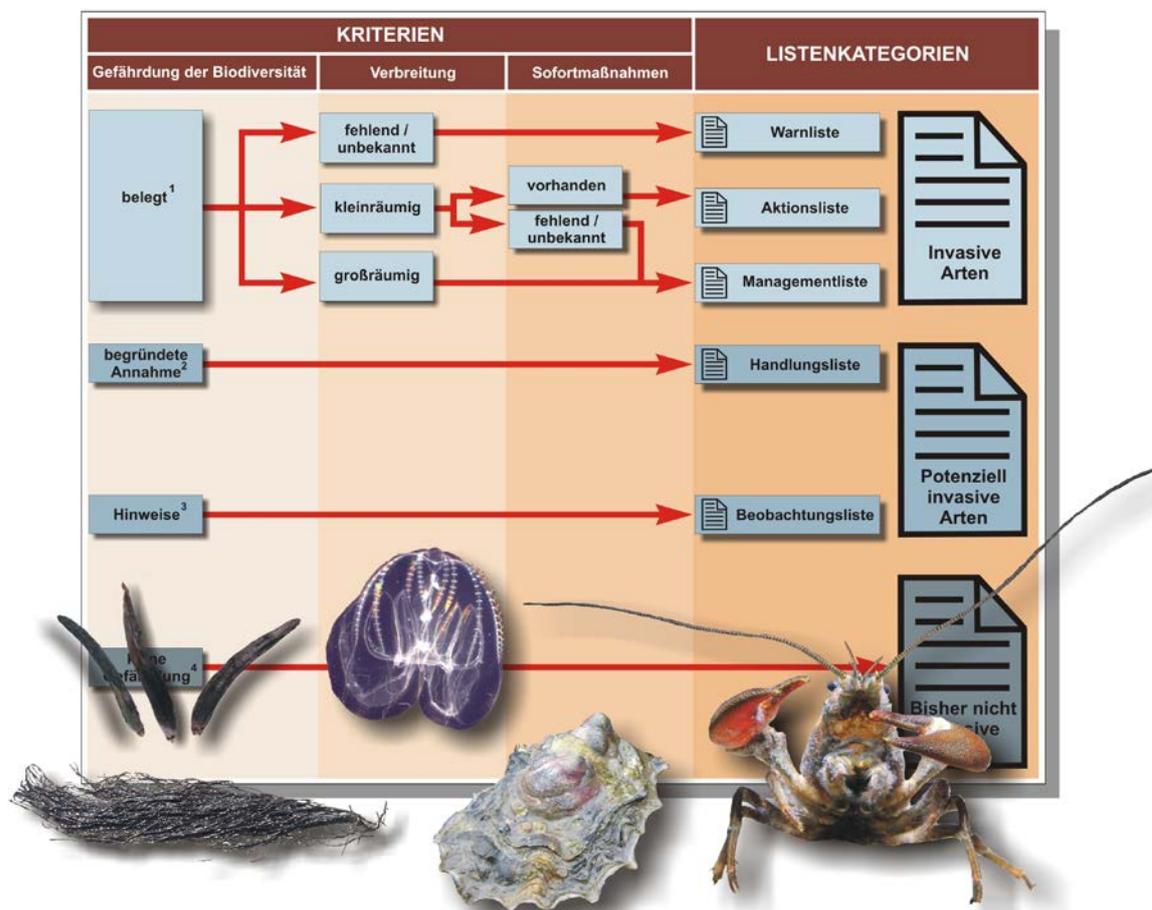


Wolfgang Rabitsch und Stefan Nehring (Hrsg.)

# Naturschutzfachliche Invasivitäts- bewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere





**Naturschutzfachliche Invasivitäts-  
bewertungen für in Deutschland wild  
lebende gebietsfremde aquatische Pilze,  
Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere**

**Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 3514 86 0200**

**Herausgegeben von  
Wolfgang Rabitsch  
Stefan Nehring**

**Titelbild:** Graphische Darstellung der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. Stellvertretend sind für die Pilze *Clavipes purpurea* var. *spartinae* (Purpurbrauner Mutterkornpilz), für die Niederen Pflanzen *Gracilaria vermiculophylla* (Besentang) und für die Wirbellosen Tiere aus der Gruppe der Rippenquallen *Mnemiopsis leidyi* (Meerwalnuss), der Weichtiere *Crassostrea gigas* (Pazifische Felsenauster) mit aufsitzenden *Crepidula fornicata* (Amerikanische Pantoffelschnecke) und der Krebstiere *Pacifastacus leniusculus* (Signalkrebs) abgebildet. (Graphik: ©BfN, Fotos: alle ©Stefan Nehring, außer *M. leidyi* ©Christoph Petereit).

**Adressen der Herausgeber:**

Dr. Wolfgang Rabitsch      Umweltbundesamt, Abt. Biologische Vielfalt & Naturschutz  
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien  
E-Mail: wolfgang.rabitsch@umweltbundesamt.at

Dr. Stefan Nehring      Bundesamt für Naturschutz, Fachgebiet II 1.2 „Botanischer Artenschutz“  
Konstantinstraße 110, 53179 Bonn  
E-Mail: stefan.nehring@bfm.de

Das Vorhaben wurde vom BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) gefördert.

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ ([www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber:      Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstr. 110  
53179 Bonn  
URL: [www.bfn.de](http://www.bfn.de)

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung außerhalb der engen Grenzen des Urheberrechtsgesetzes ist ohne Zustimmung des institutionellen Herausgebers unzulässig und strafbar.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB)

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-195-5

DOI 10.19217/skr458

Bonn - Bad Godesberg 2017

# INHALTSVERZEICHNIS

VORWORT .....	7
---------------	---

## Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere

### I. Einführung, Auswertung und Schlussfolgerungen

*Wolfgang Rabitsch, Stefan Nehring, Stephan Gollasch & Maike Isermann*

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG .....</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>DATENGRUNDLAGEN UND INVASIVITÄTSBEWERTUNG .....</b>	<b>11</b>
2.1	Anpassungen der Methodik.....	13
<b>3</b>	<b>ARTÜBERGREIFENDE AUSWERTUNGEN .....</b>	<b>16</b>
3.1	Taxonomisches Spektrum.....	17
3.2	Ursprüngliches Areal .....	22
3.3	Einführungsweise .....	23
3.4	Einfuhrvektoren .....	24
3.5	Erstnachweis .....	25
3.6	Zeitspanne zwischen Ersteinbringung und Erstnachweis („time lag“) .....	26
3.7	Status .....	27
3.8	Lebensraum.....	29
3.9	Aktuelle Verbreitung .....	29
3.10	Aktueller Ausbreitungsverlauf.....	30
3.11	Gefährdung der Biodiversität.....	31
3.12	Förderung durch Klimawandel .....	32
<b>4</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN .....</b>	<b>33</b>
<b>5</b>	<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS.....</b>	<b>35</b>
<b>6</b>	<b>DANKSAGUNG .....</b>	<b>37</b>
<b>7</b>	<b>LITERATUR.....</b>	<b>37</b>

### II. Handlungsrahmen und Handlungsempfehlungen

*Stefan Nehring*

<b>1</b>	<b>HANDLUNGSRAHMEN.....</b>	<b>41</b>
<b>2</b>	<b>HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN.....</b>	<b>42</b>
<b>3</b>	<b>LITERATUR.....</b>	<b>53</b>

### III. Steckbriefe

*Wolfgang Rabitsch, Stephan Gollasch, Maike Isermann & Stefan Nehring*

<b>1</b>	<b>AUSWAHL DER EINGESTUFTEN ARTEN .....</b>	<b>57</b>
----------	---	-----------

## 2 STECKBRIEFE DER EINGESTUFTEN ARTEN ..... 58

### Pilze

<i>Aphanomyces astaci</i> (Krebspest).....	60
<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> (Chytridpilz).....	62
<i>Claviceps purpurea</i> var. <i>spartinae</i> (Purpurbrauner Mutterkornpilz) .....	64

### Niedere Pflanzen

<i>Antithamnionella spirographidis</i> (Krummalge).....	66
<i>Antithamnionella ternifolia</i> (Dreizack-Rotalge) .....	68
<i>Chattonella</i> sp. ....	70
<i>Codium fragile</i> ssp. <i>fragile</i> (Grüne Gabelalge) .....	72
<i>Coscinodiscus wailesii</i> (Wailes-Kieselalge).....	74
<i>Fibrocapsa japonica</i> (Japanischer Flagellat) .....	76
<i>Fucus evanescens</i> (Klauentang) .....	78
<i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Besentang).....	80
<i>Prorocentrum triestinum</i> (Schmale Zweigeißelalge).....	82
<i>Pseudochattonella verruculosa</i> (Warziger Kieselflagellat) .....	84
<i>Sargassum muticum</i> (Japanischer Beerentang) .....	86
<i>Undaria pinnatifida</i> (Wakame) .....	88

### Wirbellose Tiere

#### Cnidaria (Nesseltiere)

<i>Cordylophora caspia</i> (Keulenpolyp) .....	90
--	----

#### Ctenophora (Rippenquallen)

<i>Mnemiopsis leidyi</i> (Meerwalnuss).....	92
---	----

#### Bryozoa (Moostierchen)

<i>Tricellaria inopinata</i> (Pazifisches Moostierchen) .....	94
---	----

#### Annelida (Ringelwürmer)

<i>Hypania invalida</i> (Süßwasser-Borstenwurm) .....	96
<i>Marenzelleria neglecta</i> (Rotkiemiger Schlickwurm) .....	98
<i>Marenzelleria viridis</i> (Grünlicher Borstenwurm) .....	100

#### Mollusca (Weichtiere)

<i>Corbicula fluminalis</i> (Feingerippte Körbchenmuschel) .....	102
<i>Corbicula fluminea</i> (Grobgerippte Körbchenmuschel) .....	104
<i>Crassostrea gigas</i> (Pazifische Felsenauster) .....	106
<i>Crepidula fornicata</i> (Amerikanische Pantoffelschnecke).....	108
<i>Dreissena bugensis</i> (Quagga-Muschel) .....	110
<i>Dreissena polymorpha</i> (Wandermuschel) .....	112
<i>Ensis directus</i> (Amerikanische Schwertmuschel).....	114
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke) .....	116
<i>Sinanodonta woodiana</i> (Chinesische Teichmuschel).....	118

#### Nematoda (Fadenwürmer)

<i>Anguillicoloides crassus</i> (Aal-Schwimmblasenwurm) .....	120
---	-----

#### Arthropoda-Crustacea (Gliederfüßer-Krebstiere)

<i>Astacus leptodactylus</i> (Galizischer Sumpfkrebs) .....	122
<i>Austrominius modestus</i> (Austral-Seepocke) .....	124
<i>Callinectes sapidus</i> (Blaukrabbe) .....	126
<i>Caprella mutica</i> (Japanischer Gespensterkrebs) .....	128
<i>Cercopagis pengoi</i> (Kaspischer Wasserfloh) .....	130
<i>Chelicorophium curvispinum</i> (Süßwasser-Röhrenkrebs) .....	132

<i>Dikerogammarus villosus</i> (Großer Höckerflohkrebs) .....	134
<i>Eriocheir sinensis</i> (Chinesische Wollhandkrabbe) .....	136
<i>Gammarus tigrinus</i> (Gefleckter Flußflohkrebs) .....	138
<i>Hemigrapsus sanguineus</i> (Japanische Felsenkrabbe) .....	140
<i>Hemigrapsus takanoi</i> (Pinsel-Felsenkrabbe) .....	142
<i>Orconectes immunis</i> (Kalikokrebs) .....	144
<i>Orconectes limosus</i> (Kamberkrebs) .....	146
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Signalkrebs) .....	148
<i>Palaemon macrodactylus</i> (Wander-Felsengarnele) .....	150
<i>Procambarus clarkii</i> (Roter Amerikanischer Sumpfkrebs).....	152
<i>Procambarus fallax</i> f. <i>virginalis</i> (Marmorkrebs) .....	154
<b><i>Tunicata</i> (Manteltiere)</b>	
<i>Didemnum vexillum</i> (Tropf-Seescheide) .....	156
<i>Styela clava</i> (Keulenascidie) .....	158

## **Anhang 1: Artenliste der aquatischen Archäomyceten (Pilze), Archäophyten (Niedere Pflanzen) und Archäozoen (Wirbellose Tiere) in Deutschland**

*Stefan Nehring & Wolfgang Rabitsch*

<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>160</b>
<b>2 ARTENLISTE DER AQUATISCHEN ARCHÄOBIOTA .....</b>	<b>162</b>
<b>3 QUELLEN.....</b>	<b>163</b>

## **Anhang 2: Artenliste der aquatischen Neomyceten (Pilze), Neophyten (Niedere Pflanzen) und Neozoen (Wirbellose Tiere) in Deutschland**

*Wolfgang Rabitsch, Stephan Gollasch, Maike Isermann & Stefan Nehring*

<b>1 EINLEITUNG .....</b>	<b>164</b>
<b>2 ARTENLISTE DER AQUATISCHEN NEOMYCETEN (PILZE).....</b>	<b>165</b>
<b>3 ARTENLISTE DER AQUATISCHEN NEOPHYTEN (NIEDERE PFLANZEN INKL. SPEZIALFALL CYANOBAKTERIA).....</b>	<b>166</b>
<b>4 ARTENLISTE DER AQUATISCHEN NEOZOEN (WIRBELLOSE TIERE).....</b>	<b>178</b>
<b>5 QUELLEN.....</b>	<b>205</b>



An der deutschen Nordseeküste werden bisher nur unregelmäßig Blaukrabben (*Callinectes sapidus*) gefunden. Für negative Auswirkungen auf heimische Arten liegen bisher keine ausreichenden Erkenntnisse vor, so dass diese potenziell invasive Art auf der Beobachtungsliste geführt wird. (© J. Albersmeyer)

## VORWORT

Mit der fortschreitenden Globalisierung der Märkte und der Zunahme des weltweiten Handels und Warenaustausches sowie des Fernreiseverkehrs wächst das Auftreten von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes. Ein kleiner Teil dieser gebietsfremden Arten erfordert im Naturschutz unsere besondere Aufmerksamkeit, da sie durch Konkurrenz, Prädation, Hybridisierung, Krankheits- und Organismenübertragung oder negative ökosystemare Auswirkungen heimische Arten in ihrem Bestand gefährden. Veranlasst durch das 1992 verabschiedete Übereinkommen über die biologische Vielfalt, das die internationale Staatengemeinschaft verpflichtet, Vorsorge gegen gebietsfremde Arten zu treffen und diese gegebenenfalls zu bekämpfen, wurden auf verschiedenen Ebenen neue Vorgaben gesetzlich festgeschrieben. So ist am 1. Januar 2015 nach langen Vorarbeiten und Verhandlungen die „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ in Kraft getreten und gilt in den einzelnen Mitgliedstaaten unmittelbar. Das wichtigste Instrument dieser neuen Verordnung ist eine rechtsverbindliche „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung“, die bedeutende Schadensverursacher für die biologische Vielfalt und die damit verbundenen Ökosystemleistungen in der Europäischen Union umfassen soll. Am 3. August 2016 ist eine entsprechende erste Unionsliste mit 37 invasiven Tier- und Pflanzenarten in Kraft getreten.

Da sich das Europarecht kompetenzgemäß nur um die invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung kümmert, wird das nationale Recht zu gebietsfremden Arten nicht überflüssig. Daher werden die bisherigen Vorgaben aus dem Bundesnaturschutzgesetz zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland größtenteils weiter bestehen bleiben. So erlaubt die EU-Verordnung den Mitgliedstaaten, unter bestimmten Voraussetzungen strengere nationale Vorschriften beizubehalten oder zu erlassen. Zudem haben die Mitgliedstaaten die Möglichkeit, in Ergänzung zur Unionsliste, weitere dort nicht berücksichtigte invasive Arten (da sie z.B. in Teilen der EU einheimisch sind) in eine eigene nationale Liste aufzunehmen. Für dort gelistete Arten kann der Mitgliedstaat dann individuell festlegen, welche der Maßnahmen und Verbote der EU-Verordnung jeweils gelten sollen.

Zur Klärung, bei welchen gebietsfremden Arten Handlungsbedarf für den Naturschutz in Deutschland besteht, führt das Bundesamt für Naturschutz seit einigen Jahren naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen durch. Die Grundlage dafür bildet eine Methodik, die in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt entwickelt wurde. Diese Methodik legt die Legaldefinitionen des Bundesnaturschutzgesetzes zugrunde und setzt diese maßvoll um. Dies führt im Ergebnis zur Einstufung in Listenkategorien, aus denen sich Handlungserfordernisse und -prioritäten ableiten lassen.

Mit dem vorgelegten BfN-Skript wird für den deutschen Raum die erste umfangreiche konsequent kriterienbasierte Bewertung der naturschutzfachlichen Invasivität von gebietsfremden aquatischen Arten für die Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere vorgelegt. Die Bearbeitung erfolgte durch renommierte Expertinnen und Experten und wurde durch viele Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler fachlich unterstützt. Die Ergebnisse zeigen, dass die meisten der rund 200 in deutschen Gewässern wild lebend nachgewiesenen gebietsfremden Arten aus Sicht des Naturschutzes kein Problem darstellen. Lediglich 27 Arten sind entsprechend der Kriterien als invasiv einzustufen. Fünf dieser Arten werden auch auf der Unionsliste der EU-Verordnung geführt.

Die vorgelegten Ergebnisse sind ein wichtiger Schritt, um auf das Thema aufmerksam zu machen, die Fachdiskussionen anzuregen und gleichzeitig den zuständigen Behörden und Akteuren eine Entscheidungshilfe an die Hand zu geben, um bei den jeweiligen Arten und Transportwegen Handlungsbedarfe und -prioritäten festzulegen und zielführend umzusetzen.

**Prof. Dr. Beate Jessel**  
**Präsidentin des Bundesamtes für Naturschutz**



Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) verdrängt durch Nahrungs- und Raumkonkurrenz die heimischen Teich- und Flussmuscheln (Unionoida) vollständig. Da die invasive Art schon weiträumig verbreitet ist, wird sie auf der Managementliste geführt. (© S. Nehring)

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere

## I. Einführung, Auswertung und Schlussfolgerungen

Wolfgang Rabitsch<sup>1</sup>, Stefan Nehring<sup>2</sup>, Stephan Gollasch<sup>3</sup> & Maike Isermann<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Umweltbundesamt, Wien

<sup>2</sup> Bundesamt für Naturschutz, Bonn

<sup>3</sup> GoConsult, Hamburg

<sup>4</sup> Universität Bremen, Bremen

### 1 EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Die absichtliche Einfuhr und das unbeabsichtigte Einschleppen von Arten außerhalb ihrer natürlichen Verbreitungsgebiete stellen weltweit eine wichtige Gefährdungsursache für die biologische Vielfalt dar. Durch die bis heute anhaltende Neuetablierung und Ausbreitung gebietsfremder Arten entsteht Handlungsbedarf für den Naturschutz (BfN 2005, Elton 1958, Hubo et al. 2007, Lambdon et al. 2008). Unter dem Leitbild des Vorsorgeprinzips wurde dazu im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt (CBD) ein hierarchischer dreistufiger Strategieansatz aus Vorsorge, Sofortmaßnahmen und Kontrolle zu gebietsfremden Arten formuliert (CBD 2002), der auch in das zum 1. März 2010 novellierte Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) in Paragraph 40 Eingang gefunden hat.

Da die mit gebietsfremden Arten verbundenen Risiken und Problematiken für die biologische Vielfalt oft eine grenzübergreifende Herausforderung darstellen, ist am 1. Januar 2015 die „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ als neuer zentraler europäischer Rechtsakt für den Naturschutz in Kraft getreten. Das wichtigste Instrument der neuen Verordnung ist eine rechtsverbindliche „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung“, die bedeutsame Schadensverursacher für die biologische Vielfalt und die damit verbundenen Ökosystemleistungen in der Europäischen Union umfassen soll. Durch Verabschiedung im Verwaltungsausschuss am 4. Dezember 2015 und Publikation im Europäischen Amtsblatt am 14. Juli 2016 als Durchführungsverordnung der Europäischen Kommission ist die erste Unionsliste mit 37 invasiven Pflanzen- und Tierarten am 3. August 2016 in Kraft getreten. Die Unionsliste ist offen und kann später durch entsprechende Beschlüsse aktualisiert und ergänzt werden. Unter den aktuell 37 invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung befinden sich 24 Pflanzen- und Tierarten, die in Deutschland teilweise schon seit längerem wild lebend vorkommen bzw. vereinzelt nachgewiesen worden sind (Nehring 2016).

Maßnahmen gegen gebietsfremde Arten sind immer auf Basis sorgfältiger Bewertungen bzw. Abwägungen zu treffen. Die Invasivität gebietsfremder Arten und die Bedeutung von Einfuhrvektoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen sind sehr unterschiedlich ausgeprägt. Für einen effizienten Einsatz von Ressourcen zur Abwehr und Beseitigung gebietsfremder Arten ist das Wissen über das jeweilige Gefährdungspotenzial einer gebietsfremden Art für die biologische Vielfalt sowie über die verantwortlichen Einfuhrvektoren eine wesentliche Voraussetzung (BfN 2005). Da das Europarecht kompetenzgemäß nur die invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung berücksichtigt, wird das nationale Recht zu invasiven Arten nicht überflüssig (vgl. Köck 2015). So regelt die EU-Verordnung Nr. 1143/2014 außerdem in Artikel 12 ausdrücklich, dass die Mitgliedstaaten eine „Liste invasiver gebietsfremder Arten von Bedeutung für die Mitgliedstaaten“ erstellen können. Für jede einzelne Art auf dieser so genannten „Nationalen Liste“ kann ein Mitgliedstaat alle oder nur ausgewählte Maßnahmen treffen, wie sie in der Verordnung für die Arten der Unionsliste vorgesehen sind, sofern diese mit europäischem Primärrecht vereinbar und der Kommission notifiziert worden sind.

Die erhebliche Gefährdung der Biodiversität durch invasive Arten ist durch einen transparenten und nachvollziehbaren Vorgang zu dokumentieren. Nach Zink (2013) und Köck (2015) erzeugen die vom Bundesamt für Naturschutz herausgegebenen naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen die notwendigen

Wissensgrundlagen zur Festlegung der invasiven Arten von Bedeutung für Deutschland. Aus diesem Grund führt das Bundesamt für Naturschutz die in den vergangenen Jahren begonnenen naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen gebietsfremder Arten für Deutschland fort. Nach den Fischen (Nehring et al. 2010), den Gefäßpflanzen (Nehring et al. 2013a) und allen Wirbeltiergruppen (Nehring et al. 2015b) sowie noch nicht vorkommenden invasiven Arten (Warnliste, Rabitsch et al. 2013) werden in vorliegendem Band die Organismengruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere für die drei aquatischen Lebensräume (Süßwasser, Brackwasser, Meer) bearbeitet. Die terrestrischen gebietsfremden Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere folgen zu einem späteren Zeitpunkt.

Die transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die Biodiversität soll einen sachlichen Diskurs zur Notwendigkeit möglicher Managementmaßnahmen und Handlungsprioritäten aus Sicht des Naturschutzes ermöglichen. Die Methodik liefert somit einen Ausgangspunkt zur Interessensabwägung und nicht deren Endpunkt. Aus den taxonomischen Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere befinden sich auf der ersten Unionsliste fünf aquatische Arten (*Eriocheir sinensis*, *Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Procambarus fallax* f. *virginialis*), die in deutschen Gewässern vorkommen. Es handelt sich dabei ausschließlich um Wirbellose Tierarten aus der Ordnung der Zehnfüßkrebse (Decapoda). Diese fünf Arten sind (neben weiteren 22 Arten) in der vorliegenden naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung ebenfalls als invasiv (für Deutschland) beurteilt worden. Sollte Deutschland zukünftig im Rahmen der EU-Verordnung neue invasive gebietsfremde Arten von „unionsweiter Bedeutung“ nominieren, kann dies nur auf Grundlage eines Risikobewertungssystems erfolgen, das gewisse Mindeststandards erfüllen muss (vgl. Roy et al. 2014). Auch wenn die Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung in der aktuell vorliegenden Version 1.3. nicht alle geforderten EU-Standards erfüllt, wurde ihre Bedeutung als sehr gut geeignetes nationales „impact assessment“ von den Autoren der Studie hervorgehoben. Eine Überarbeitung, Anpassung und beispielhafte Anwendung der Methodik sind Gegenstand eines neuen F+E-Vorhabens und derzeit in Bearbeitung.



Für den in Deutschland schon großräumig vorkommenden invasiven Roten Amerikanischen Sumpfkrebs (*Procambarus clarkii*) gelten seit dem 3. August 2016 umfassende Beschränkungen für Handel und Besitz nach EU-Verordnung Nr. 1143/2014. (© S. Nehring)

## 2 DATENGRUNDLAGEN UND INVASIVITÄTSBEWERTUNG

Die im Bundesamt für Naturschutz vorliegenden Daten und Erkenntnisse zu den Begleitumständen der Vorkommen und naturschutzfachlichen Auswirkungen gebietsfremder Arten aus den im vorliegenden Band behandelten taxonomischen Gruppen wurden vor allem im Rahmen des F+E Vorhabens

- Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland vorkommende gebietsfremde Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (FKZ 3511 86 0300): Auftragnehmer Umweltbundesamt GmbH Wien (Projektleiter Dr. Wolfgang Rabitsch), mit Beteiligung weiterer Experten

erarbeitet. Zusätzlich wurden im Rahmen spezieller Fragestellungen gezielte Recherchen für verschiedene gebietsfremde Algen und Wirbellose (z.B. *Sargassum muticum*, *Crassostrea gigas*, *Sinanodonta woodiana*) durchgeführt.

In den vergangenen Jahren und Jahrzehnten wurden in Deutschland für verschiedene taxonomische Gruppen auf Bundes- oder Bundeslandebene Listen publiziert, in denen auf Grundlage von Experteneinschätzungen invasive und potenziell invasive Arten benannt worden sind (u.a. [www.aquatic-aliens.de](http://www.aquatic-aliens.de), Geiter et al. 2002, Lackschewitz et al. 2015). Für einen wirksamen Vollzug im Naturschutz bedarf es jedoch klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diejenigen gebietsfremden Arten identifiziert werden können, die eine Gefahr für die Biodiversität darstellen. Durch Rechtsbestimmung des Begriffs „invasive Art“ im § 7 Abs. 2 Nr. 9 BNatSchG wurde eine normative Grundlage geschaffen, an der sich die Bewertung einer gebietsfremden Art orientiert. Es muss ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt vorliegen, damit eine gebietsfremde Art im Sinne des BNatSchG als invasiv bezeichnet werden kann.

Um dem Naturschutz ein praktikables Instrument zur Verfügung zu stellen, hat das Bundesamt für Naturschutz (BfN) in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt (UBA) eine Methodik entwickelt, die eine transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die Biodiversität ermöglicht (Abb. 1). Der gewählte Ansatz in der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung basiert auf einem klar umrissenen Kriteriensystem. Somit ist die Einstufung überprüfbar und nachvollziehbar (Nehring et al. 2015). Das Kriteriensystem ist bewusst einfach gehalten und an ähnlichen europäischen Vorbildern orientiert, um seine Praktikabilität zu gewährleisten. Die Beur-

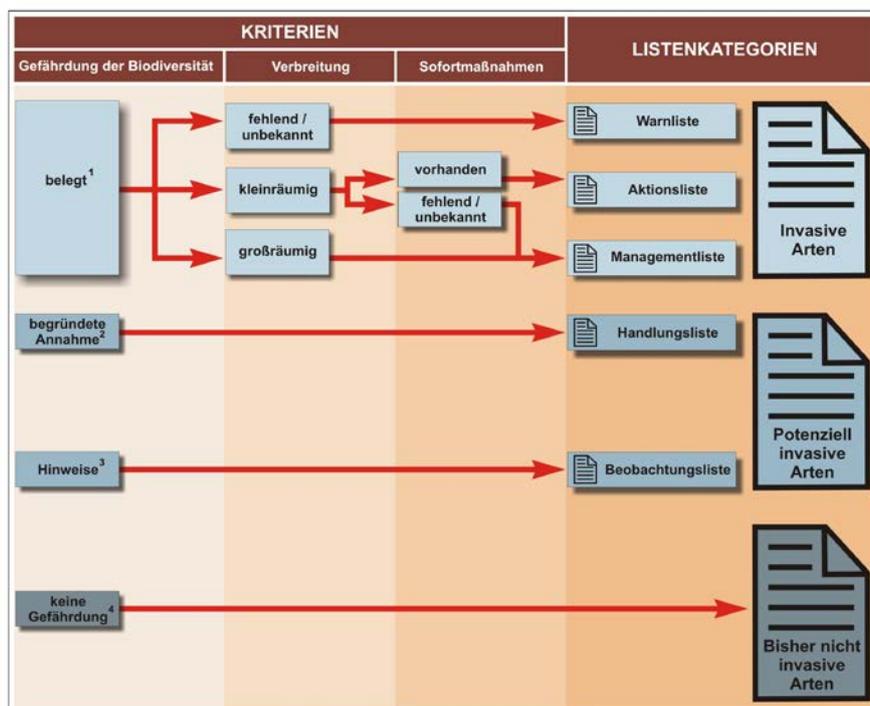


Abb. 1: Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten: Einstufungsweg mit jeweils relevanten Einstufungskriterien und den daraus resultierenden Listenkategorien (für weitergehende Informationen und Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015a).

teilung führt zur Einstufung in Listenkategorien, woraus sich für den Naturschutz Handlungserfordernisse und -prioritäten ableiten lassen (siehe auch Teil II). Der Kriterienaset ist auf die Erfassung und Bewertung naturschutzfachlich negativer Auswirkungen ausgerichtet, wobei ökonomische und gesundheitliche Effekte benannt werden, aber nicht in den Einstufungsprozess einfließen.

Die Methodik folgt dem bewährten Schema eines in seinen Grundzügen dreigliedrigen Listensystems:

Die Listenkategorie **Invasive Arten** enthält jene gebietsfremden Arten, die ein erhebliches Gefährdungspotenzial für die biologische Vielfalt haben, da im jeweiligen Bezugsgebiet belegt ist, dass sie entweder heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern, dass dies (indirekt) heimische Arten gefährdet.

Es kann sich dabei sowohl um im Bezugsgebiet wild lebende, als auch um im Bezugsgebiet fehlende Arten handeln, wenn auf Grund der Invasivität in klimatisch oder biogeographisch ähnlichen Gebieten bei einer zukünftigen Einbringung in das Bezugsgebiet eine Gefährdung mit hoher Wahrscheinlichkeit anzunehmen ist.

Die Listenkategorie Invasive Arten enthält somit jene Arten, die aus Sicht des Naturschutzes relevante Probleme verursachen und die daher in der Regel Handlungs- und Regelungsbedarf aufweisen. Da die Handlungsoptionen durch biologische Eigenschaften der Art und die Größe der Populationen bzw. die Größe des besiedelten Areals im Bezugsgebiet bestimmt werden, wird diese Listenkategorie in folgende Teillisten unterteilt, um konkrete Handlungsoptionen abzuleiten:

- **Warnliste:** Enthält im Bezugsgebiet (noch) nicht wild lebende gebietsfremde Arten, die in anderen klimatisch und naturräumlich vergleichbaren Regionen invasiv sind oder für die es sehr wahrscheinlich ist, dass sie im Bezugsgebiet invasiv werden, und für die daher gezielt vorbeugende Maßnahmen zur Verhinderung der Einbringung erforderlich sind (siehe auch § 40 Abs. 1 BNatSchG). *Hinweis: Nicht wild lebende Arten wurden in der vorliegenden Bearbeitung nicht berücksichtigt. Es liegen aber durch Rabitsch et al. (2013) entsprechende Invasivitätsbewertungen für einige bisher in Deutschland (noch) nicht wild lebende gebietsfremde Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere vor (siehe auch Abb. 1 in Teil II).*
- **Aktionsliste:** Enthält im Bezugsgebiet wild lebende invasive Arten, deren Vorkommen kleinräumig sind, weil sie sich in der Regel am Beginn der Ausbreitung befinden, und für die geeignete, erfolgversprechende Bekämpfungsmaßnahmen bekannt sind. Bei diesen Arten ist eine sofortige, intensive und nachhaltige Bekämpfung aller bekannten Vorkommen im gesamten Bezugsgebiet sinnvoll, so dass durch die Möglichkeit, ihre erneute Einfuhr oder Einschleppung zu verhindern, gute Chancen bestehen, die weitere Ausbreitung zu verhindern oder die Art im Bezugsgebiet sogar wieder zu eliminieren. Somit liegt für die Arten dieser Gruppe der Handlungsschwerpunkt auf Früherkennung und Sofortmaßnahmen (siehe auch § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG).
- **Managementliste:** Enthält im Bezugsgebiet wild lebende invasive Arten, deren Vorkommen schon großräumig sind oder deren Vorkommen noch kleinräumig sind und für die keine geeigneten, erfolgversprechenden Bekämpfungsmaßnahmen bekannt sind. Maßnahmen zu diesen Arten sind in der Regel nur lokal sinnvoll und sollten darauf abzielen, den negativen Einfluss dieser invasiven Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (siehe auch § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG). Außerdem ist eine Überwachung, u.a. im Hinblick auf ihre Bestandsentwicklung, Verbreitung und die Gefährdung der biologischen Vielfalt sinnvoll. Erforderlich sind auch Forschungsaktivitäten zur Entwicklung neuer erfolgversprechender Methoden zur Bekämpfung oder zumindest verbesserten Kontrolle.

Die Listenkategorie **Potenziell invasive Arten** enthält jene gebietsfremden Arten, für die bislang nur begründete Annahmen bzw. Hinweise zur Invasivität vorliegen. Diese Listenkategorie wird in zwei Teillisten unterteilt:

- **Handlungsliste:** Diese Teilliste enthält jene gebietsfremden Arten, für die begründete Annahmen vorliegen, dass sie entweder heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern, dass dadurch (indirekt) heimische Arten gefährdet werden (nähere Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015). Die negativen Auswirkungen sind auf Grund eines ungenügenden Wissensstandes derzeit nicht endgültig zu beurteilen, aber ausreichend, um (lokale) Maßnahmen zu begründen.

- Beobachtungsliste: Diese Teilliste enthält jene gebietsfremden Arten, für die Hinweise vorliegen, dass sie entweder heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern können, dass dadurch (indirekt) heimische Arten gefährdet werden (nähere Erläuterungen siehe Nehring et al. 2015). Für diese Arten stehen Monitoring und Forschung im Vordergrund, weiter gehende Handlungen erscheinen auf Grund des geringen Kenntnisstands nicht gerechtfertigt zu sein.

Die Listenkategorie **Bisher nicht invasive Arten** enthält jene gebietsfremden Arten, die nach derzeitigem Wissensstand keine Gefährdung heimischer Arten oder von Lebensräumen hervorrufen. Nicht beurteilte gebietsfremde Arten sind in diese Listenkategorie nicht einzureihen, da eine Einstufung eine vorangegangene Bewertung voraussetzt.

Das Instrument der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung ist kein Ersatz für vertiefte wissenschaftliche Untersuchungen zum Gefährdungspotenzial von gebietsfremden Arten. Im Gegenteil, es soll vielmehr zusätzlich dazu beitragen, Wissenslücken zu erkennen, zu erforschen und zu beheben.

Die vorliegenden Bearbeitungen der aquatischen gebietsfremden Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere wurden zunächst auf Grundlage der Vorgaben aus der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.2“ durchgeführt (Nehring et al. 2013b). Für alle gebietsfremden Arten aus den bearbeiteten Gruppen wurden die „Allgemeinen Angaben“ erhoben (Systematik und Nomenklatur, Lebensraum, Status, Ursprüngliches Areal, Einführungsweise, Einfuhrvektoren, Erst-einbringung und Erstdachweis) sowie Angaben zu den „Zusatzkriterien“ (Aktuelle Verbreitung) und den „Biologisch-ökologischen Zusatzkriterien“ (Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen) gemacht. Die Auswahl der Arten, für die eine vollständige naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung durchgeführt wurde (siehe Teil III), beruhte neben schon einigen wenigen vorliegenden Steckbriefen im BfN, auf einer weitergehenden Recherche, bei der alle übrigen Arten hinsichtlich des Vorhandenseins von verfügbaren Indizien auf ein Invasionspotenzial überprüft wurden. Die Prüfung erfolgte auf Basis von Literaturrecherchen, der Begutachtung von Bewertungen aus Nachbarländern (z.B. auf Basis von Angaben bei DAISIE, <http://www.europe-aliens.org>, bei NOBANIS, <http://www.nobanis.org> sowie bei AquaNIS, <http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/aquanis/>), der kritischen Einschätzung durch die Auftragnehmer und von Vorschlägen durch das BfN. Es kann daher momentan nicht ausgeschlossen werden, dass unter den bisher nicht bewerteten Arten auch solche Arten enthalten sind, die bei einer intensiven Bearbeitung als invasiv oder potenziell invasiv einzustufen wären. Es dürfte sich dabei aber - wenn überhaupt - nur um wenige Einzelfälle handeln.

Während der Bearbeitung wurden Anpassungen der Methodik entwickelt (siehe Kap. 2.1) und die Invasivitätsbewertungen laufend an den Stand der Methodik angeglichen. Die in diesem Band vorliegenden naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen (siehe Teil III) entsprechen daher der Methodik in der aktuell letzten Version 1.3 (Nehring et al. 2015a).

## 2.1. Anpassungen der Methodik

Die Methodik wurde mit dem Ziel entwickelt, für alle Taxa und Lebensräume anwendbar zu sein. Die Methodik wurde jedoch bisher nicht für alle Anwendungsfälle im Detail erprobt. Die Bearbeitungen haben gezeigt, dass mehrere organismen- bzw. lebensraumspezifische Anpassungen der Methodik erforderlich sind. Es wurden daher bei der aktuellen Bearbeitung der aquatischen Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tieren Anpassungen entwickelt, die in der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3“ festgehalten sind und hier nicht im Detail wiederholt werden (siehe Nehring et al. 2015a).

Folgende Anpassungen wurden durchgeführt:

- Trennung der Angaben für die Lebensräume „Brackwasser“ und „Meer“
- Neue Referenzlisten für marine Herkunftsregionen
- Ergänzung eines zusätzlichen Vektors für die unabsichtliche Einfuhr: „Transport mit Schiffen (Feststoffballast)“
- Präzisierung der Angaben für „Aquakultur“ und „Biovektoren“
- Ergänzung und Präzisierung der Skalierung und Kommentare zur Ersteinbringung

- Ergänzung der Anmerkungen der Angabe zur Aktuellen Verbreitung
- Ergänzung und Präzisierung der Angabe zu Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen bezüglich der Vorkommen in Binnenwasserstraßen: Nach Nehring et al. (2013b) sind „anthropogen stark veränderte Binnengewässer (z.B. Kanäle, Gräben)“ als naturferne Lebensräume zu werten. Bei Unklarheiten der Zuordnung ist die Rote Liste der Biotoptypen zu konsultieren. Zahlreiche aquatische Arten sind auf das Binnenwasserstraßensystem Deutschlands beschränkt und es stellte sich die Frage, ob dieser Lebensraum als naturschutzfachlich wertvoll gelten kann oder nicht. In der Roten Liste der Biotoptypen Deutschlands (Riecken et al. 2006) werden „anthropogen stark beeinträchtigte“ und „anthropogen erheblich veränderte“ Fließgewässer (schnell oder langsam fließend) sowie „Fließgewässer technischer Art“ als nicht gefährdet bewertet. Bei der Erhebung der Gewässerstrukturgüte wird die Naturnähe eines Gewässers inklusive des Überschwemmungsbereiches durch Bewertung verschiedener Parameter, wie z.B. Beschaffenheit des Ufers und der Gewässersohle, ermittelt. Nachdem das Binnenwasserstraßensystem in Deutschland nicht durchgehend als „deutlich bis vollständig verändert“ (Bewertungsklassen 4-7) bewertet wird, kann das Vorkommen von naturschutzfachlich wertvollen Bereichen nicht völlig ausgeschlossen werden.
- Ergänzung der natürlichen Fernausbreitungsmechanismen durch „Meeresströmungen“

Die Erklärungen zu den Herkunftsangaben „Unbekannt“ und „Zu klären“ für kryptogene Arten wurden ergänzt und präzisiert. Bei der vorliegenden Bearbeitung wurde jedoch ersichtlich, dass eine weitere Klärung erforderlich ist. Die Begriffe werden hier wie folgt verwendet:

- Kryptogen: Arten, deren Herkunft fachlich nicht sicher als gebietsfremd oder heimisch beurteilt werden kann oder für die es Hinweise darauf gibt, dass sie auch durch natürliche Arealerweiterung des ursprünglichen Areals nach Deutschland gelangt sein könnten. Diese Arten werden in den folgenden Auswertungen nicht berücksichtigt.
- Unbekannt: Zweifelsfrei gebietsfremde Arten, deren ursprüngliches Areal nicht sicher bekannt ist und für die eine anthropogene Einschleppung oder Freisetzung belegt ist. Dies betrifft z.B. aktuell kosmopolitisch oder weit verbreitete Arten, deren Ursprungsgebiet nicht sicher feststellbar ist, das aber mit Sicherheit außerhalb deutscher Gewässer liegt.

Damit folgt die hier verwendete Definition von „kryptogen“ der von Carlton (1996) gegebenen Bedeutung („a species that is not demonstrably native or introduced“). Es ist darauf hinzuweisen, dass in anderen Publikationen der Begriff nicht immer einheitlich verwendet wird, was gelegentlich zu unterschiedlichen Interpretationen und vor allem zu unterschiedlichen Ergebnissen bei Auswertungen (z.B. Gesamtanzahl von „gebietsfremden“ Arten) führen kann. So verwenden Lackschewitz et al. (2015) den Begriff – trotz Bezug auf Carlton (1996) – in einer abweichenden Interpretation für Arten „deren genaue Herkunft und Invasionsgeschichte im Dunklen liegt, die aber wegen begründeter Vermutungen für eingeschleppt gehalten werden“. Solche Fälle werden im vorliegenden Skript als gebietsfremde Arten mit der Herkunftsangabe „Unbekannt“ kategorisiert (s.o., s. Anhang 2).

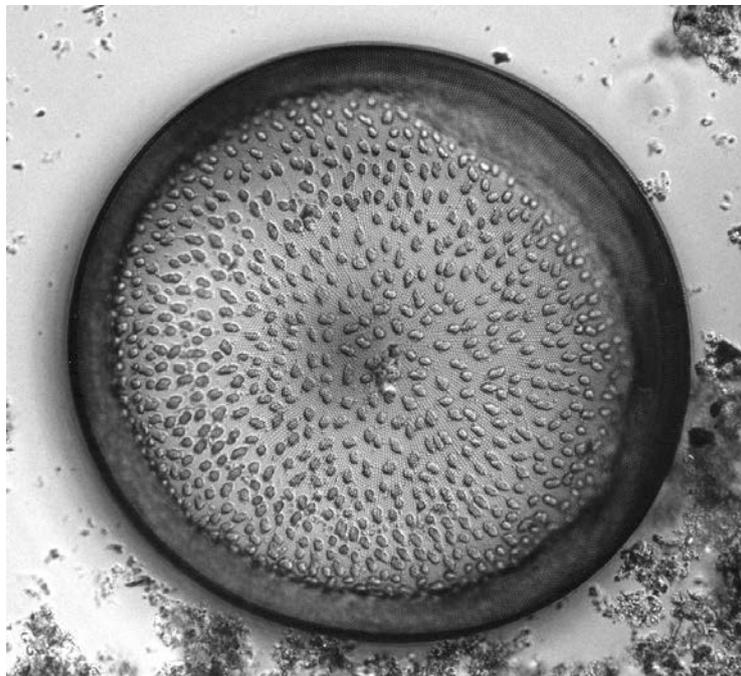
Die Angabe, ob eine Art durch natürliche Arealerweiterung oder durch anthropogene Einschleppung in deutsche Gewässer gelangt ist, ist nicht immer einfach zu treffen. Arten können auch auf natürlichem Weg benachbarte neue Gebiete besiedeln. Dies geschieht beispielsweise durch Drift von Thallusfragmenten von Algen oder Drift von Wirbellosen mit Meeresströmungen oder durch Wanderungen von adulten Tieren aus benachbarten Gebieten. Es ist daher grundsätzlich nicht ausgeschlossen, dass Arten, die im Mittelmeer, Nordost-Atlantik oder Ärmelkanal natürlicherweise beheimatet sind, durch natürliche Arealerweiterung in Nord- und Ostsee einwandern. Beispiele hierfür sind vermehrte Funde von Sardinen in der Nordsee. Durch den klimatisch bedingten Anstieg der Wassertemperaturen können diese Fische nun auch die Nordsee auf ihren Wanderungen erreichen. Im Gegensatz zu den gebietsfremden Arten, werden solche Fälle als heimisch bewertet, wie es auch im Bundesnaturschutzgesetz festgelegt ist.

Davon zu unterscheiden sind Ausbreitungsvorgänge gebietsfremder Arten. So wurde die Alge *Coscino-discus wailiesii* vermutlich Anfang der 1970er Jahre mit pazifischen Besatzaustern für Aquakultur nach Nord-Frankreich unabsichtlich eingeschleppt, breitete sich danach aber natürlicherweise durch Meeresströmungen weiter aus und wurde bereits 1979 bis Norwegen gefunden. Ein weiteres Beispiel ist die asiatische Pinsel-Felsenkrabbe *Hemigrapsus takanoi*. Sie wurde zuerst 1994 in West-Frankreich nahe La

Rochelle gefunden, wohin sie vermutlich im Aufwuchs eines Schiffes gelangte. Von dort breitete sich die Krabbe kontinuierlich selbstständig aus und wurde 2007 erstmals in Deutschland bei Norddeich gefunden.

Im Zuge der Bearbeitung wurden weitere Punkte diskutiert, die nicht Eingang in die Anpassung der Methodik gefunden haben, hier aber kurz ausgeführt werden sollen:

- Meeresorganismen werden gelegentlich als Drifanwurf durch natürliche Prozesse (Wasserströmungen) erstmals in einer neuen Region festgestellt. Handelt es sich dabei um gebietsfremde Arten, stellt sich die Frage, ob dieser „Erstnachweis“ angeführt werden soll oder der Zeitpunkt, zu dem die Art das erste Mal durch anthropogene Einfuhrvektoren bedingt, im Bezugsgebiet wild lebend auftritt. Als Erstnachweis wird in vorliegender Arbeit jener Zeitpunkt angeführt, zu dem die Art nach Freisetzung/Einschleppung erstmals wild lebend in der Natur in überlebensfähigen Stadien gefunden wurde. Bei sessilen Algen werden daher festsitzende Nachweise als Erstnachweise herangezogen. Besonders problematisch sind Fälle, wo die Drift aus dem ursprünglichen Areal stammen könnte und eine natürliche Arealerweiterung durch Meeresströmungen nicht ausgeschlossen werden kann. Sinngemäß ähnliche Fälle für Arten mit hohem Ausbreitungspotenzial (z.B. Zugvögel), werden bei den übergreifenden Auswertungen nicht berücksichtigt.
- Gebietsfremde Arten können negative Auswirkungen auf die Biodiversität durch Giftstoffe verursachen. Je nach Wirkungsmechanismus sind die Auswirkungen den entsprechenden Hauptkriterien zuzuordnen. Allelopathische Auswirkungen betreffen in der Regel die „Konkurrenz“ mit anderen Arten, Giftstoffe, die zum Nahrungserwerb eingesetzt werden, betreffen „Prädation“, während Giftstoffe, die zur Verteidigung abgegeben werden, in die Kategorie „Krankheits- und Organismenübertragung“ zu stellen sind. Von Algen gebildete Toxine, die bei Massenvermehrungen (Algenblüten) in hohen Konzentrationen auftreten, und z.B. zu Fischsterben führen können, werden zu „Negative ökosystemare Auswirkungen“ gestellt.



Die Wailes-Kieselalge (*Coccolithus wailesii*) bildet in der Nordsee große Algenblüten aus, die ökologische und wirtschaftliche Schäden verursachen. Als invasive Art der Managementliste sind Vorsorgemaßnahmen wie Verringerung der Eutrophierung und konsequentes Ballastwassermanagement vorrangig. (© K. Hesse)

### 3 ARTÜBERGREIFENDE AUSWERTUNGEN

Die vorliegenden Daten und Erkenntnisse ermöglichen unterschiedliche artübergreifenden Auswertungen. Dadurch können Faktoren identifiziert werden, die die Invasivität von Arten begünstigen, wie zum Beispiel ihre geographische Herkunft oder die verantwortlichen Einfuhrvektoren. Die hier präsentierten Ergebnisse folgen im Wesentlichen den Auswertungen der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen der Wirbeltiere (Nehring et al. 2015b). Es handelt sich dabei um das taxonomische Spektrum der Arten, deren ursprüngliches Areal, die Einführungsweise, die Einfuhrvektoren, den Erstnachweis, die Zeitspanne zwischen Ersteinführung und Erstnachweis („time lag“), den Status, den Lebensraum, die aktuelle Verbreitung, den aktuellen Ausbreitungsverlauf, die Gefährdung der Biodiversität sowie die Förderung durch den Klimawandel. Bei den Auswertungen werden teilweise mehrere Statuskategorien zusammengefasst. Tabelle 1 enthält eine Übersicht dieser Kategorien und ihre Bedeutung. In Einzelfällen wurden fehlende oder unbekannte Angaben in den Auswertungen nicht berücksichtigt. Daher wird bei jeder Auswertung die Anzahl der berücksichtigten Arten in den jeweils dargestellten Gruppen angegeben.

Tab. 1: Verwendete Status-Kategorien (ergänzt nach Nehring et al. 2015a) mit Erläuterungen und Bezeichnungen der zugeordneten Artengruppen in den artübergreifenden Auswertungen.

Status	Erläuterung	Bezeichnung	
<b>Gebietsfremde Arten</b>			
Etabliert	Überdauert wild lebend* seit einem längeren Zeitraum und pflanzt sich selbstständig fort.	Invasive Arten	Aktuell wild lebende Arten
Unbeständig	Kommt wild lebend vor (mindestens ein Nachweis innerhalb der letzten 25 Jahre), erfüllt jedoch nicht die Kriterien für eine etablierte Art.	Potenziell invasive Arten Übrige Arten	
Unbekannt	Es ist sicher, dass die Art wild lebend aufgetreten ist, sie erfüllt jedoch die Kriterien für "Etabliert" oder "Unbeständig" nicht, und es ist unsicher, ob der Bestand dieser Art vollständig beseitigt wurde oder erloschen ist.	Unbekannt / Fehlend - Beseitigt / Fehlend - Erloschen	
Fehlend - Beseitigt	Ist wild lebend aufgetreten und durch menschlichen Einfluss beseitigt worden.		
Fehlend - Erloschen	Ist wild lebend aufgetreten und auf natürliche oder unbekannt Weise erloschen.		
Fehlend (erster Nachweis)	Ist außerhalb menschlicher Obhut und Pflege nachgewiesen worden, ist jedoch nur über einen kurzen Zeitraum (kürzer als 1 Jahr) aufgetreten. Wird daher nicht als wild lebend in Deutschland klassifiziert.	Fehlend (erster Nachweis)	
	* wild lebend: Als "wild lebend" werden jene Vorkommen gebietsfremder Arten gewertet, die außerhalb menschlicher Obhut und Pflege aus eigener Kraft länger als etwa 1 Jahr auftreten.		
<b>Heimische Arten</b>			
Etablierte heimische Art	Regelmäßig sich früher oder heute selbstständig fortpflanzende indigene Art oder Archäobiota-Arten (sensu Haupt et al. 2009).	Heimische Arten	
Natürliche Arealerweiterung	Durch Meeresströmungen bzw. Drift oder aktive Ausbreitung aus benachbarten natürlichen Vorkommen nach Deutschland gelangt		
<b>Kryptogene Arten</b>			
Kryptogen	Arten, deren Herkunft fachlich nicht sicher als gebietsfremd oder heimisch beurteilt werden kann oder für die es Hinweise darauf gibt, dass sie auch durch natürliche Arealerweiterung nach Deutschland gelangt sein könnten.	Kryptogene Arten	

Entsprechend der Methodik (Nehring et al. 2015a: 24) werden Arten, die im Laufe ihrer Entwicklung sowohl aquatische als auch terrestrische Lebensräume besiedeln, z.B. Libellen oder Köcherfliegen, jenem Lebensraum zugeteilt, in dem sie den Großteil ihres Lebenszyklus verbringen.

Arten, die niemals in der freien Natur aufgetreten sind (vgl. Nehring et al. 2015a: 25), wurden in den Auswertungen nicht berücksichtigt. Dies gilt z.B. für die Wanderlibelle *Pantala flavescens*, die am 28.06.1999 mit einer Bananenlieferung aus Ecuador in Narsdorf bei Geithain, Nordwest-Sachsen festgestellt wurde (Kipping 2006). Dies gilt aber auch für einige Arten, die bisher nur in Aquarien oder in Gewächshäusern festgestellt wurden (siehe Anhang 2).

### 3.1 Taxonomisches Spektrum

In allen untersuchten taxonomischen Großgruppen (aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere) konnten gebietsfremde Arten (Neobiota) für Deutschland festgestellt werden (Tab. 2, Anhang 2). Von den bislang 182 in Deutschland wild lebend aufgetretenen gebietsfremden Arten, gelten aktuell insgesamt 151 als etabliert. Weiterhin sind 16 gebietsfremde Arten bekannt, die bisher vor allem aus klimatischen Gründen nur unbeständig auftreten. Die Bestände von weiteren fünf gebietsfremden Arten gelten aktuell als erloschen. Eine Art (Japanischer Blatttang, *Saccharina japonica*) wurde absichtlich vollständig beseitigt. Für weitere neun gebietsfremde Arten ist es momentan unbekannt, ob sie noch wild lebend vorkommen (für mehr Details siehe auch Kap. 3.7).

Zusätzlich konnten bisher mindestens acht gebietsfremde Arten im Freiland nachgewiesen werden, die sehr wahrscheinlich nur sehr kurz aufgetreten sind und daher nicht zur deutschen Flora und Fauna gerechnet werden können (Tab. 2, vgl. Nehring et al. 2015a). Bei weiteren 37 Arten kann derzeit deren Herkunft fachlich nicht sicher als gebietsfremd oder heimisch beurteilt werden. Für einige dieser kryptogenen Arten gibt es Hinweise, dass sie auch durch natürliche Arealerweiterung nach Deutschland gelangt sein könnten (für mehr Details siehe auch Kap. 3.7 und Anhang 2). Eine dauerhaft vorkommende Art (*Mya arenaria*) wurde als Archäozoon klassifiziert (siehe Anhang 1).

Tab. 2: Bilanzierung der Anzahl gebietsfremder aquatischer Arten und von Sonderfällen nach verwendeten Status-Kategorien für die bearbeiteten taxonomischen Gruppen (vgl. Tab. 1; siehe auch Anhang 2).

Status	Artenzahl					
	Pilze		Niedere Pflanzen		Wirbellose Tiere	Σ
	Pilze	Flechten	Algen	Moose		
<b>Gebietsfremde Arten</b>						
Etabliert	3	0	28	0	120	151
Unbeständig	0	0	9	0	7	16
Σ	3		37		127	<b>167</b>
Unbekannt	0	0	1	0	8	9
Fehlend - Beseitigt	0	0	1	0	0	1
Fehlend - Erloschen	0	0	1	0	4	5
Σ						<b>15</b>
<b>Sonderfälle</b>						
Fehlend (erster Nachweis)	0	0	0	0	8	<b>8</b>
Kryptogen	1	0	15 + 1	2	18	<b>37</b>
						<b>190</b>
						<b>227</b>

#### Pilze (Pilze und Flechten)

Die Pilze sind eine paraphyletische Gruppe von Organismen, die heterotroph leben und spezifische Eigenschaften besitzen. Neben den bekannten Schlauchpilzen (Ascomycota) und den Ständerpilzen (Basidiomycota), finden sich zahlreiche unterschiedliche pilzähnliche Gruppen, wie z.B. die Eipilze (Oomycota), Schleimpilze (Mycetozoa) und Netzschleimpilze (Labyrinthulomycetes) (außerhalb des Reiches der

Fungi) oder die Töpfchenpilze (Chytridiomycota) (innerhalb der Fungi). In Deutschland sind über 12.000 Pilzarten bekannt (BfN 2012), von denen rund 4% im Wasser leben (Karasch, mündl. Mitt.). In der vorliegenden Bearbeitung wurde für drei aquatische Pilzarten eine naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung durchgeführt, insbesondere aufgrund der bekannten negativen Auswirkungen auf Flusskrebse und Amphibien (Krebspest, Chytridiomykose) (Tab. 2). Eine weitere Art (*Labyrinthula zosterae*) wird als kryptogen bewertet (Tab. 2) und ist in Anhang 2 gelistet.

Flechten sind symbiotische Lebensgemeinschaften zwischen (Echten) Pilzen und Grünalgen oder Cyanobakterien. Innerhalb der rund 2.400 in Deutschland vorkommenden Flechtenarten (BfN 2012) sind keine gebietsfremden aquatischen Arten und auch keine Sonderfälle bekannt (Tab. 2).

### Niedere Pflanzen (Algen)

Auch Algen sind eine paraphyletische (d.h. stammesgeschichtlich nicht näher verwandte) Gruppe von Organismen, die im Wasser leben und vielfach Photosynthese betreiben. Die Zahl der in Deutschland vorkommenden Arten wird auf über 5.300 geschätzt, wovon rund 770 auf Makroalgen und über 4.500 auf Mikroalgen entfallen (BfN 2012). In der vorliegenden Bearbeitung wurden 37 gebietsfremde Arten (Tab. 2, Anhang 2) aus fünf „Großgruppen“ identifiziert (Abb. 1), die aktuell wild lebend vorkommen. Es dominieren die Ochrophyta (39% der Arten), gefolgt von den Rhodophyta (Rotalgen) (28%) und den Dinophyta (Dinoflagellaten) (22%).

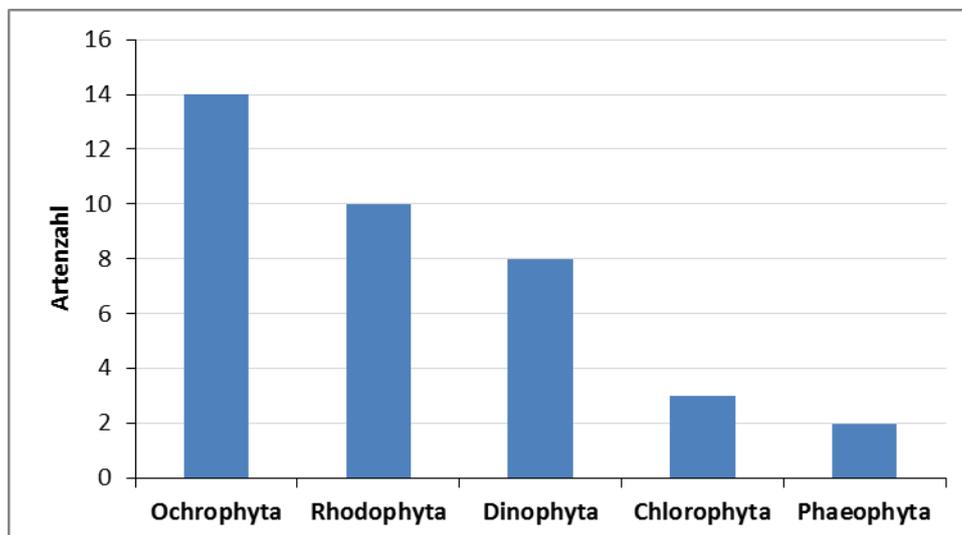


Abb. 1: Taxonomische Aufteilung der 37 aktuell wild lebenden gebietsfremden Algenarten in Deutschland in Hauptgruppen.

Für mehrere „Verdachtsfälle“ wurden nach Prüfung der Literatur keine gesicherten Angaben für aktuell wild lebende Vorkommen in Deutschland gefunden (drei gebietsfremde Arten) oder sie wurden als kryptogen (d.h. sie könnten auch heimisch sein) (fünfzehn Arten) eingestuft.

In Anhang 2 sind alle 55 Arten enthalten und entsprechend kommentiert. Dort sind zudem weitere vier Algenarten aufgeführt und näher erläutert, die im Gegensatz zu anderen Meinungen in der Literatur als doch heimisch für Deutschland bewertet wurden. Es ist anzumerken, dass das ursprüngliche Areal für eine Reihe von marinen Algenarten oft nicht zweifelsfrei belegt werden kann und ein gewisses Maß an Unsicherheit bei der Herkunfts- und der Statusangabe bleibt. Neue wissenschaftliche Erkenntnisse mögen diese Bewertungen in Zukunft ändern, weswegen eine regelmäßige Überprüfungen und Neubewertung der Daten angebracht ist.

## Spezialfall Cyanobakteria

Die Cyanobakterien wurden früher zu den Algen (Phycophyta) gerechnet und als Klasse Cyanophyceae (Blaualgen) geführt. Cyanobakterien besitzen im Gegensatz zu Algen jedoch keinen echten Zellkern und sind somit als Prokaryoten nicht mit den als „Algen“ bezeichneten eukaryotischen Lebewesen verwandt, sondern zählen heute zu den Bakterien. Sie zeichnen sich vor allen anderen Bakterien durch ihre Fähigkeit zur oxygenen Photosynthese aus. Einige Cyanobakterien enthalten neben anderen Photosynthesefarbstoffen blaues Phycocyanin und ihre Farbe ist deshalb blaugrün.

Weltweit wird die Anzahl der aquatischen und terrestrischen Cyanobakterien auf rund 2.000 geschätzt. Die Anzahl für Deutschland ist nicht bekannt. Bei der Bearbeitung wurde keine gebietsfremde Art für deutsche Gewässer recherchiert. Eine aquatische Art (*Nodularia spumigena*) wurde jedoch zumindest als kryptogen eingestuft (Tab. 2, aus Vereinfachungsgründen dort bei den Niederen Pflanzen/Algen als „+ 1“ inkludiert). Diese Art ist in Anhang 2 ebenfalls bei den Niederen Pflanzen aufgeführt und näher erläutert.

## Niedere Pflanzen (Moose)

Nach Meinunger & Schröder (2007) kommen in Deutschland 1.159 Moosarten (mit teilweise verschiedenen Unterarten) vor, von denen etwa 100 Arten (mehr oder weniger) an und in Süßwasser-Lebensräumen leben (Van de Weyer & Schmidt 2007). Eine eindeutige Zuordnung auf aquatische oder terrestrische Lebensräume ist für einige Moosarten schwierig und gelegentlich nicht möglich.

Die vorliegenden Recherchen haben nur für zwei „gebietsfremde“ aquatische Taxa Daten für Vorkommen in der freien Natur geliefert, die jedoch als kryptogen beurteilt wurden (Tab. 2): Der Status des Gemeinen Brunnenmooses (*Fontinalis antipyretica* var. *rotundifolia*) ist derzeit unbekannt, möglicherweise ist es identisch mit der heimischen Varietät *Fontinalis antipyretica* var. *antipyretica* (Frahm 2013a, 2013b). Das Rheinische Sternlebermoos (*Riccia rhenana*) gilt zwar als etabliert, der taxonomische Status ist jedoch ebenfalls unsicher (Koperski et al. 2000) und die Art wird von manchen Autoren als in Mitteleuropa heimisch angesehen (Porley & Hodgetts 2005). Beide Taxa werden auch in der Aquaristik und im Gartenbau verwendet (Anhang 2).

Für drei gebietsfremde aquatische Moosarten (*Monosolenium tenerum*, *Philonotis hastata* und *Taxiphyllum barbieri*) wurden keine Hinweise auf Freilandvorkommen festgestellt. Die drei Arten kommen bisher ausschließlich in Gewächshäusern vor (Frahm & Ho 2009) (Anhang 2).

Das weltweit verbreitete Schwimmlebermoos *Ricciocarpos natans* wird hier wie allgemein durch andere Autoren als heimisch eingestuft (Anhang 2).

## Wirbellose Tiere

Nach BfN (2016) sind rund 47.300 terrestrische und aquatische Wirbellose Tierarten für Deutschland bekannt. Eine detaillierte Übersicht, wieviele dieser Arten in marinen, brackigen und/oder limnischen Gewässern vorkommen, liegt nicht vor. In der vorliegenden Bearbeitung werden 127 gebietsfremde aquatische Arten aufgelistet, die aktuell wild lebend in der freien Natur auftreten (Tab. 2 und 3) und die sich auf 15 höhere taxonomische Gruppen aufteilen (Abb. 2). 120 Arten gelten als etabliert, sieben Arten treten momentan nur unbeständig auf.

Für 12 gebietsfremde Arten konnten nach Prüfung der Literatur keine gesicherten Angaben für aktuell wild lebende Vorkommen in Deutschland gefunden werden (Tab. 2 und 3). Für acht weitere gebietsfremde Arten liegen bisher nur Nachweise für kurzfristige Vorkommen in freier Natur vor (Tab. 2 und 3). Achtzehn Arten wurden als kryptogen (d.h. sie könnten auch heimisch sein) eingestuft (Tab. 2 und 3), wie z.B. die Schiffsbohrmuschel (*Teredo navalis*) (für Details siehe Anhang 2).

Eine einzige Art, die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), wurde als alteingebürgerte Art (Archäozoon) bewertet (Anhang 1) und ist in den folgenden Auswertungen nicht berücksichtigt.

Einige Schnecken- und Muschelarten wurden (noch) nicht in der freien Natur festgestellt, sondern bisher ausschließlich in Aquarien von Gewächshäusern nachgewiesen. Die Zusammenstellung dieser Arten in Anhang 2 erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

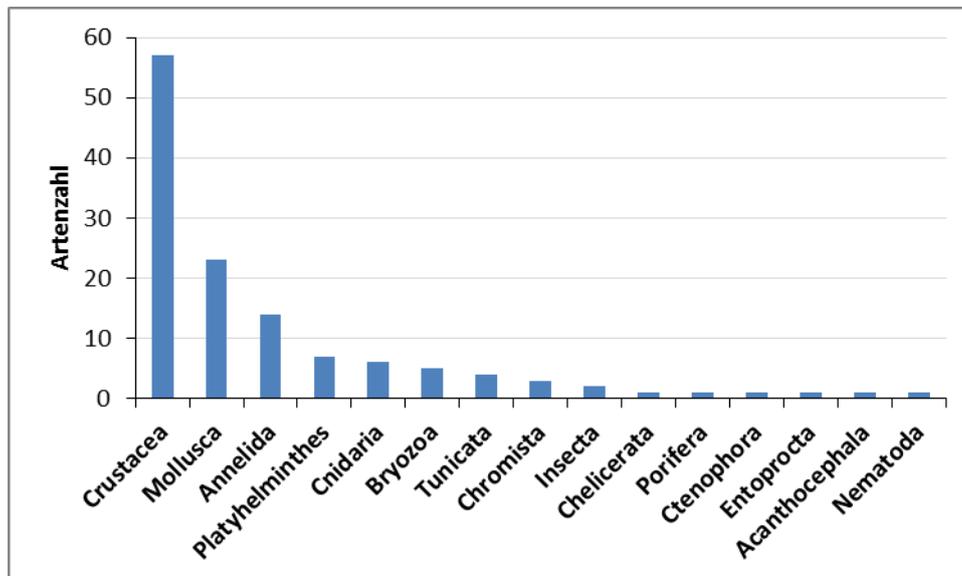


Abb. 2: Taxonomische Aufteilung der 127 aktuell wild lebenden gebietsfremden Wirbellosen Tierarten in deutschen Gewässern. Die gewählten taxonomischen Gruppen sind systematisch nicht gleichrangig.

Tab. 3: Bilanzierung der Anzahl gebietsfremder aquatischer Arten und von Sonderfällen nach verwendeten Status-Kategorien für ausgewählte taxonomische Gruppen der Wirbellosen Tierarten (vgl. Tab. 1; siehe auch Anhang 2).

Status	Artenzahl					
	Crustacea	Mollusca	Annelida	Cnidaria	Sonstige	Σ
<b>Gebietsfremde Arten</b>						
Etabliert	53	23	14	5	25	120
Unbeständig	4	0	0	1	2	7
Σ	57	23	14	6	27	<b>127</b>
Unbekannt	4	1	2	0	1	8
Fehlend - Beseitigt	0	0	0	0	0	0
Fehlend - Erloschen	0	0	0	3	1	4
Σ						<b>12</b>
<b>Sonderfälle</b>						
Fehlend (erster Nachweis)	1	2	1	0	4	<b>8</b>
Kryptogen	0	1	6	1	10	<b>18</b>

### Invasive und potenziell invasive Arten

Im Vergleich der bearbeiteten taxonomischen Gruppen hinsichtlich des Anteils von invasiven und potenziell invasiven Arten zeigen sich erwartungsgemäß Unterschiede (siehe auch Kap. 3.7). Während bei den Moosen keine naturschutzfachlich relevanten Arten festgestellt wurden, sind bei den aquatischen Pilzen alle drei untersuchten Arten als problematisch anzusehen (Abb. 3). Bei den Wirbellosen Tieren finden sich invasive Arten in nur vier Gruppen (Krebstiere, Weichtiere, Rundwürmer, Manteltiere), während potenziell invasive Arten in deutlich mehr Gruppen (sieben) vorkommen (Abb. 4).

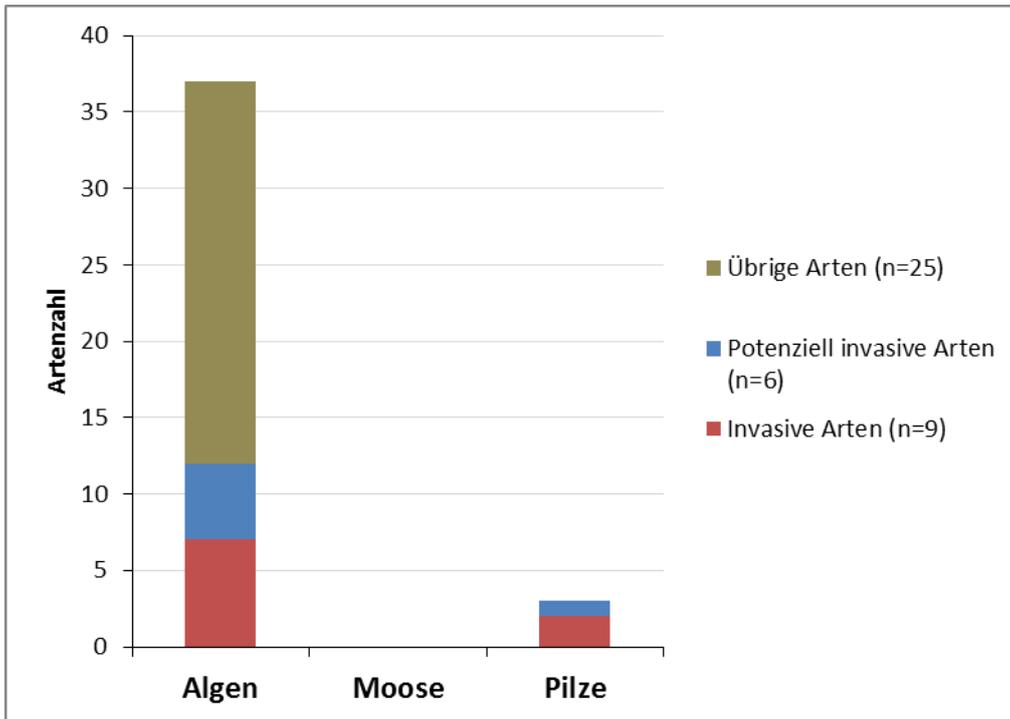


Abb. 3: Anzahl aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Niedere Pflanzen (differenziert in Algen und Moose) und Pilze ( $n = 40$ ), differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten.

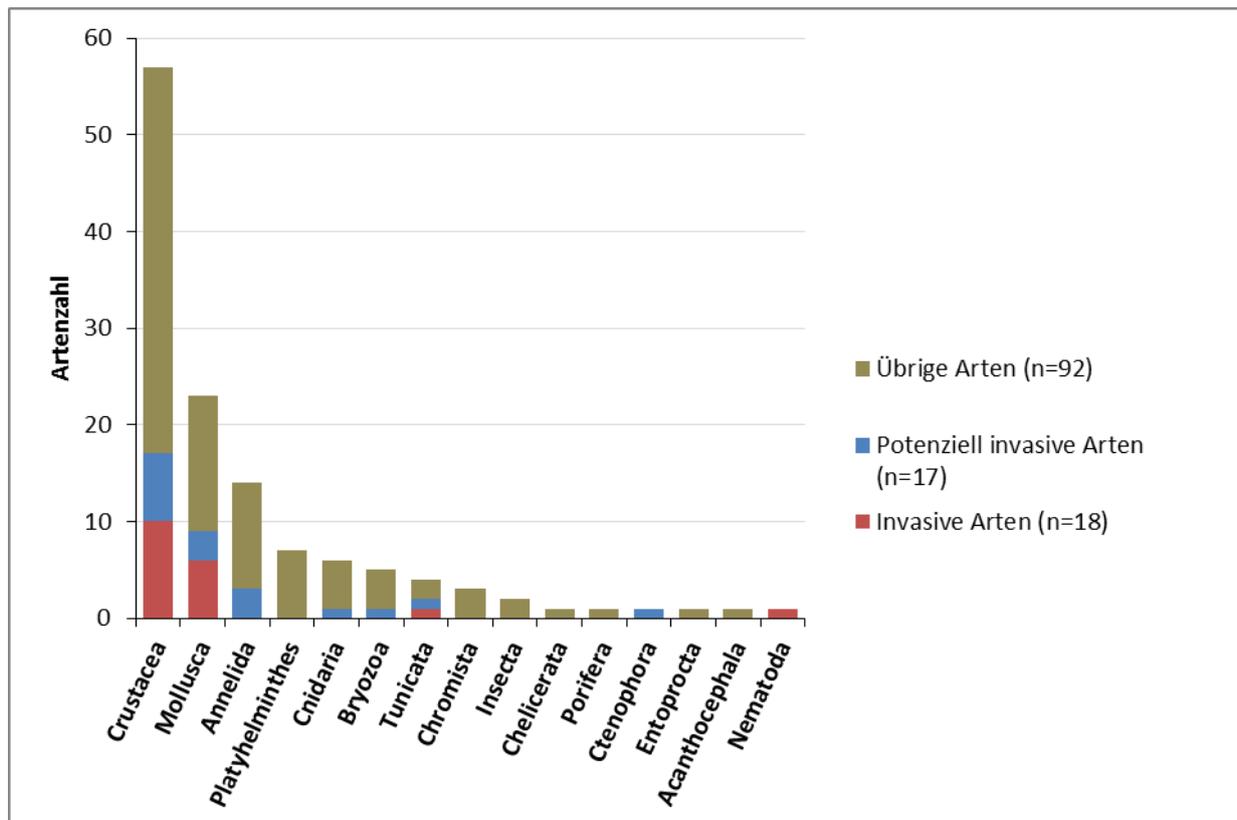


Abb. 4: Anzahl aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen der Wirbellosen Tiere ( $n = 127$ ), differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten.

### 3.2 Ursprüngliches Areal

Die Bedingungen im ursprünglichen Areal gebietsfremder Arten gelten als gut geeignete Indikatoren für die Wahrscheinlichkeit der Etablierung nach einer Einbringung. Neben den offensichtlichen klimatischen Gründen (die Überlebenswahrscheinlichkeit von tropischen Arten sind in Mitteleuropa in der Regel gering) können auch ökologische oder funktionelle Eigenschaften eine Rolle spielen (holarktische Arten haben mitunter ähnliche Arteigenschaften, im Vergleich zu südhemisphärischen Arten).

Das ursprüngliche Areal, genauer dessen Entfernung, spielt auch eine wichtige Rolle für die Wahrscheinlichkeit der Einbringung. Mit größerer Entfernung steigt die „Reisedauer“ und sinkt die Überlebenswahrscheinlichkeit während des Transportes. Dies gilt insbesondere für aquatische Arten, die im Ballastwasser oder am Schiffsrumpf verschleppt werden. Allerdings wurden auch noch nach mehreren Monaten lebende Organismen in Ballastwassertanks gefunden (Gollasch 1996). Zudem wurde, wenn auch selten, ein Anstieg der Organismendichte in Ballastwassertanks bei einer täglichen Beprobung während einer Schiffsreise beobachtet, was eine Reproduktion im Tank nahelegt (Gollasch et al. 2000).

Als allgemeines Muster gebietsfremder Arten in Mitteleuropa gilt daher das Überwiegen von Arten der klimatisch ähnlichen Nordhemisphäre (Nordamerika, Temperates Asien) und deutlich geringerer Anteile von Arten aus Afrika oder Australasien, wie auch die Bearbeitungen der Gefäßpflanzen und Wirbeltiere für Deutschland gezeigt haben (Nehring et al. 2013, 2015b). Das Muster wird durch die hier bearbeiteten Gruppen bestätigt, wenngleich im Detail Unterschiede auftreten. Nachdem nur ein sehr geringer Teil der aquatischen Arten unbeständig auftritt (n=16 unbeständige vs. n=151 etablierte Arten, Tab. 2), sind Unterschiede der Herkünfte nach Differenzierung des Status für die hier behandelten Organismengruppen wenig aussagekräftig und werden nicht angestellt. Stattdessen werden die drei artenreichsten Gruppen (Crustacea, Algen, Mollusca) getrennt und alle übrigen Gruppen gemeinsam dargestellt (Abb. 5). In allen Fällen machen klimatisch ähnliche Herkünfte (Nordamerika, Temperates Asien, Europa) einen großen bis überwiegenden Anteil der Arten aus (Algen 55%, Crustacea 74%, Mollusca 77%, Übrige 80%). Insbesondere der hohe Anteil europäischer Arten innerhalb der Crustacea (27%) und Mollusca (20%) ist auffallend und durch den Anteil der Arten mit ponto-kaspischer Verbreitung zu erklären. Der Anteil unbekannter gebietsfremder Herkünfte ist bei den Algen (17%), bei den Crustacea (5%) und den übrigen Arten (6%) vergleichsweise hoch.

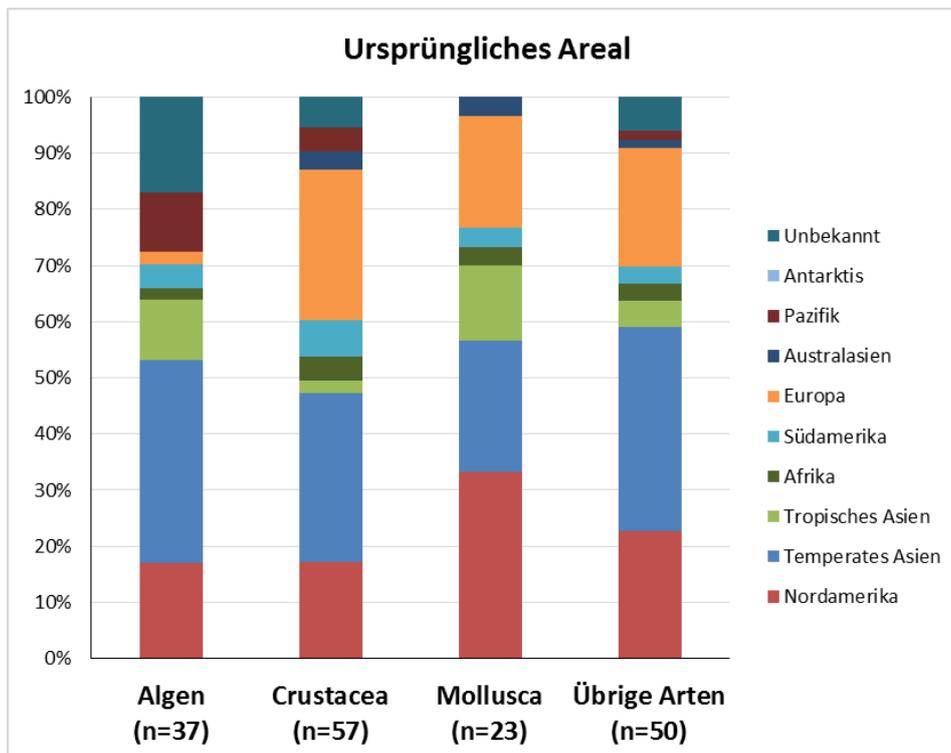


Abb. 5: Ursprüngliches Areal aktuell wild lebender gebietsfremder Algen, Crustacea (Krebstiere), Mollusca (Weichtiere) und der übrigen Gruppen (n = 167) in Deutschland (Mehrfachnennungen möglich).

Der Vergleich der geographischen Herkünfte der Arten nach dem Invasivitätspotenzial zeigt mehrere Muster (Abb. 6). Der Anteil von Arten aus Nordamerika und dem Temperaten Asien zeigt einen deutlichen Anstieg von den nicht invasiven über die potenziell invasiven hin zu den invasiven Arten (49, 55 bzw. 68%). Die Zahl der geographischen Herkünfte nimmt hin zu den invasiven Arten ab: Während bei den übrigen Arten noch fast alle 10 gewählten Regionen (inklusive Unbekannt) vertreten sind (es fehlt nur die Antarktis), setzen sich die invasiven Arten „nur“ aus fünf unterschiedlichen Herkunftsregionen zusammen, von denen der Großteil (84%) aus klimatisch ähnlichen Gebieten (Nordamerika, Temperates Asien, Europa) stammen. Dieses Muster wurde auch für die gebietsfremden Wirbeltierarten in Deutschland festgestellt (Nehring et al. 2015b). Für die gebietsfremden Gefäßpflanzen wurde eine derartige Analyse bisher nicht durchgeführt (vgl. Nehring et al. 2013a).

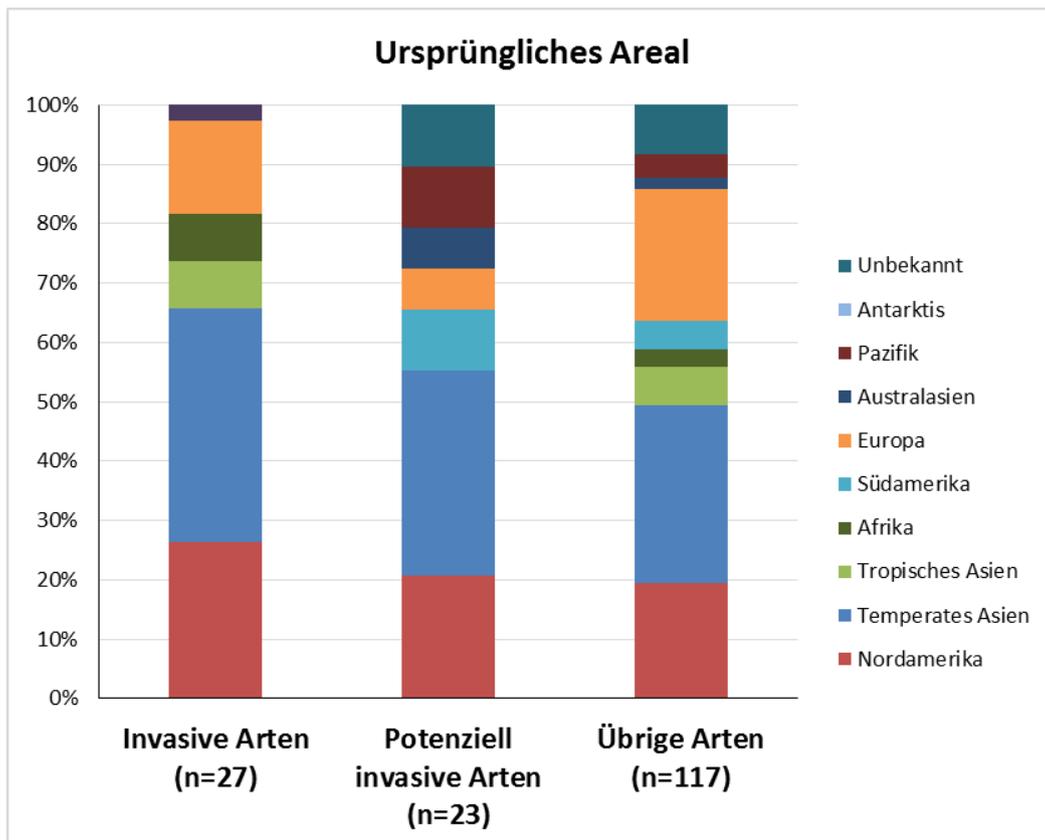


Abb. 6: Ursprüngliches Areal aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n=167) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten (Mehrfachnennungen möglich).

### 3.3 Einführungsweise

Für alle 167 aktuell wild lebend nachgewiesenen Taxa konnte die Einführungsweise bestimmt werden. Erwartungsgemäß wurden – im Unterschied zu den Wirbeltieren und Gefäßpflanzen – die meisten Arten unabsichtlich eingeschleppt (91%). 15 Arten (9%) wurden hingegen absichtlich eingeführt, von denen wiederum 8 als invasiv bewertet wurden (Abb. 7). Die acht absichtlich eingeführten, invasiven Arten sind die Pazifische Auster (*Crassostrea gigas*) und sieben Krebstiere: neben dem als Fischnährtier eingeführten Gefleckten Flußflohkrebs (*Gammarus tigrinus*) sind dies sechs Flusskrebse, die zu Speisezwecken und als Ziertiere eingeführt wurden. Alle 23 potenziell invasiven Arten wurden unabsichtlich nach Deutschland eingeschleppt. Zu den „übrigen“, absichtlich eingeführten Arten gehören zum Beispiel die unbeständigen Vorkommen des Australischen Rotscherenkrebse (*Cherax quadricarinatus*) sowie die etablierten Vorkommen der Italienischen Sumpfdackelschnecke (*Viviparus ater*) am Bodensee und in der Oberpfalz.

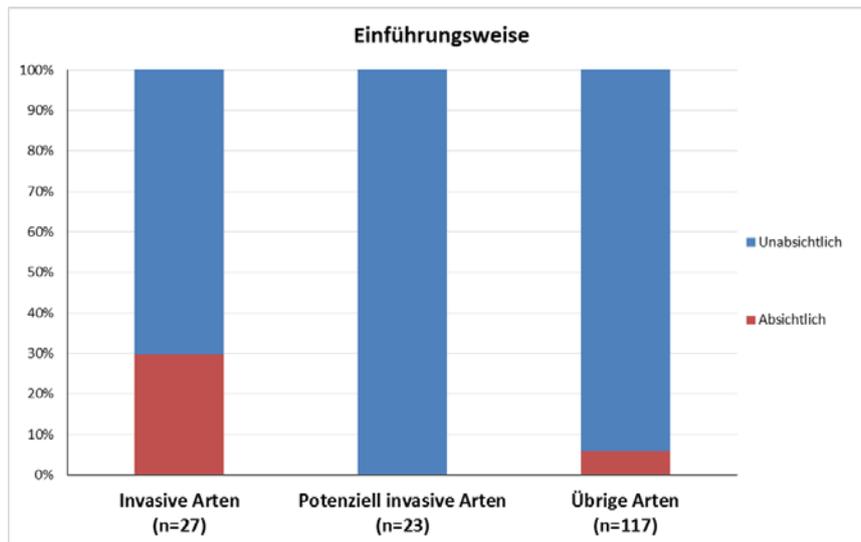


Abb. 7: Einführungsweise aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n=167) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten.

### 3.4 Einfuhrvektoren

Wie in Kap. 3.3. gezeigt, überwiegen unabsichtliche Einfuhrvektoren innerhalb der hier behandelten Organismengruppen. Dementsprechend breit und vielfältig ist die Auswertung der spezifischen Einfuhrvektoren. Acht unterschiedliche Einfuhrvektoren wurden für die Einbringung der invasiven und potenziell invasiven Arten genannt. Von überragender Bedeutung ist die Verschleppung der Organismen im Ballastwasser mit insgesamt 86 Nennungen. Dies betrifft auch invasive und potenziell invasive Arten mit 30 Nennungen (bei insgesamt 50 Arten) (Abb. 8). Bei Betrachtung aller Arten folgen der Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle) und die Verschleppung an Schiffsrümpfen als weitere wichtige Einfuhrvektoren mit knapp 50 bzw. über 30 Nennungen. Bei Beprobungen von Ballastwasser wurden in mehreren Europäischen Studien mehr als 1.000 Arten festgestellt (Gollasch et al. 2002). Ballastwasser wird in den letzten Dekaden auch in anderen Regionen als dominierender Einfuhrvektor genannt, obwohl dies historisch und regional sehr unterschiedlich sein kann (Katsanevakis et al. 2013).

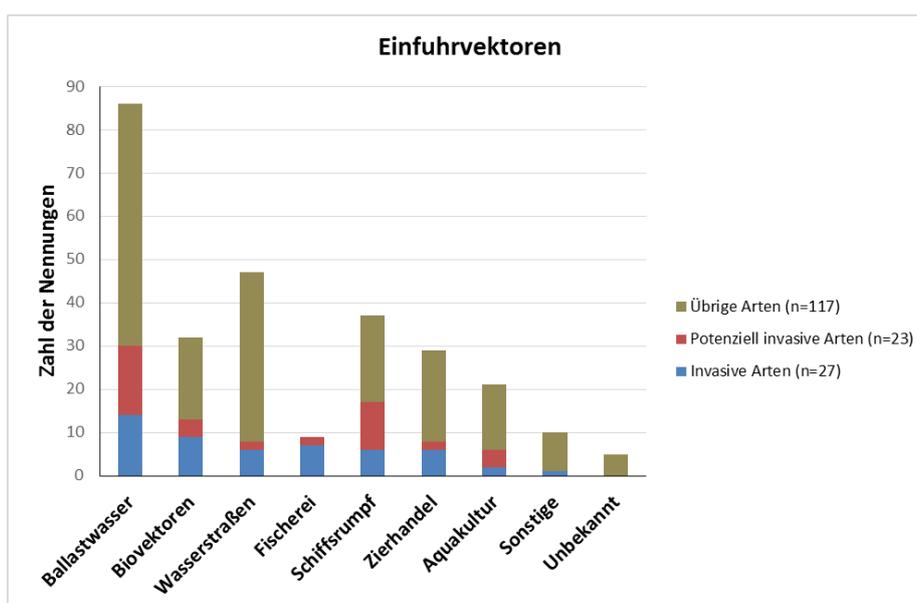


Abb. 8: Einfuhrvektoren aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n = 167) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten (Mehrfachnennungen möglich).

### 3.5 Erstnachweis

Für alle 167 aktuell wild lebenden gebietsfremden Arten konnten Daten zum Erstnachweis erhoben werden (Abb. 9).

Der zeitliche Verlauf der bekannten Erstnachweise zeigt das erste Eintreffen aquatischer gebietsfremder Arten in Deutschland im 19. Jahrhundert und einen sprunghaften Anstieg im 20. Jahrhundert. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass zwei „gebietsfremde“ Arten schon deutlich länger in deutschen Gewässern etabliert sind. Es handelt sich dabei um die nordamerikanische Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), die wahrscheinlich schon um das Jahr 1000 n.Chr. in europäische Küstengewässer gelangte. Somit gilt diese Art als Archäozoon (siehe Anhang 1). Bei der zweiten Art handelt es sich um die Schiffsbohrmuschel (*Teredo navalis*), die 1791 bei Cuxhaven dokumentiert worden ist. Die Herkunft dieser Art ist unbekannt, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln. Sie ist daher als kryptogen anzusehen (siehe Anhang 2).

Eine Abflachung der Kurve bei den invasiven Arten und bei den übrigen Arten ist im 21. Jahrhundert (2000-2016) zu erkennen. Dies ist wahrscheinlich dem noch deutlich kürzeren Beobachtungszeitraum (17 vs. 50 Jahre) geschuldet. Bemerkenswert ist, dass die Zahl der Erstnachweise von potenziell invasiven Arten im selben Beobachtungszeitraum keinen Trend zur Abflachung zeigt und schon bei nur 17 Jahren Beobachtungszeitraum weiterhin ansteigt.

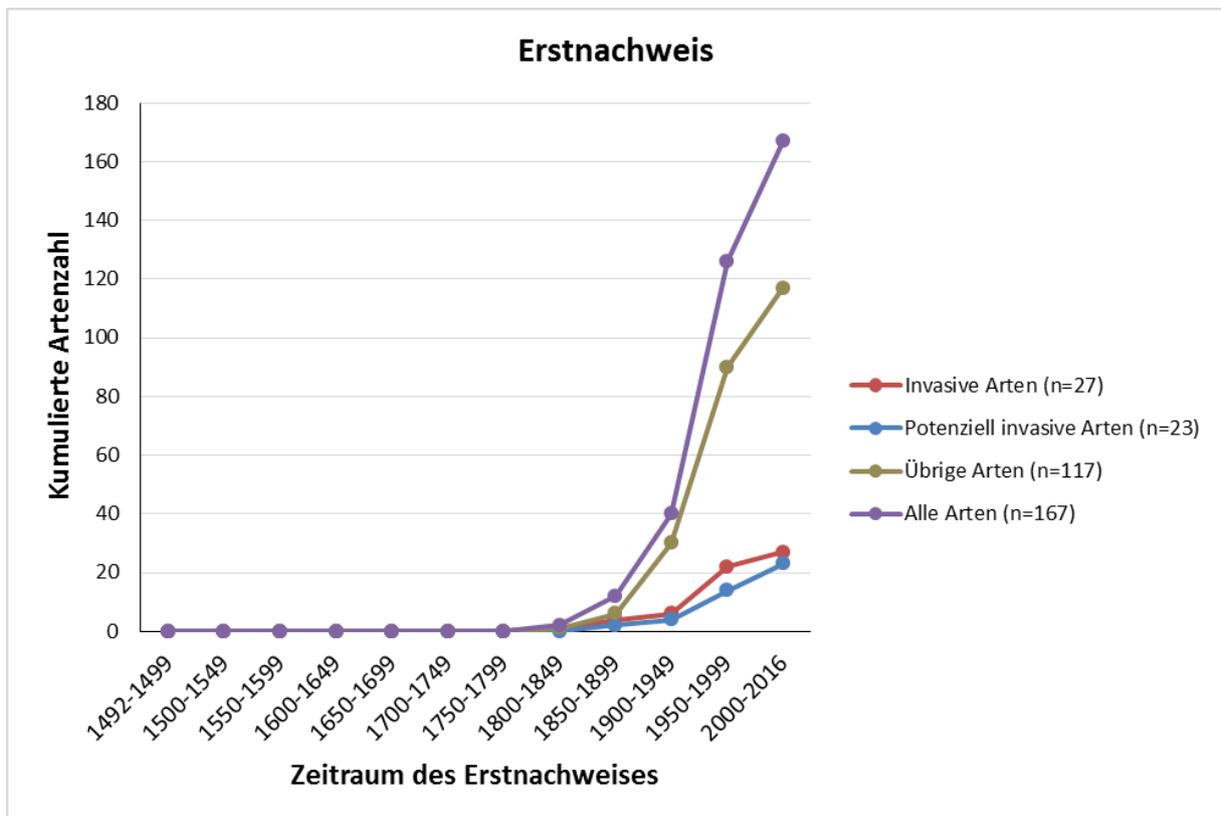


Abb. 9: Erstnachweise aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n=167) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten sowie allen Arten.

### 3.6 Zeitspanne zwischen Ersteinbringung und Erstnachweis („time lag“)

Die Ausbreitung gebietsfremder Arten erfolgt oft erst nach einer Verzögerung von mitunter langer Zeit („time lag“), für die unterschiedliche Gründe verantwortlich sein können. Langlebige Arten oder Arten mit geringer Reproduktionsleistung benötigen längere Zeiträume um Populationsstärken aufzubauen, die eine Arealerweiterung erforderlich machen. Die Untersuchungen von Kowarik (1995) haben gezeigt, dass viele Bäume und Sträucher oftmals viele Jahrzehnte, sogar Jahrhunderte benötigt haben, um nach der Einführung in die freie Natur zu gelangen. Nehring et al. (2015b) haben gezeigt, dass auch für viele gebietsfremde Wirbeltierarten oft mehrere Jahrzehnte vergehen, bevor sie erstmals in freier Natur nachgewiesen werden.

Für die hier behandelten Organismengruppen, die durchwegs eine sehr hohe Reproduktionskapazität und kurze Lebenszyklen aufweisen, war zu erwarten, dass der „time lag“ wesentlich kürzer ausgeprägt ist. Für insgesamt 49 aktuell wild lebende gebietsfremde Arten konnten entsprechende Daten erhoben werden, um den „time lag“ zu berechnen (Abb. 10). Diese Daten bestätigen eine deutlich kürzere Verzögerung zwischen den i.d.R. unabsichtlichen (vgl. Kap. 3.3) Ersteinbringungen und den Erstnachweisen, die in einzelnen Fällen auch Null Jahre beträgt.

Ähnlich wie für Wirbeltiere ist allerdings zu beobachten, dass der „time lag“ für invasive Arten (rund 5 Jahre) deutlich kürzer ist, als für potenziell invasive Arten und für die übrigen Arten (jeweils rund 11 Jahre). Bei summarischer Betrachtung aller Arten ergibt sich ein mittlerer „time lag“ für die hier untersuchten Arten von rund 10 Jahren. Dieser Mittelwert liegt somit sehr deutlich unter jenem für Gefäßpflanzen (129 Jahre, Nehring et al. 2013) und Wirbeltiere (74 Jahre, Nehring et al. 2015b). Dieser kurze „time lag“ bedeutet auch eine deutlich verkürzte Reaktionszeit für das Management von aquatischen gebietsfremden Arten. Der Wert eines Frühwarnsystems, das helfen soll, invasive gebietsfremde Arten möglichst frühzeitig zu entdecken, um gegebenenfalls Gegenmaßnahmen zu treffen, wird so besonders deutlich. Auch die kürzlich angestrebten Überlegungen und Arbeiten u.a. im Rahmen eines F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz Arten zu identifizieren, bevor sie eingeschleppt werden (z.B. durch Horizon Scanning Methoden, vgl. Rabitsch et al. 2013, Roy et al. 2015), erhalten so eine besondere Relevanz.

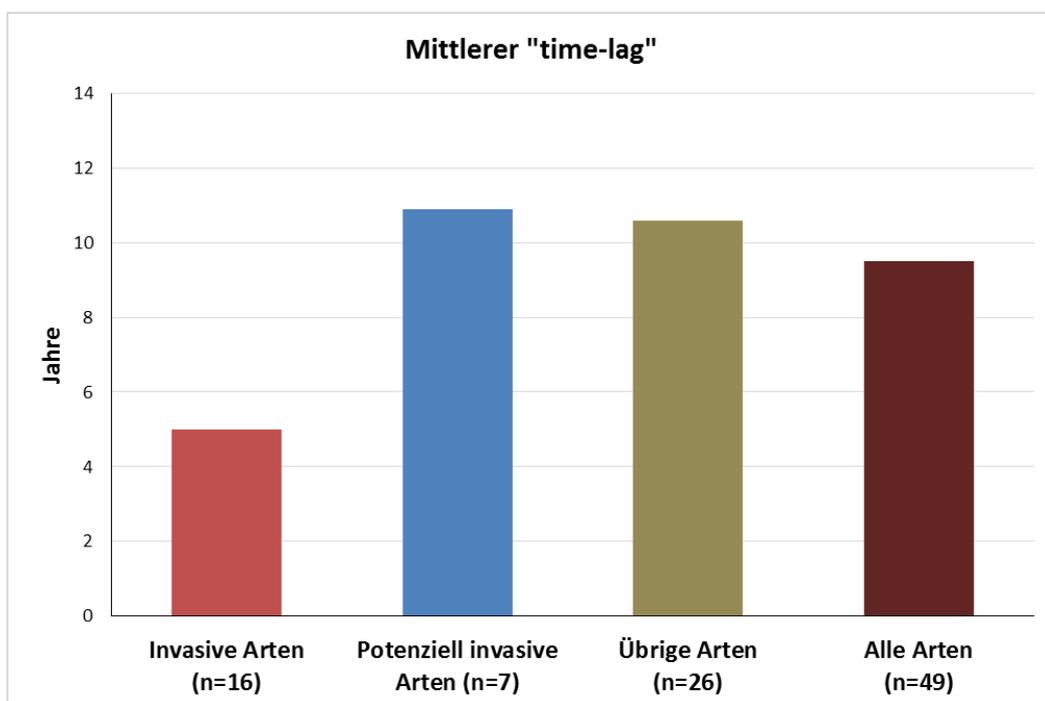


Abb. 10: Mittlere Zeitspannen zwischen Ersteinbringung nach Deutschland und Erstnachweis in freier Natur („time lag“) aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n = 49) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten sowie allen Arten.

### 3.7 Status

Tabelle 4 zeigt einen Überblick über die unterschiedlichen Statusangaben der gebietsfremden Arten in den untersuchten taxonomischen Gruppen (siehe auch Kap. 3.1). Insgesamt wurden von den 182 behandelten aktuell oder „ehemals“ in Deutschland wild lebenden gebietsfremden Arten 151 (83%) als etabliert und nur 16 als unbeständig (9%) eingestuft. Der hohe Anteil an etablierten Arten ist möglicherweise eine Folge der kürzeren Lebenszyklen der hier behandelten Organismengruppen (im Unterschied zu Bäumen oder Wirbeltieren). Nachdem die meisten Arten unabsichtlich eingeschleppt werden, ist der „time lag“ zwischen Einfuhr und erstem Auftreten in der freien Natur in der Regel stark verkürzt (siehe Kap. 3.6). Auch die Erfassungsmethoden und Erfassungsmöglichkeiten (z.B. in marinen Lebensräumen) machen die Dokumentation von unbeständigen Arten, die oftmals am Beginn der Etablierung und Ausbreitung stehen, weniger wahrscheinlich.

Tab. 4: Bilanzierung der Anzahl gebietsfremder aquatischer Arten und von Sonderfällen für die Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen (differenziert in Algen und Moose) und Wirbellose Tiere nach verwendeten Status-Kategorien (vgl. Tab. 1; siehe auch Anhang 2).

Status		Artenzahl									
		Pilze		Algen		Moose		Wirbellose Tiere		Σ	
<b>Gebietsfremde Arten</b>											
Etabliert	Invasiv	2	3	6	28	0	0	17	120	25	<b>151</b>
	Potenziell invasiv	1		4		0		15		20	
	Übrige	0		18		0		88		106	
Unbeständig	Invasiv	0	0	1	9	0	0	1	7	2	<b>16</b>
	Potenziell invasiv	0		1		0		2		3	
	Übrige	0		7		0		4		11	
Unbekannt		0		1		0		8		9	<b>15</b>
Fehlend - Beseitigt		0		1		0		0		1	
Fehlend - Erloschen		0		1		0		4		5	
Σ		3		41		0		138		<b>182</b>	
<b>Sonderfälle</b>											
Fehlend (erster Nachweis)		0		0		0		8		<b>8</b>	
Kryptogen		1		15 + 1		2		18		<b>37</b>	

Die naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen spiegeln dieses Muster wider (Abb. 11): Von den 50 invasiven und potenziell invasiven sind nur fünf unbeständig (10%). Vier dieser unbeständigen Arten (die Algen *Antithamnionella spirographidis* und *Undaria pinnatifida* sowie das Moostierchen *Tricellaria inopinata* und das Manteltier *Didemnum vexillum*) sind erst seit wenigen Jahren für Deutschland bekannt und stehen vermutlich am Beginn der Etablierung und Ausbreitung. Die Blaukrabbe *Callinectes sapidus* ist zwar schon länger für Deutschland bekannt, gilt in den Niederlanden bereits als etabliert, nicht aber in Deutschland. Von den übrigen 117 aktuell wild lebenden Arten treten derzeit nur elf (9%) unbeständig in der freien Natur auf.

Für neun gebietsfremde Arten ist zurzeit nicht bekannt, ob sie noch wild lebend in deutschen Gewässern vorkommen. Eine Art, der Japanische Blatttang *Saccharina japonica*, wurde für Forschungszwecke im März 1980 vor Helgoland ausgebracht, im September desselben Jahres aber wieder vollständig entfernt (Bolton et al. 1983). Fünf Arten sind auf natürliche oder unbekannte Weise wieder verschwunden, nachdem die Arten über einen längeren Zeitraum in der freien Natur vorgekommen sind. Die Rotalge *Devaleraea ramentacea* wurde 1975 für Freilandversuche vor Helgoland ausgebracht, überlebte aber die warmen Sommertemperaturen nicht dauerhaft und wurde (vermutlich) seit 1979 nicht mehr nachgewiesen (Munro et al. 1999). Die anderen vier Arten sind Vertreter der Nesseltiere: Die Einschleppung der aus

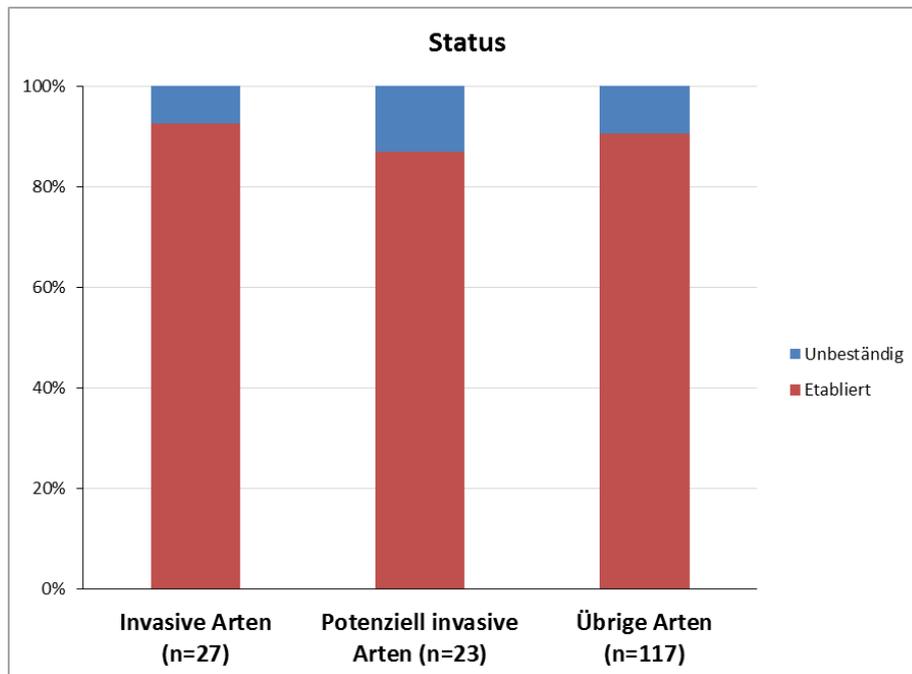


Abb. 11: Prozentualer Anteil der Statusangaben aktuell wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere ( $n = 167$ ) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten.

antarktischen Gewässern stammenden *Bougainvillia macloviana* erfolgte vermutlich im 19. Jh., sporadische Nachweise sind im Helgoländer Plankton und vor Ostfriesland zwischen 1895 und 1949 bekannt (Nehring & Leuchs 1999, Lackschewitz et al. 2015). Die Sonnenrose *Cereus pedunculatus* ist erstmals 1921 an der deutschen Nordseeküste bei Büsum aufgetreten, *Gonionemus vertens* wurde wahrscheinlich mit Flugzeugen während des 2. Weltkrieges aus Norwegen eingeschleppt und von 1947 bis 1949 im Rantumbecken auf Sylt gefunden. *Pachycordyle navis*, deren ursprüngliches Areal noch zu klären ist, wurde 1960 an der Holtenauer Schleuse des Nord-Ostsee-Kanals (Kieler Förde) gefunden. Alle vier Arten gelten nach Lackschewitz et al. (2015) als in Deutschland ausgestorben.

Acht Arten wurden bislang nur über kurze Zeiträume in der freien Natur außerhalb menschlicher Obhut und Pflege nachgewiesen und daher aktuell nicht als in Deutschland wild lebend bewertet. Es sind dies zwei Libellen, zwei Weichtiere, der Pfeilschwanzkrebs, der Amerikanische Hummer, ein Moostierchen und ein Ringelwurm (Details siehe Anhang 2). Die aus Asien stammende Libelle *Ceragrion cerinorubellum* und die paläotropisch verbreitete Senegal-Pechlibelle *Ischnura senegalensis* wurden vermutlich mit Wasserpflanzen wiederholt nach Europa eingeschleppt, konnten sich aber (noch?) nicht über einen längeren Zeitraum halten. Erstere wurde einmal im Leipziger Stadtgebiet festgestellt (Kipping 2006), letztere bereits an verschiedenen Standorten (Benken & Komander 2011, Lambertz & Schmied 2011). Die zu den Küstenschnecken (Ellobiidae) zählende *Leucophytia bidentata* wurde bisher einmal im Freiland (1997 im Felswatt bei Helgoland) gefunden (Eggers & Förster 1999). Die Einfuhrvektoren sind unbekannt, auch eine natürliche Arealerweiterung dieser im Nordostatlantik und dem Zentralen Ostatlantik heimischen Art, ist denkbar. Die aus Mittel- und Südamerika stammende und im Aquarienhandel beliebte Blaugraue Apfelschnecke *Pomacea glauca* wird vermutlich regelmäßig ausgesetzt und ist nur für kurze Zeit im Freiland überlebensfähig. Seit 2012 sind Einfuhr, Handel, Besitz und Zucht EU-weit verboten (EU 2012). Pfeilschwanzkrebse wurden erstmals in den 1860er Jahren aus New York für den Aquarienhandel importiert (Nehring & Leuchs 1999). Im August 1866 wurden Tiere bei Helgoland freigesetzt (Lloyd 1874), Einzeltiere werden unregelmäßig in Deutschland gefunden (z.B. Gollasch 2005). Im Sommer 2014 wurde ein Exemplar eines vermutlich kurze Zeit zuvor freigesetzten Amerikanischen Hummers (*Homarus americanus*) in der Lübecker Bucht durch einen Berufsfischer gefangen. Das Herkunftsgebiet des gebietsfremden Moostierchens *Watersipora subtorquata* ist nicht genau bekannt. Es wurde vermutlich mit Austern nach Europa eingeschleppt und 2012 mit verdrifteten Makroalgen an die deutsche Nordseeküste angeschwemmt (Kuhlenkamp & Kind 2013). Auch der vermutlich aus dem Mittelmeerraum stammende Ringelwurm *Pileolaria militaris* wurde 2012 auf einer Braunalge auf Helgoland angetrieben.

### 3.8 Lebensraum

Eine Zuordnung der aktuell wild lebenden gebietsfremden Arten der hier behandelten taxonomischen Gruppen zu marinen (86 Nennungen) bzw. limnischen (91 Nennungen) Lebensräumen sowie den brackigen Übergangsbereichen (64 Nennungen) – unter Berücksichtigung von möglichen Mehrfachnennungen – ergibt ein sehr ausgewogenes Bild. Die Differenzierung der Lebensraumbindung nach Invasivität zeigt hingegen Unterschiede: Die meisten invasiven Arten leben im Süßwasser, dicht gefolgt von Brackwasser. Im Meerwasser leben nur relativ wenige invasive Arten (Abb. 12). Im Unterschied dazu leben die meisten der potenziell invasiven Arten im Meerwasser und die wenigsten im Süßwasser.

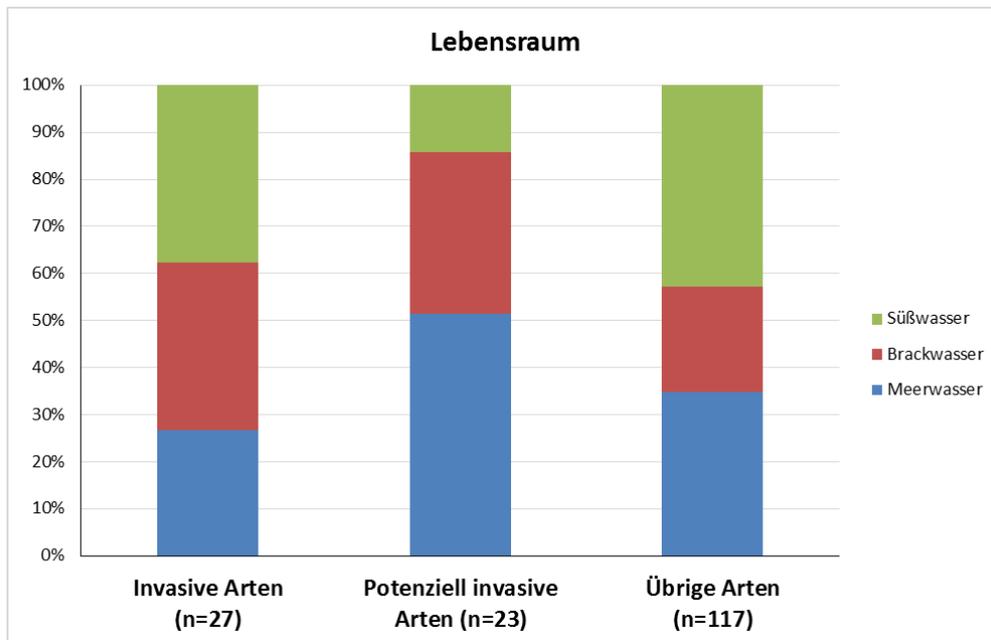


Abb. 12: Vorkommen von aktuell wild lebenden gebietsfremden aquatischen Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere ( $n = 167$ ) in verschiedenen Lebensraumtypen in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten (Mehrfachnennungen möglich).

### 3.9 Aktuelle Verbreitung

Der Großteil der naturschutzfachlich relevanten Arten ist weit verbreitet: 78% der invasiven Arten und 61% der potenziell invasiven Arten (Abb. 13). Alle großräumig verbreiteten, invasiven Arten wurden der Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung folgend in die Managementliste gestellt. Dies bedeutet, dass ein Management in der Regel nur lokal oder regional sinnvoll ist und darauf abzielen sollte, den negativen Einfluss dieser invasiven Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (siehe auch BNatSchG § 40 Abs. 3 Satz 2). Bei kleinräumig verbreiteten Arten entscheidet die Verfügbarkeit von Sofortmaßnahmen über die Listenzugehörigkeit: Bei Vorhandensein von erfolgversprechenden Maßnahmen folgt eine Zuordnung in die Aktionsliste: Für diese Arten wäre das sofortige Einleiten und Umsetzen von Maßnahmen zur Beseitigung erforderlich (siehe auch BNatSchG § 40 Abs. 3 Satz 1). In der vorliegenden Bearbeitung wurden vier solche Arten identifiziert: die Alge *Undaria pinnatifida*, der Kalikokrebs *Orconectes immunis* und der Marmorkrebs *Procambarus fallax* f. *virginialis* sowie das Manteltier *Didemnum vexillum*. Für die beiden anderen kleinräumig vorkommenden invasiven Algenarten (*Fucus evanescens*, *Pseudochattonella verruculosa*) fehlen erfolgversprechenden Sofortmaßnahmen für eine vollständige Beseitigung, so dass die Arten der Managementliste zugeordnet wurden.

Die potenziell invasiven Arten sind etwas weniger häufig großräumig verbreitet. Ein Muster, dass auch bei den Wirbeltieren festgestellt wurde (Nehring et al. 2015b). Dieser Trend setzt sich bei den übrigen Arten fort, die prozentual den geringsten Anteil an weit verbreiteten Arten aufweisen. Arten, deren aktuelle Verbreitung unbekannt ist, finden sich nur in dieser Gruppe.

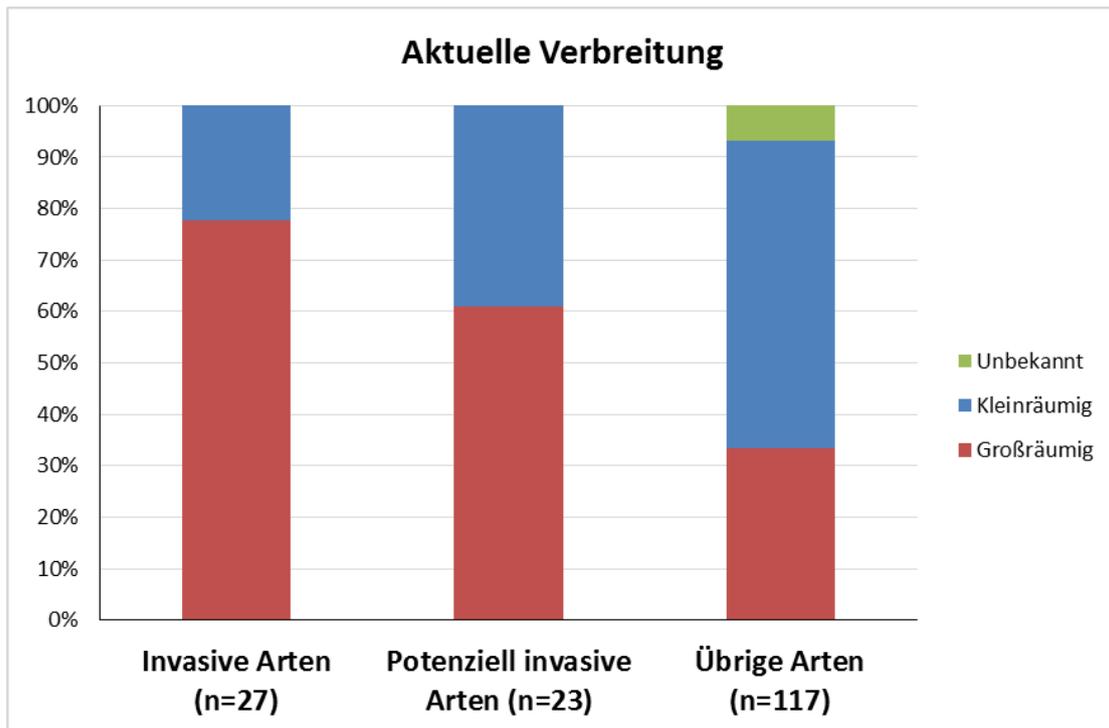


Abb. 13: Aktuelle Verbreitung von aktuell wild lebenden gebietsfremden aquatischen Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n = 167) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten, potenziell invasiven Arten und den übrigen Arten.

### 3.10 Aktueller Ausbreitungsverlauf

Angaben zum aktuellen Ausbreitungsverlauf liegen nur für invasive und potenziell invasive Arten vor (Abb. 14). Knapp über vierzig Prozent der invasiven Arten und 22% der potenziell invasiven Arten zeigen eine expansive Ausbreitung in den letzten 10-25 Jahren in Deutschland.

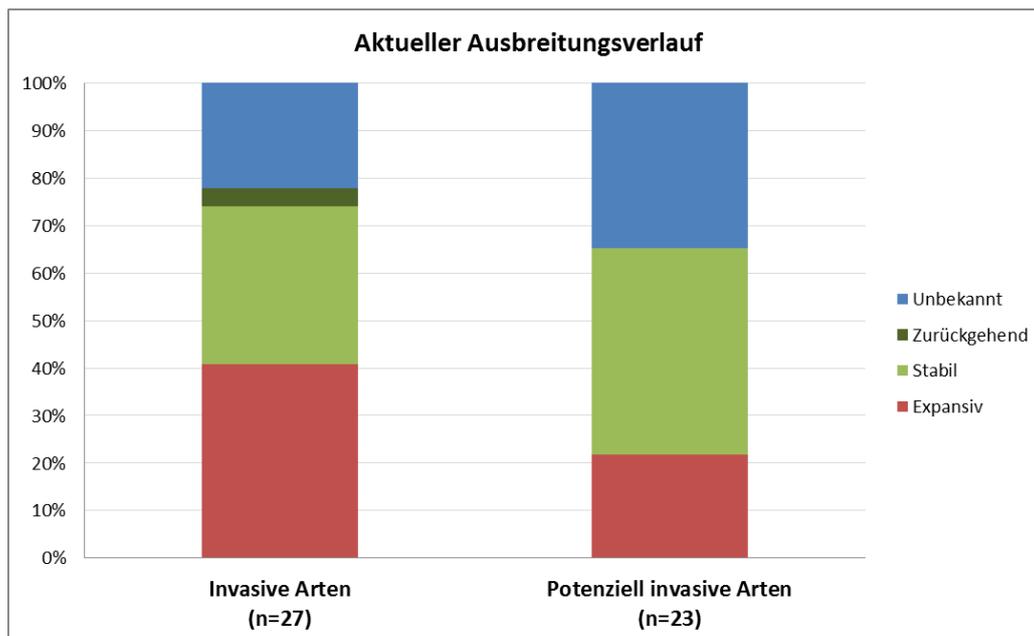


Abb. 14: Aktueller Ausbreitungsverlauf von wild lebenden gebietsfremden aquatischen Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n = 50) in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten und potenziell invasiven Arten.

Ähnliche Anteile wurden auch für gebietsfremde Wirbeltiere festgestellt. Während die Anteile von Arten mit unbekanntem Ausbreitungsverlauf (22-35%) deutlich höher liegen als jene für Wirbeltiere (ca. 10%), ist umgekehrt in der vorliegenden Bearbeitung nur für eine Makrozoobenthosart (*Gammarus tigrinus*) ein zurückgehender Trend vorhanden (vgl. Nehring et al. 2015b). Es ist daher anzunehmen, dass die belegten oder potenziellen negativen Auswirkungen durch die hier bewerteten invasiven und potenziell invasiven Arten in Zukunft eher zunehmen als abnehmen werden. In einigen Fällen, besonders bei potenziell invasiven Arten, dürfte die Ausbreitung zusätzlich durch den Klimawandel gefördert werden (siehe Kap. 3.12). Für die potenziell invasiven Arten ist ein Monitoring ihrer Bestandsentwicklung und des aktuellen Ausbreitungsverlaufs sowie der von ihnen ausgehenden Gefährdungen notwendig (siehe auch BNatSchG § 40 Abs. 2), um frühzeitig fachliche Grundlagen für die eventuell notwendige Umsetzung von Maßnahmen zu haben. Für einen bedeutenden Anteil der Arten (33-43%) ist keine oder nur eine geringe aktuelle Ausbreitung bekannt.

### 3.11 Gefährdung der Biodiversität

In der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten“ (Version 1.3) werden beim Hauptkriterium „Gefährdung der Biodiversität“ fünf Kriterien unterschieden: Interspezifische Konkurrenz, Prädation und Herbivorie, Hybridisierung, Krankheits- und Organismenübertragung sowie Negative ökosystemare Auswirkungen (Nehring et al. 2015a).

In Abb. 15 wird das Zutreffen dieser Kriterien für die insgesamt 27 invasiven Arten dargestellt, getrennt für die drei „Großgruppen“ (Pilze, Niedere Pflanzen, Wirbellose Tiere). Bei den Niederen Pflanzen (vertreten sind nur Algen) und den Wirbellosen Tieren dominiert interspezifische Konkurrenz um natürliche Ressourcen als Gefährdungsursache, gefolgt von Krankheits- und Organismenübertragung und negativen ökosystemaren Auswirkungen. Die beiden invasiven Pilzarten haben als Pathogene direkte negative Auswirkungen auf die Wirtsarten, weshalb diese Effekte in das Kriterium „Prädation und Herbivorie“ gestellt wurden. Hybridisierung als Gefährdungsursache spielt bei den hier behandelten Arten keine wesentliche Rolle.

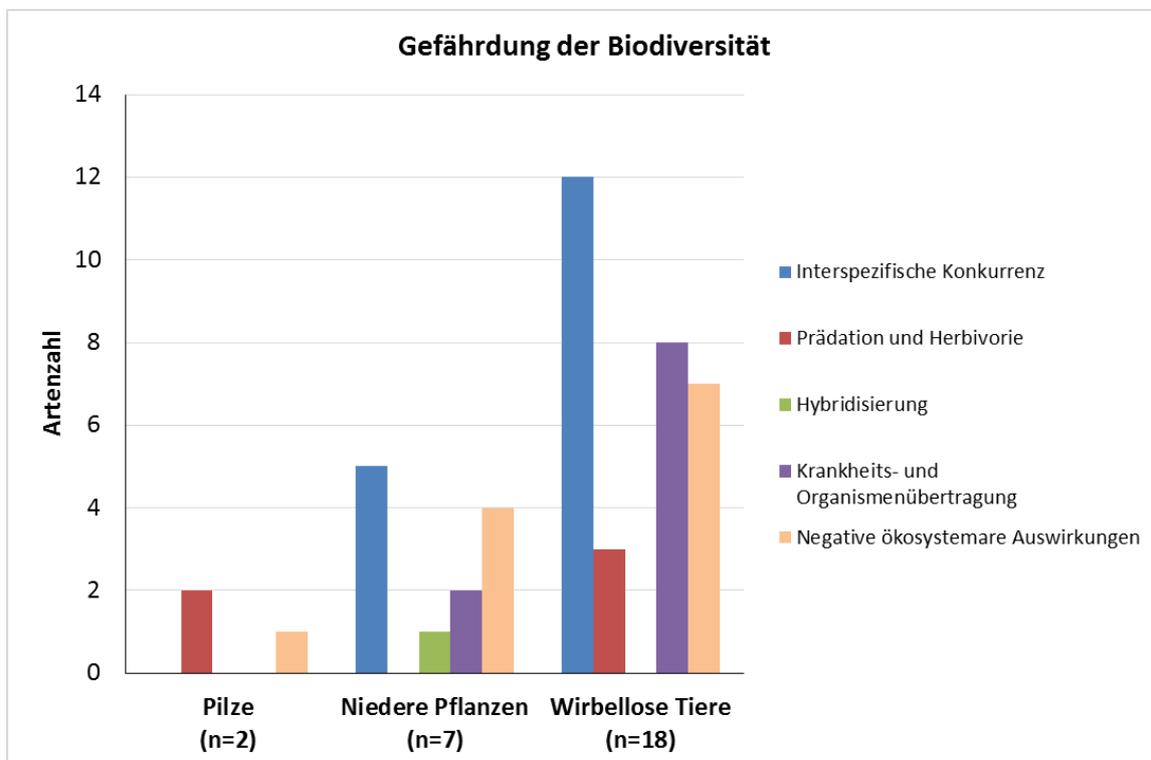


Abb. 15: Gefährdung der Biodiversität durch wild lebende invasive aquatische Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n = 27) in Deutschland, differenziert nach den in der Methodik aufgeführten fünf Kriterien (vgl. Nehring et al. 2015a); gezeigt wird die Anzahl der Arten, für die bei den jeweiligen Kriterien eine Gefährdung belegt ist, d.h. pro Art können auch mehrere Kriterien zutreffen (siehe Steckbriefe zu den Arten in Teil III).

### 3.12 Förderung durch Klimawandel

Rund ein Drittel (37%) der invasiven Arten und mehr als die Hälfte (52%) der potenziell invasiven Arten werden vermutlich durch den Klimawandel gefördert (Abb. 16). Die bedeutende Rolle des anthropogenen Klimawandels, insbesondere von Temperaturerhöhungen, für biologische Invasionen wurde mehrfach gezeigt (z.B. Hellmann et al. 2008, Walther et al. 2009). Es muss aber ausdrücklich darauf hingewiesen werden, dass diese Bewertungen durch Experten zum Teil mit hohen Unsicherheiten behaftet sind. So ist auch der bedeutende Anteil von Arten, für die keine Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels möglich ist, erklärbar (44 bzw. 43%). Für fünf invasive Arten (19%) und eine potenziell invasive Art (4%) ist gegenwärtig keine Förderung durch den Klimawandel erkennbar. Dazu zählen z.B. einige Flusskrebsarten (*Astacus leptodactylus*, *Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus*) für die Modelle eine Arealabnahme in Europa prognostizieren (Capinha et al. 2013).

Die Förderung durch den Klimawandel – bei allen Unsicherheiten – lässt erwarten, dass sich als Folge der prognostizierten Erwärmung mehrere Arten weiter ausbreiten und sich bisher nur unbeständig auftretende Arten etablieren können. Die Süßwassergarnele *Neocaridina davidi* konnte sich in erwärmten Gewässerabschnitten (Kraftwerksableitung) etablieren, die weitere Ausbreitung in andere Gewässerabschnitte scheint aber möglich (Klotz et al. 2013).

Auch wenn eine klare Korrelation zwischen der Luft- und der Wassertemperatur besteht, sind die Auswirkungen des Klimawandels auf aquatische Lebensräume komplex und insbesondere veränderte Niederschlagsmuster und Abflussverhältnisse in Süßwasser-Lebensräumen von besonderer Relevanz (z.B. Skeffington et al. 2010). Auch in marinen Lebensräumen macht sich der Klimawandel bemerkbar und hat zu Veränderungen der Artenzusammensetzung geführt (z.B. Nehring 1998, Wiltshire et al. 2010).

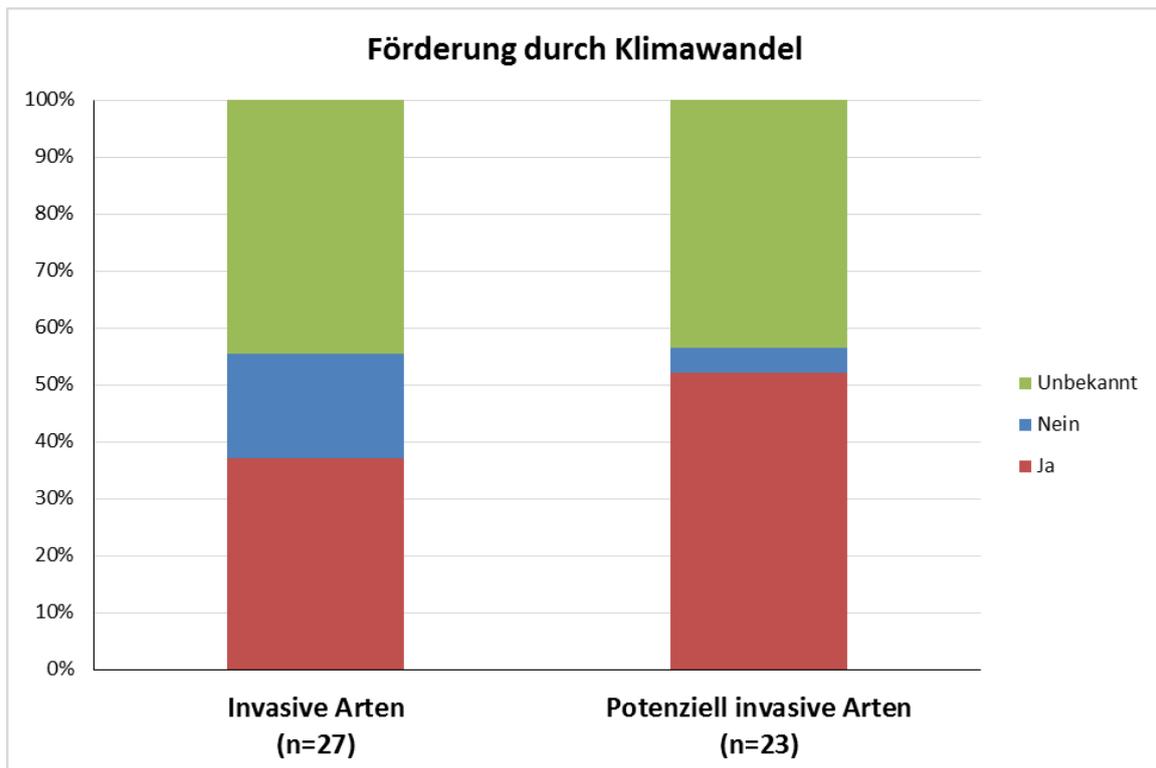


Abb. 16: Förderung wild lebender gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (n = 50) durch den Klimawandel in Deutschland, differenziert nach invasiven Arten und potenziell invasiven Arten.

## 4 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung (NIB) bietet ein nachvollziehbares und überprüfbares Instrument zur Risikoabschätzung negativer Auswirkungen gebietsfremder Arten auf die heimische Biodiversität (Nehring et al. 2015a). Somit wird eine Grundlage für die Vorgaben des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) geschaffen, jene Arten zu identifizieren, gegen die bestimmte Managementmaßnahmen getroffen werden sollten. Die Risikobewertung liefert dazu die fachlichen Grundlagen. Die tatsächliche Entscheidung über zu treffende Maßnahmen berücksichtigt in der Regel zusätzliche Aspekte, wie z.B. die Kosteneffizienz der Maßnahmen oder Nutzerinteressen, und erfolgt als nachgeschalteter Abstimmungsprozess.

Mit dem Inkrafttreten der EU Verordnung 1143/2014 am 1. Januar 2015 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten liegt seit kurzem eine neue Grundlage zum Umgang mit gebietsfremden Arten vor. Die Verordnung enthält auch eine Beschreibung der Anforderungen einer Risikobewertung für gebietsfremde Arten „von unionsweiter Bedeutung“. Die NIB erfüllt nicht alle diese Anforderungen, eine Anpassung der Methodik ist jedoch Gegenstand eines neuen F+E-Vorhabens und derzeit in Bearbeitung.

Die vorliegende Bearbeitung behandelt **gebietsfremde aquatische Arten aus den Organismengruppen der Pilze, Niederen Pflanzen (Algen, Moose) und Wirbellosen Tiere**. Die Situation der hier behandelten aquatischen Arten in Deutschland stellt sich anhand der durchgeführten Auswertungen wie folgt dar:

### Anzahl gebietsfremder aquatischer Arten und Invasivität

1. Es werden insgesamt 190 gebietsfremde aquatische Arten (Neobiota) aufgelistet, die bisher in deutschen Gewässern nachgewiesen werden konnten. Davon entfallen 40 Arten auf „Algen“, drei auf „Pilze“ und 147 auf Wirbellose. Innerhalb der Wirbellosen machen die Krebstiere (Crustacea) mit 62 Arten und die Weichtiere (Mollusca) mit 26 Arten den größten Anteil aus.
2. Eine einzige Art, die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), wurde als alteingebürgerte Art (Archäozoon) bewertet.
3. Für weitere 37 Arten kann derzeit ihre Herkunft fachlich nicht sicher als gebietsfremd oder heimisch beurteilt werden. Diese Arten gelten momentan als kryptogen.
4. Der Großteil der gebietsfremden aquatischen Arten (151) ist etabliert, d.h. sie bilden dauerhafte Populationen in der freien Natur. 16 Arten treten derzeit unbeständig auf, für weitere 9 Arten ist der Status unbekannt und für 14 Arten treffen verschiedene Sonderfälle zu, z.B. zwischenzeitlich erloschene Vorkommen oder nur sehr kurzfristige Vorkommen in der freien Natur. Die nachfolgenden Angaben berücksichtigen nur etablierte und unbeständige gebietsfremde Arten.
5. Im Rahmen der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen wurden 27 gebietsfremde aquatische Arten als invasiv bewertet (7 Algen, 2 Pilze, 18 Wirbellose), d.h. es ist belegt, dass sie eine Gefährdung der biologischen Vielfalt darstellen. 23 Arten wurden in die Unterkategorie „Managementliste“ eingestuft. Das bedeutet, dass ein Management in der Regel nur lokal oder regional sinnvoll ist und darauf abzielen sollte, den negativen Einfluss dieser invasiven Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (siehe auch BNatSchG § 40 Abs. 3 Satz 2).
6. Vier gebietsfremde Arten wurden in die Unterkategorie „Aktionsliste“ gestellt: die Alge *Undaria pinnatifida*, der Kalikokrebs *Orconectes immunis* und der Marmorkrebs *Procambarus fallax f. virginalis* sowie das Manteltier *Didemnum vexillum*. Für diese Arten ist das sofortige Einleiten und Umsetzen von Maßnahmen zur Beseitigung erforderlich (siehe auch BNatSchG § 40 Abs. 3 Satz 1). Eine Umsetzung dieser Maßnahmen steht für beide Krebse auch im Einklang mit der EU-Verordnung 1143/2014.
7. Im Rahmen der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen wurden 23 gebietsfremde aquatische Arten als potenziell invasiv bewertet (5 Algen, 1 Pilz, 17 Wirbellose), d.h. es liegen begründete Annahmen für eine Gefährdung der biologischen Vielfalt vor. 17 Arten wurden in die Unterkategorie „Handlungsliste“ eingestuft, d.h. für diese Arten sind eine Überwachung ihrer Bestandsentwicklung und der von ihnen ausgehenden Gefährdung sowie die Umsetzung vorbeugender Maßnahmen notwendig. 6 Arten wurden in die Unterkategorie „Beobachtungsliste“ eingestuft, d.h. für diese Arten ist die Überwachung der aktuellen Entwicklung (Monitoring) erforderlich (siehe auch BNatSchG § 40 Abs. 2).

## **Herkunftsregionen und Ausbreitungswege**

8. Klimatisch ähnliche Herkunftsregionen (Nordamerika, Temperates Asien, Europa) machen den überwiegenden Anteil an Ursprungsgebieten der gebietsfremden aquatischen Arten aus (Algen 55%, Krebstiere 74%, Weichtiere 77%, Übrige 80%), dies gilt auch für die invasiven und potenziell invasiven Arten. Der hohe Anteil europäischer Arten erklärt sich aus Arten mit ponto-kaspischer Herkunft.
9. Die meisten gebietsfremden aquatischen Arten (91%) wurden unabsichtlich eingeschleppt. Nur 13 Arten wurden absichtlich eingeführt, von denen acht als invasiv bewertet wurden (die Pazifische Auster *Crassostrea gigas*, der Gefleckte Flußflohkrebs *Gammarus tigrinus* und sechs Flusskrebsarten).
10. Die unabsichtliche Verschleppung im Ballastwasser wird als häufigster Einfuhrvektor genannt. Dies gilt auch für invasive und potenziell invasive Arten. Es folgen die Ausbreitung und der Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle) und die Verschleppung an Schiffsrümpfen als weitere wichtige Einfuhrvektoren.
11. Der zeitliche Verlauf der Erstnachweise zeigt das erste Eintreffen gebietsfremder aquatischer Arten in Deutschland im 19. Jahrhundert und einen sprunghaften Anstieg im 20. Jahrhundert. Eine Abflachung der Kurve bei den invasiven Arten ist im 21. Jahrhundert zu erkennen, deren Ursache noch nicht sicher erklärt werden kann. Die Zahl der Erstnachweise von potenziell invasiven Arten zeigt im selben Beobachtungszeitraum keinen Trend zur Abflachung und steigt weiterhin an.
12. Die Zeitspanne zwischen Ersteinführung nach Deutschland und Erstnachweis in freier Natur („time lag“) ist für die hier behandelten Organismengruppen sehr kurz. Sie beträgt im Mittel rund 10 Jahre und ist bei invasiven aquatischen Arten deutlich kürzer (rund 5 Jahre).
13. Die kurze Zeitspanne zwischen Ersteinführung und Erstnachweis bedeutet eine verkürzte Reaktionszeit für das Management von gebietsfremden Arten. Die Einrichtung eines Frühwarnsystems zur frühzeitigen Entdeckung invasiver gebietsfremder Arten ist notwendig, um diese Reaktionszeit zu verlängern.

## **Lebensräume und großräumige Verbreitung**

14. Die Differenzierung der Lebensraumbindung nach Invasivität zeigt, dass die meisten invasiven aquatischen Arten im Süßwasser leben, während der Anteil der potenziell invasiven Arten im Meerwasser überwiegt.
15. Der Großteil der naturschutzfachlich relevanten aquatischen Arten ist großräumig verbreitet (78% der invasiven Arten, 61% der potenziell invasiven Arten). Alle großräumig verbreiteten invasiven Arten wurden in die Managementliste gestellt. Das bedeutet, dass ein Management in der Regel nur lokal oder regional sinnvoll ist und darauf abzielen sollte, den negativen Einfluss dieser invasiven Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren.

## **Auswirkungen und zukünftige Ausbreitung**

16. Rund vierzig Prozent der invasiven aquatischen Arten und 22% der potenziell invasiven Arten zeigen eine expansive Ausbreitung in den letzten 10-25 Jahren in Deutschland. Es ist daher anzunehmen, dass die belegten oder potenziell negativen Auswirkungen durch die hier bewerteten invasiven und potenziell invasiven Arten in Zukunft eher zunehmen als abnehmen werden. Für die potenziell invasiven Arten ist ein Monitoring ihrer Bestandsentwicklung und des aktuellen Ausbreitungsverlaufs sowie der von ihnen ausgehenden Gefährdungen umzusetzen, um frühzeitig fachliche Grundlagen für die eventuell notwendige Umsetzung von Gegenmaßnahmen zur Verfügung zu haben.
17. Bei Algen und Wirbellosen dominiert interspezifische Konkurrenz um natürliche Ressourcen als Gefährdungsursache, gefolgt von Krankheits- und Organismenübertragung und negativen ökosystemaren Auswirkungen. Die beiden invasiven Pilzarten haben als Pathogene direkte negative Auswirkungen auf die Wirtsarten. Hybridisierung als Gefährdungsursache spielt bei den hier behandelten Arten keine wesentliche Rolle.
18. Rund ein Drittel (37%) der invasiven aquatischen Arten und mehr als die Hälfte (52%) der potenziell invasiven Arten werden vermutlich durch den Klimawandel gefördert. Für einen bedeutenden Anteil der Arten ist keine Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels möglich.

## 5 SUMMARY AND CONCLUSIONS

The German method of risk assessment for alien species (formerly known as GABLIS, the German-Austrian Black List Information System, Essl et al. 2011) aims to provide a comprehensible and verifiable method to assess the risks of negative impacts of alien species on native biodiversity (Nehring et al. 2015a). It provides the scientific basis for the regulations specified in the federal law on nature protection (Bundesnaturschutzgesetz, BNatSchG) to identify those alien species which should be targeted by management actions. The decision on management actions usually take into account additional aspects, such as cost efficiency and interests between different users of alien species.

On the first of January 2015 the EU Regulation 1143/2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species entered into force. It contains some new rules for dealing with invasive alien species at the EU-level and at the national level. The regulation includes a description of the “standard” of a risk assessment to identify invasive alien species as a “species of Union concern”. The current German method of risk assessment (version 1.3) does not yet fulfill all these standards, but another project which is currently running aims to develop an update that is fully compliant with the specifications of the regulation.

The present report covers all **alien aquatic species within different taxonomic groups: lower plants (algae, bryophytes), fungi, and invertebrates** which have been recorded in German waters. The main results of this report are the following:

### Recorded number of alien aquatic species and their invasion status

1. In total, 190 alien aquatic species (Neobiota) are listed which have been recorded in German waters so far. Thereof, 40 species algae, three fungi, and 147 invertebrates. Within invertebrates, the dominant groups are crustaceans (62 species) and molluscs (26 species).
2. One species, the Soft-shell clam (*Mya arenaria*), was considered being an old introduction (Archäozoon).
3. For another 37 species it is not possible to assess their origin reliably, and to tell whether they are alien or indigenous species. These species are considered as cryptogenic.
4. Most alien aquatic species are established (151), i.e. they are permanently reproducing in the wild. About 16 species are considered casual, the status of nine species is currently unknown. Another 14 species are particular cases, e.g. extinct populations or only short-term occurrences in the wild. The following information only includes established and casual alien species.
5. Assessments revealed that 27 alien aquatic species are invasive (7 algae, 2 fungi, 18 invertebrates), i.e. there is evidence that these species cause harm to native biodiversity. About 23 species were assigned to the „Management List“, i.e. management is considered feasible only at the local or regional scale and should focus on minimizing the negative impact on e.g. protected species or habitats (see BNatSchG § 40 para. 3 sent. 2).
6. Four alien species were assigned to the „Action List“: algae *Undaria pinnatifida*, calico crayfish *Orconectes immunis* and marbled crayfish *Procambarus fallax* f. *virginalis* as well as tunicate *Didemnum vexillum*. These species should be eradicated immediately (see BNatSchG § 40 para. 3 sent. 1), which is for both crayfishes in accordance with the EU regulation 1143/2014.
7. Assessments revealed that 23 alien aquatic species are potentially invasive (5 algae, 1 fungus, 17 invertebrates), i.e. there is a high probability that these species cause harm to native biodiversity. About 17 species were assigned to the „Watch List“, i.e. surveillance of their populations and impacts are recommended. About 6 species were assigned to the „Operation List“, i.e. monitoring of their current populations is recommended (see BNatSchG § 40 para. 2).

### Origin and pathways

8. Most alien aquatic species have similar areas of origin (North America, temperate Asia, Europe), (algae 55%, crustaceans 74%, molluscs 77%, others 80%), including invasive and potentially invasive species. The large number of European species can be explained by species originating from the ponto-caspian region.
9. Most alien aquatic species (91%) have been introduced unintentionally. Only 13 species have been introduced intentionally, of which eight were found to be invasive according to the assessment (Pacif-

ic oyster *Crassostrea gigas*, the amphipod *Gammarus tigrinus* and six crayfish species).

10. The unintentional translocation with ballast water prevails is the most important pathway for the introduction of invasive and potentially invasive aquatic species. Spread and transport along waterways (including canals) and hull fouling are other important introduction pathways.
11. The temporal trend of first records indicates the first arrivals of aquatic alien species in Germany in the 19<sup>th</sup> century and exhibits a steep increase in the 20<sup>th</sup> century. A saturation of the trend can be seen for invasive species in the 21<sup>st</sup> century, but there is no explicit explanation available for this pattern. Moreover, numbers of potentially invasive species do not show such a trend.
12. The time lags between first introduction and first record in the wild are short: On average approximately 10 years and even shorter for invasive aquatic species (5 years).
13. These short time lags imply a reduced response time for taking management actions against alien aquatic species. The establishment of an early warning system appears crucial to extend the window of opportunity for taking counteractive measures.

#### Habitats and distribution

14. Most invasive aquatic species live in freshwaters, whereas potentially invasive species were mostly found in marine waters.
15. Most invasive (78%) and potentially invasive aquatic species (61%) are widespread, and were assigned to the "Management List". This means that management is considered feasible only at the local or regional scale and should focus on minimizing the negative impact on e.g. protected species or habitats (see BNatSchG § 40 Abs. 3 Satz 2).

#### Impacts and future spread

16. About 40% of the invasive and 22% of the potentially invasive aquatic species have expanded their distribution in Germany within the last 10-25 years and it is to be expected that negative impacts of these species will increase in the future. For potentially invasive aquatic species, population trends and distribution as well as impacts should be observed and monitored.
17. For algae and invertebrates competition for resources is the most important impact category, followed by transmission of pathogens and negative impacts on ecosystems. Both invasive fungi species have direct negative impacts as pathogens on their hosts. Impacts due to hybridization do not play an important role for aquatic alien species.
18. It is assumed that approximately a third (37%) of the invasive aquatic species and more than half (52%) of the potentially invasive aquatic species will benefit from climate change. For several aquatic species, however, a sound evaluation of climate change effects is not possible.



Der bisher in Deutschland nur lokal auftretende Marmorcrebs (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) ist eine Art der Aktionsliste. Für diese invasive Art gelten seit dem 3. August 2016 umfassende Beschränkungen für Handel und Besitz nach EU-Verordnung Nr. 1143/2014. (© S. Nehring)

## 6 DANKSAGUNG

Wir bedanken uns für die freundliche Unterstützung, kritischen Kommentare und das Fotomaterial von (in alphabetischer Reihenfolge): Jörg Albersmeyer, Ute Albrecht, Ute Alexander, Inka Bartsch, Christian Berg, Miriam Bernard, Victoria Bondareva, Bela H. Buck, Heike Büttger, Christian Buschbaum, Steffen Caspari, Christoph Chucholl, Tobias Dolch, Claus-Dieter Dürselen, Marianne Ellegaard, David Garbary, Jeanette Göbel, Valentin Golub, Christine Grauel, Michael Guiry, Karl Hesse, Harro Hieronimus, Gabriele Hofmann, Kai Hoppe, Rolf Karez, Masanobu Kawachi, Michael Kempkes, Dagmar Kieke, Kerstin Kolbe, Peter Krost, Ralph Kühlenkamp, Dagmar Lackschewitz, Klaus Lüning, Nina Lundholm, Arthur C. Mathieson, Dan Minchin, Øjvind Moestrup, Markus Molis, Ruth Nielsen, NLWKN-Betriebsstelle Brake-Oldenburg, Henn Ojaveer, Sergej Olenin, Jürgen Ott, Louis Peperzak, Christoph Petereit, Adam Petrussek, Karsten Reise, Udo Rose, Jan Rueness, Eckhard Schröder (†), Hendrik Schubert, Martin Schulze Dieckhoff, Sandra Skowronek, Herre Stegenga, Nardine Stybel, Silke Sünram, Bernd Sures, Urban Tillmann, Andreas Wagner, Norbert Wasmund, Florian Weinberger.

## 7 LITERATUR

- BNatSchG, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 19 des Gesetzes vom 13. Oktober 2016 (BGBl. I S. 2258) geändert worden ist.
- CBD, The Convention on Biological Diversity. UN Conference on Environment and Development 1992, Rio de Janeiro. <http://www.biodiv.org>
- Durchführungsbeschluss der Kommission vom 8. November 2012 hinsichtlich Maßnahmen zum Schutz vor der Einschleppung der Gattung *Pomacea* (Perry) in die EU und ihrer Ausbreitung in der EU. 2012/697/EU, 4 S.
- Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 der Kommission vom 13. Juli 2016 zur Annahme einer Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union L 189: 4-8.
- Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten. Amtsblatt der Europäischen Union L 317: 35-55.
- AquaNIS Editorial Board (2013): Information system on Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species. World Wide Web electronic publication. [www.corpi.ku.it/databases/aquanis](http://www.corpi.ku.it/databases/aquanis) (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Bartsch, I. & Kühlenkamp, 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. & Kühlenkamp, R. (2009): Entwicklung der Makrophytenvegetation bei Helgoland vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. *Meeresumwelt Aktuell Nord- und Ostsee, 2009/1*. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg, Rostock: 1-9.
- 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. *Mar. Geol.* 216: 79-82.
- Benken, T. & Komander, M. (2011): Die Senegal-Pechlibelle (*Ischnura senegalensis*) schlüpft in einem Aquarium bei Ulm. *Mercuriale* 11: 51-52.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2005): Gebietsfremde Arten - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128: 30 S.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2016): Daten zur Natur 2016. Bonn: 162 S.
- 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.
- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean & Coastal Management* 68: 89-101.
- Cabioch, J. & Magne, F. (1987): Première observation du *Lomentaria hakodatensis* (Lomentariaceae, Rhodophyta) sur les côtes françaises de la Manche (Bretagne occidentale). *Cryptogamie Algologie* 8: 41-48.
- Capinha, C., Larson, E.R., Tricario, E., Olden, J.D. & Gherardi, F. (2013): Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. *Conserv. Biol.* 27: 731-740.
- Carlton, J.T. (1996): Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77: 1653-1655.
- CBD (2002): Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. COP VI/23. <http://www.cbd.int/decisions/>
- Cho, G.Y., Lee, S.H. & Boo, S.M. (2004): A new brown algal order, Ishigeales (Phaeophyceae), established on the basis of plastid protein-coding rbcL, psaA, and psbA region comparisons. *J. Phycol.* 40: 921-936.

- Draisma, S.G.A., Prud'homme van Reine, W.F., Stam, W.T. & Olsen, J.A. (2001): A reassessment of phylogenetic relationships within the Phaeophyceae based on RUBISCO large subunit and ribosomal DNA sequences. *J. Phycol.* 37: 586-603.
- Drebes, G., Elbrächter, M. (1976): A checklist of planktonic diatoms and dinoflagellates from Helgoland and List (Sylt), German Bight. *Bot. Mar.* 19: 75–83.
- Eggers, O.T. & Förster, S. (1999): Lebendfund von *Leucophytia bidentata* (Montagu 1808) (Pulmonata: Ellobiidae) bei Helgoland. *Schriften zur Malakozologie aus dem Haus der Natur - Cismar* 13: 1-2.
- Elbrächter, M. (1994): Phytoplankton und toxische Algen im Wattenmeer. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.), *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Blackwell, Berlin: 81-86.
- Ellegaard, M., Christensen, N.F. & Moestrup, Ø. (1993): Temperature and salinity effects on growth of a non-chain-forming strain of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) established from a cyst from recent sediments in The Sound (Øresund), Denmark. *J. Phycol.* 29: 418-426.
- Ellegaard, M. & Moestrup, Ø. (1999): Fine structure of the flagellar apparatus and morphological details of *Gymnodinium nolleri* sp. nov. (Dinophyceae), an unarmored dinoflagellate producing a microreticulate cyst. *Phycologia* 38: 289-300.
- Elton, C.S. (1958): *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London: 181 S.
- Essl, F., Nehring, S., Klingenstein, F., Milasowsky, N., Nowack, C. & Rabitsch, W. (2011): Review of risk assessment systems of IAS in Europe and introducing the German-Austrian black list information system (GABLIS). *J. Nature Conserv.* 19: 339-350.
- Fock, H. & Greve, W. (2002). Analysis and interpretation of recurrent spatio-temporal patterns in zooplankton dynamics: a case study on *Noctiluca scintillans* (Dinophyceae) in the German Bight (North Sea). *Mar. Biol.* 140: 59-73.
- Frahm, J.-P. (2013a): Remarks on bryophyte collections from N-Spain including the first record of *Dicranodontium didymodon* in Europe. *Arch. Bryol.* 164: 1-12.
- Frahm, J.-P. (2013b): The taxonomic status of *Fontinalis mollis* and *F. antipyretica* var. *cymbifolia* with the description of *Fontinalis antipyretica* var. *rotundifolia*. *Arch. Bryol.* 178: 1-5.
- Frahm, J.-P. & Ho, B.-C. (2009): Die Moose in den Gewächshäusern des Botanischen Gartens Bonn. *Arch. Bryol.* 37: 1-15.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Umweltbundesamt, Texte 25/02: 173 S.
- Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B. (2010): Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. *Nederl. faun. Meded.* 33: 21-75.
- Gollasch, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. Dissertation Univ. Hamburg; Verlag Dr. Kovac, Hamburg: 314 S.
- Gollasch, S. (2005): An additional record of the Horseshoe Crab *Limulus polyphemus* in the North Sea. *Aliens (Journal of the Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission)* 22: 11.
- Gollasch, S., Lenz, J., Dammer, M. & Andres, H.G. (2000): Survival of tropical ballast water organisms during a cruise from the Indian Ocean to the North Sea. *J. Plankton Res.* 22: 923-937.
- Gollasch, S., Macdonald, E., Belson, S., Botnen, H., Christensen, J., Hamer, J., Houvenaghel, G., Jelmert, A., Lucas, I., Masson, D., McCollin, T., Olenin, S., Persson, A., Wallentinus, I., Wetsteyn, B. & Wittling, T. (2002): Life in Ballast Tanks. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht: 217-231.
- Gollasch, S., Kieser, D., Minchin, D. & Wallentinus, I. (Eds.) (2007): Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992-2002. ICES Cooperative Research Report 284:149 S.
- Gollasch, S., Haydar, D., Minchin, D., Reise, K. & Wolff, W.J. (2009): Introduced aquatic species of the North Sea Coasts. In: Rilov, G. & Crooks, J.A. (Eds.), *Biological invasions in marine ecosystems: Ecological, management, and geographic perspectives*. Springer, Berlin: 507-528.
- Gordon, D.R. & Gantz, C.A. (2011): Risk assessment for invasiveness differs for aquatic and terrestrial plant species. *Biol. Invasions* 13: 1829-1842.
- Harrison, P. J., Furuya, K., Glibert, P. M., Xu, J., Liu, H. B., Yin, K., Lee, J.H.W, Anderson, D.M., Gowen, R., Al-Azir, A.R. & Ho, A.Y.T. (2011): Geographical distribution of red and green *Noctiluca scintillans*. *Chinese J. Oceanol. Limnol.* 29: 807-831.
- Hällfors, G. (2004): Checklist of Baltic Sea phytoplankton species. *Baltic Sea Environ. Proc.* 95: 1-208.
- Hauser, B. & Michaelis, H. (1975): Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. *Jb. Forschungsstelle Küste Norderney* 26: 85-119.
- Hellmann, J.J., Byers, J.E., Bierwagen, B.G. & Dukes, J.S. (2008): Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conserv. Biol.* 22: 534-543.
- Hubo, C., Jümpertz, E., Nockemann, L., Steinmann, A. & Bräuer, I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive Arten. *BfN-Skripten* 213: 370 S.
- Karlsson, J., Kuylentiema, M. & Åberg, P. (1992): Contributions to the seaweed flora of Sweden: New or otherwise interesting records from the west coast. *Acta Phytogeogr. Suec.* 78: 49-63.
- Katsanevakis, S., Zenetos, A., Belchior, C. & Cardoso, A.-C. (2013): Invading European Seas: Assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean & Coast. Managem.* 76: 64-74.

- Kipping, J. (2006): Globalisierung und Libellen: Verschleppung von exotischen Libellenarten nach Deutschland (Odonata: Coenagrionidae, Libellulidae). *Libellula* 25: 109-116.
- Klotz, W., Miesen, F.W., Hüllen, S. & Herder, F. (2013): Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in North Rhine-Westphalia, Germany. *Aquatic Invasions* 8: 333-339.
- Köck, W. (2015): Die EU-Verordnung über invasive gebietsfremde Arten - Zur Entwicklung des Rechts der invasiven gebietsfremden Arten in Deutschland und der EU. *Natur und Recht* 37: 73-80.
- Kornmann, P. & Sahling, P. (1977): Meeresalgen von Helgoland. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 29: 1-289.
- Kornmann, P. & Sahling, P. (1994): Marine algae of Helgoland: second supplement. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 48: 365-406.
- Koperski, M., Sauer, M., Braun, W. & Gradstein, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 34: 1-519.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. *LLUR, Flintbek*: 216 S.
- Lambdon, P.W., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P., Bazos, I., Brundu, G., Celesti-Grapow, L., Chassot, P., Delipetrou, P., Josefsson, M., Kark, S., Klotz, S., Kokkoris, Y., Kühn, I., Marchante, H., Perglova, I., Pino, J., Vila, M., Zikos, A., Roy, D. & Hulme, P.E. (2008): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101-149.
- Lambertz, M. & Schmied, H. (2011): Records of the exotic damselfly *Ischnura senegalensis* (Rambur, 1842) from Bonn (Germany). *Bonn zool. Bull.* 60: 211-213.
- Lloyd, W.A. (1874): On the occurrence of *Limulus polyphemus* off the coast of Holland, and on the transmission of aquarium animals. *The Zoologist, Ser. 2*, 9: 3845-3855.
- Meinunger, L. & Schröder, W. (2007): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 1-3. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg.
- Meyer, H.A. & Möbius, K. (1862): Kurzer Überblick der in der Kieler Bucht von uns beobachteten wirbellosen Thiere, als Vorläufer einer Fauna derselben. *Archiv für Naturgeschichte* 28: 229-237.
- Munro, A.L.S., Utting, S.D. & Wallentinus, I. (Eds.) (1999): Status of introductions of non-indigenous marine species to North Atlantic waters 1981-1990. *ICES Cooperative Research Report* 231: 121 S.
- Nehring, S. (1998): Establishment of thermophilic phytoplankton species in the North Sea - biological indicators of climatic changes? *ICES J. Mar. Sci.* 55: 818-823.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. *BfN-Skripten* 438: 134 S.
- Nehring, S. & Leuchs, H. (1999): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste - Eine Übersicht. *Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)* 1200: 131 S.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O. & Wiesner, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. *BfN-Skripten* 285: 185 S.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) (2013a): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten* 352: 202 S.
- Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2013b): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.2. *BfN-Skripten* 340: 46 S.
- Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015a): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. *BfN-Skripten* 401: 48 S.
- Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015b): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. *BfN-Skripten* 409: 222 S.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. (1995): Distributional index of the benthic marine macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Bot. Fenn.* 155: 1-70.
- Peperzak, L., Verreussel, R., Zonneveld, K.A.F., Zevenboom, W. & Dijkema, R. (1996): The distribution of flagellate cysts on the Dutch continental shelf (North Sea) with emphasis on *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum*. In: Yasumoto, T., Oshima, Y. & Fukuyo, Y. (Eds.), *Harmful and toxic algal blooms*. UNESCO, Paris: 169-172.
- Rabitsch, W., Gollasch, S., Isermann, M., Starfinger, U. & Nehring, S. (2013): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. *BfN-Skripten* 331: 154 S.
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. *Natursch. Biol. Vielfalt* 34: 318 S.
- Scholten, M., von Landwüst, C., Wieland, S. & Anlauf, A. (2010): Herstellung der Durchgängigkeit an Staustufen von Bundeswasserstraßen Fischökologische Einstufung der Dringlichkeit von Maßnahmen für den Fischaufstieg. *BfG-Bericht* 1697: 135 S.
- Schories, D., Albrecht, A. & Lotze, H. (1997): Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 51:321-341.
- Schories, D., Selig, U. & Schubert, H. (2009): Species and synonym list of the German marine macroalgae based on historical and recent records. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 21: 7-135.

- Schories, D., Kühlenkamp, R., Schubert, H. & Selig, U. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. *Natursch. Biol. Vielfalt* 70: 179-229.
- Skeffington, R.A., Wade, A.J., Whitehead, P.G., Butterfield, D., Kaste, O., Andersen, H.E., Rankinen, K. & Grenouillet, G. (2010): Modelling catchment-scale responses to climate change. In: Kernan, M., Battarbee, R.W. & Moss, B. (Eds), *Climate change impacts on freshwater ecosystems*. Wiley-Blackwell, Chichester: 236-261.
- Stegenga, H. (2002): De Nederlandse zeewierflora: van kunstmatig naar exotisch? *Het Zeepaard* 62: 13-24.
- Stegenga, H. (2004): *Lomentaria hakodatensis*, een nieuwe 'invasiesoort' in Zeeland. *Het Zeepaard* 64: 145-148.
- Stegenga, H. & Vroman, M. (1976): The morphology and life history of *Acrochaetium densum* (Drew) Papenfuss (Rhodophyta, Nemaliales). *Acta Bot. Neerl.* 25: 257-280.
- Strauch, F. (1972): Phylogenese, Adaption und Migration einiger nordischer mariner Molluskengenera (*Neptunea*, *Panomya*, *Cyrtadaria* und *Mya*). *Abh. senckenberg. naturforsch. Ges.* 531: 1-211.
- Porley, R. & Hodgetts, N. (2005): *Mosses & Liverworts*. Collins, London: 495 S.
- Roy, H., Schonrogge, K., Dean, H., Peyton, J., Branquart, E., Vanderhoeven, S., Copp, G., Stebbing, P., Kenis, M., Rabitsch, W., Essl, F., Schindler, S., Brunel, S., Kettunen, M., Mazza, L., Nieto, A., Kemp, J., Genovesi, P., Scalera, R. & Stewart, A. (2014): Invasive alien species - framework for the identification of invasive alien species of EU concern. Report to the EU ENV.B.2/ETU/2013/0026, Brüssel: 298 S.
- Tan, B.C. & Loh, K.L. (2005): The truth behind the confusion. The identity of Java Moss and other tropical aquarium mosses. *The Aquatic Gardener* 18: 4-9.
- Völkl, W. & Blick, T. (2004): Die quantitative Erfassung der rezenten Fauna von Deutschland – Eine Dokumentation auf der Basis der Auswertung von publizierten Artenlisten und Faunen im Jahr 2004. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 34 S.
- Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P.E., Sykes, M.T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugman, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., Ott, J., Panov, V.E., Reineking, B., Robinet, C., Semchenko, V., Solarz, W., Thuiller, W., Vilá, M., Vohland, K. & Settele, J. (2009): Alien species in a warmer world – risks and opportunities. *Trends Ecol. Evol.* 24: 686-693.
- Wiltshire, K.H., Kraberg, A., Bartsch, I., Boersma, M., Franke, H.D., Freund, J., Gebühr, C., Gerdt, G., Stockmann, K. & Wichels, A. (2010): Helgoland roads: 45 years of change in the North Sea. *Estuar. Coasts* 33: 295-310.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. *Zoolog. Meded.* 79: 1-116.
- Zink, A. (2013): Der Verordnungsentwurf der EU-Kommission zur Regulierung invasiver gebietsfremder Arten. *Natur und Recht* 35: 861-869.



Die Feingerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminalis*) wurde mit Ballastwasser nach Europa eingeschleppt. Seit vielen Jahren wird die asiatische Art auch für Aquarien und Gartenteiche verkauft. Da die invasive Art schon großräumig verbreitet ist, wird sie auf der Managementliste geführt. (© S. Nehring)

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere

## II. Handlungsrahmen und Handlungsempfehlungen

Stefan Nehring, Bundesamt für Naturschutz, Bonn

### 1 HANDLUNGSRAHMEN

Die Bewahrung der biologischen Vielfalt ist zentrales Ziel internationaler und europäischer Umweltvereinbarungen. Zum Erreichen dieses Zieles sind vielfältige Maßnahmen mit unterschiedlichen Zielsetzungen notwendig. Hierzu gehört auch, der zunehmenden Gefährdung der indigenen Floren und Faunen durch invasive gebietsfremde Arten zu begegnen. So verpflichtet das Übereinkommen über die biologische Vielfalt (CBD) die internationale Staatengemeinschaft, Vorsorge gegen gebietsfremde Arten zu treffen und diese gegebenenfalls zu bekämpfen. Die Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt (BMU 2007) zielt auf die Umsetzung des Übereinkommens auf nationaler Ebene und schlägt mehrere Maßnahmen vor, die geeignet sind, die Beeinträchtigung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten zu verringern. So sollen zukünftig die Problematik der als invasiv bekannten Arten in Managementplänen berücksichtigt, die Einschleppung invasiver Arten insbesondere in aquatische Lebensräume (Meere, Still- und Fließgewässer) vermieden, Überwachung, Früherkennung und Prävention umgesetzt, die gesetzlichen Grundlagen aus Naturschutz und Pflanzenschutzrecht angewendet und Empfehlungen zum Umgang mit invasiven Arten entwickelt werden. Mit Hilfe des Indikators „invasive Arten“ soll im Rahmen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt künftig eine Erfolgskontrolle der eingeleiteten Maßnahmen zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Arten durchgeführt werden (BMU 2010, Ackermann et al. 2013, BMUB 2015).

Das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) greift wesentliche Inhalte aus dem Übereinkommen und der Nationalen Strategie auf und schreibt seit 2010 im Paragraph 40 den aus CBD (2002) abgeleiteten hierarchischen dreistufigen Strategieansatz aus Vorsorge, Sofortmaßnahmen und Kontrolle zu gebietsfremden Arten verbindlich fest. Die getroffenen Regelungen gelten bundesunmittelbar, so dass ggfs. abweichendes Länderrecht aufgehoben wird.

Maßnahmen gegen gebietsfremde Arten sind immer auf Basis sorgfältiger Bewertungen bzw. Abwägungen zu treffen. Die Invasivität gebietsfremder Arten und die Bedeutung von Einfuhrvektoren für die verschiedenen taxonomischen Gruppen sind sehr unterschiedlich ausgeprägt. Für einen effizienten Einsatz von Ressourcen zur Abwehr und Beseitigung gebietsfremder Arten ist das Wissen über das jeweilige Gefährdungspotenzial einer gebietsfremden Art für die biologische Vielfalt sowie über die verantwortlichen Einfuhrvektoren eine wesentliche Voraussetzung (BfN 2005). So ist folgerichtig durch die CBD im Strategischen Plan 2011 - 2020 für den Erhalt der biologischen Vielfalt als Kernziel 9 festgeschrieben, dass „bis 2020 die invasiven gebietsfremden Arten und ihre Einschleppungswege identifiziert und nach Priorität geordnet [sind]. Als prioritär eingestufte Arten sind unter Kontrolle oder beseitigt und Massnahmen zur Überwachung der Einfallswege ergriffen, um eine Einschleppung und Ansiedlung zu verhindern“ (CBD 2010). Die Europäische Union greift mit dem Ziel 5 der EU Biodiversitätsstrategie die Vorgaben aus dem Strategischen Plan der CBD auf und will „bis 2020 Ermittlung und Priorisierung invasiver gebietsfremder Arten und ihrer Einschleppungspfade, Bekämpfung oder Tilgung prioritärer Arten und Steuerung von Einschleppungspfaden dahingehend, dass die Einführung und Etablierung neuer Arten verhindert wird“, erreichen (EU Kommission 2011).

Zur Umsetzung des Ziels hat die EU Kommission ein neues Rechtsinstrument zu invasiven Arten entwickelt, das zum 1. Januar 2015 als „Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten“ in Kraft getreten ist. Mit dieser neuen EU-Verordnung über invasive Arten steht neben der FFH-Richtlinie ein weiterer zentraler europäischer Rechtsakt für die Erhaltung der Biodiversität zur Verfügung, dem zukünftig eine große praktische Bedeutung zukommen wird. Das wichtigste Instrument der neuen Verordnung ist eine rechtsverbindliche „Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung“, die für die gelisteten Arten ein Verbot von Einfuhr, Haltung, Zucht, Trans-

port, Erwerb, Verwendung, Tausch und Freisetzung festlegt. Darüber hinaus sind weitere Verpflichtungen zur Identifizierung der Einbringungs- und Ausbreitungspfade, zur Einrichtung von Überwachungssystemen und zur Tilgung sich neu etablierender invasiver Arten von unionsweiter Bedeutung vorhanden. Durch Verabschiedung im Verwaltungsausschuss am 4. Dezember 2015 und Publikation im Europäischen Amtsblatt am 14. Juli 2016 als Durchführungsverordnung der Europäischen Kommission ist die erste Unionsliste mit 37 invasiven Pflanzen- und Tierarten am 3. August 2016 in Kraft getreten. Die Unionsliste ist offen und kann später durch entsprechende Beschlüsse aktualisiert und ergänzt werden. Unter den aktuell 37 invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung befinden sich 24 Arten, die in Deutschland teilweise schon seit längerem wild lebend vorkommen bzw. vereinzelt nachgewiesen worden sind (Nehring 2016). Aus den taxonomischen Gruppen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere befinden sich auf der ersten Unionsliste fünf aquatische Arten (*Eriocheir sinensis*, *Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii*, *Procambarus fallax* f. *virginalis*, vgl. Abb. 1), die in deutschen Gewässern vorkommen. Es handelt sich dabei ausschließlich um Wirbellose Tierarten aus der Ordnung der Zehnfüßkrebse (Decapoda). Diese fünf Arten sind in der vorliegenden naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung ebenfalls als invasiv (für Deutschland) beurteilt worden.

Da das Europarecht kompetenzgemäß nur die invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung berücksichtigt, wird das nationale Recht zu invasiven Arten nicht überflüssig (vgl. Köck 2015). So sind in der vorliegenden Bearbeitung neben den o.g. fünf Arten weitere 22 aquatische Arten aus den drei berücksichtigten taxonomischen Gruppen als invasiv (für Deutschland) bewertet worden. Die EU-Verordnung Nr. 1143/2014 regelt in Artikel 12 ausdrücklich, dass die Mitgliedstaaten eine „Liste invasiver gebietsfremder Arten von Bedeutung für die Mitgliedstaaten“ erstellen können. Für jede einzelne Art auf dieser so genannten „Nationalen Liste“ kann ein Mitgliedstaat alle oder nur ausgewählte Maßnahmen treffen, wie sie in der Verordnung für die Arten der Unionsliste vorgesehen sind, sofern diese mit europäischem Primärrecht vereinbar und der Kommission notifiziert worden sind. Nach Zink (2013) und Köck (2015) erzeugen die vom Bundesamt für Naturschutz herausgegebenen naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen die notwendigen Wissensgrundlagen zur Festlegung der invasiven Arten von nationaler Bedeutung.

Für einen wirksamen Vollzug der Anforderungen zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Arten im Naturschutz bedarf es klarer Grundlagen und Kriterien, an Hand derer diejenigen gebietsfremden Arten identifiziert werden können, die eine Gefahr für die Biodiversität darstellen. Neben der seit 3. August 2016 europaweit verbindlichen ersten Unionsliste invasiver Arten, die nur eingeschränkt nationale Erfordernisse abdeckt, bedarf es daher weiterhin eines entsprechenden Instruments, um alle naturschutzfachlich problematischen Arten in Deutschland benennen zu können. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) hat in Zusammenarbeit mit dem österreichischen Umweltbundesamt (UBA) zum in Kraft treten des § 40 BNatSchG in 2010 (s.o.) eine Methodik entwickelt, die eine transparente Bewertung des naturschutzfachlichen Gefährdungspotenzials gebietsfremder Arten für die Biodiversität ermöglicht (Nehring et al. 2010, 2015a). Zusätzlich werden im Rahmen einer Anwendung der Methodik wichtige Informationen u.a. zu den jeweiligen Einfuhrvektoren gebietsfremder Arten erhoben. Hierauf aufbauend können anschließend Handlungsbedarf und -prioritäten für das Management gebietsfremder und speziell invasiver und potenziell invasiver Arten zielgerichtet abgeleitet werden. Laut einer Analyse von Roy et al. (2014) stellt die BfN/UBA „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung“ ein sehr gut geeignetes nationales „impact assessment“ für invasive Arten dar, das auch für die Benennung von invasiven Arten für die Unionsliste grundsätzlich in Frage kommen könnte. Eine entsprechende Erweiterung der Methodik, um alle Vorgaben aus der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 zu erfüllen, ist Gegenstand eines neuen F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz und derzeit in Bearbeitung.

## 2 HANDLUNGSEMPFEHLUNGEN

Das Problem der Gefährdung der biologischen Vielfalt durch invasive Arten ist in Deutschland erkannt, aber bisher nicht gelöst worden. Es kommt weiterhin regelmäßig zu absichtlichen und unabsichtlichen Freisetzungen gebietsfremder Arten. Speziell die Etablierung und Ausbreitung invasiver Arten konnte bislang nicht gestoppt werden (Abb. 1). Hieraus ergeben sich für den Naturschutz unter Berücksichtigung der im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und in der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 (für die Arten der Unionsliste) formulierten Regelungen allgemeine Handlungsempfehlungen sowie durch die in Teil I in

diesem Band vorgenommene Auswertung und Analyse zum Vorkommen und zur Invasivität in Deutschland wild lebender gebietsfremder aquatischer Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere spezielle Handlungsempfehlungen und -prioritäten im Umgang mit diesen naturschutzfachlich wichtigen Gruppen. Die gewonnenen Erkenntnisse werden zusätzlich eine wichtige Grundlage darstellen, um die o.g. Ziele aus der Nationalen Biodiversitätsstrategie (BMU 2007), dem Strategischen Plan der CBD für 2011 - 2020 (CBD 2010) und der EU Biodiversitätsstrategie (EU Kommission 2011) sowie die Vorgaben aus der neuen EU Verordnung Nr. 1143/2014 zu invasiven Arten (s.o.) zu erfüllen.

Einstufungen von gebietsfremden aquatischen Pilzen, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tieren	LISTENKATEGORIEN	Erfordernisse nach BNatSchG
<p><u>Pilze:</u> -  <u>Niedere Pflanzen:</u> <i>Codium fragile</i> ssp. <i>atlanticum</i>, <i>Codium fragile</i> ssp. <i>scandinavicum</i>  <u>Wirbellose Tiere:</u> Crustacea - <i>Orconectes juvenilis</i>, <i>Orconectes rusticus</i>, <i>Orconectes virilis</i>*</p>	<p>Warnliste<sup>1</sup></p>	<p>Besitz- &amp; Vermarktungsverbote</p>
<p><u>Pilze:</u> -  <u>Niedere Pflanzen:</u> <i>Undaria pinnatifida</i>  <u>Wirbellose Tiere:</u> Crustacea - <i>Orconectes immunis</i>, <i>Procambarus fallax</i> f. <i>virginalis</i>*; Tunicata - <i>Didemnum vexillum</i></p>	<p>Aktionsliste<sup>2</sup></p>	<p>Früherkennung &amp; Sofortmaßnahmen</p>
<p><u>Pilze:</u> <i>Aphanomyces astaci</i>, <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>  <u>Niedere Pflanzen:</u> <i>Coscinodiscus wailesii</i>, <i>Fibrocapsa japonica</i>, <i>Fucus evanescens</i>, <i>Gracilaria vermiculophylla</i>, <i>Pseudochattonella verruculosa</i>, <i>Sargassum muticum</i>  <u>Wirbellose Tiere:</u> Mollusca - <i>Corbicula fluminalis</i>, <i>Corbicula fluminea</i>, <i>Crassostrea gigas</i>, <i>Dreissena bugensis</i>, <i>Dreissena polymorpha</i>, <i>Ensis directus</i>; Nematoda - <i>Anguillicoloides crassus</i>; Crustacea - <i>Astacus leptodactylus</i>, <i>Chelicorophium curvispinum</i>, <i>Dikergammarus villosus</i>, <i>Eriocheir sinensis</i>*, <i>Gammarus tigrinus</i>, <i>Orconectes limosus</i>*, <i>Pacifastacus leniusculus</i>*, <i>Procambarus clarkii</i>*</p>	<p>Managementliste<sup>2</sup></p>	<p>Kontrolle</p>
<p><u>Pilze:</u> -  <u>Niedere Pflanzen:</u> <i>Codium fragile</i> subsp. <i>fragile</i>, <i>Prorocentrum triestinum</i>  <u>Wirbellose Tiere:</u> Cnidaria - <i>Cordylophora caspia</i>; <i>Ctenophora</i> - <i>Mnemiopsis leidyi</i>; Bryozoa - <i>Tricellaria inopinata</i>; Annelida - <i>Marenzelleria neglecta</i>, <i>Marenzelleria viridis</i>; Mollusca - <i>Crepidula fornicata</i>, <i>Potamopyrgus antipodarum</i>, <i>Sinanodonta woodiana</i>; Crustacea - <i>Austrominius modestus</i>, <i>Caprella mutica</i>, <i>Cercopagis pengoi</i>, <i>Hemigrapsus sanguineus</i>, <i>Hemigrapsus takanoi</i>, <i>Palaemon macrrodactylus</i>; Tunicata - <i>Styela clava</i></p>	<p>Handlungsliste<sup>2</sup></p>	<p>ggfs. lokale Maßnahmen</p>
<p><u>Pilze:</u> <i>Claviceps purpurea</i> var. <i>spartinae</i>  <u>Niedere Pflanzen:</u> <i>Antithamnionella spirographidis</i>, <i>Antithamnionella ternifolia</i>, <i>Chattonella</i> sp.  <u>Wirbellose Tiere:</u> Annelida - <i>Hypania invalida</i>; Crustacea - <i>Callinectes sapidus</i></p>	<p>Beobachtungsliste<sup>2</sup></p>	<p>Beobachtung</p>

Abb. 1: Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen gebietsfremder aquatischer Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere für Deutschland und allgemeine Erfordernisse nach Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), differenziert nach invasiven Arten (Warn-, Aktions- und Managementliste) und potenziell invasiven Arten (Handlungs- und Beobachtungsliste). \* Art der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 (siehe auch Nehring 2016), <sup>1</sup> siehe Rabitsch et al. (2013), <sup>2</sup> siehe Teil III in diesem Band.

### Allgemeine Handlungsempfehlungen nach Bundesnaturschutzgesetz mit ergänzenden Verweisen zur EU-Verordnung Nr. 1143/2014

1. Grundsätzlich gilt, dass **Vorsorge** der beste und kostengünstigste Schutz gegen gebietsfremde Arten ist. Es ist daher notwendig, die Einfuhrvektoren dahingehend zu steuern, dass die Einführung und Etablierung von Arten außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes verhindert werden (vgl. § 40 Abs. 1 BNatSchG; siehe auch Art. 7 und 13 EU-VO).
2. Vor allem bei neu auftretenden oder nur kleinräumig verbreiteten invasiven Arten besteht die berechnete Chance, mit relativ geringem Ressourcenaufwand die Gefährdung der biologischen Vielfalt durch eine vollständige Beseitigung abzuwehren. **Früherkennung und Sofortmaßnahmen** sind in Anwendung zu bringen (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG; siehe auch Art. 14, 16 und 17 EU-VO).
3. Bei großräumig verbreiteten invasiven Arten sind - sofern aussichtsreich und verhältnismäßig - durch **Kontrollmaßnahmen** im Rahmen einer Schadenbegrenzung zumindest eine weitere Ausbreitung zu verhindern und die Auswirkungen der Ausbreitung zu vermindern (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG; siehe auch Art. 19 EU-VO).

4. Arten, bei denen Anhaltspunkte dafür bestehen, dass es sich um invasive Arten handelt, müssen **beobachtet** werden, um frühzeitig (neue) negative Auswirkungen zu erkennen und ggfs. notwendige (weitere) Maßnahmen ergreifen zu können (vgl. § 40 Abs. 2 BNatSchG; siehe auch Art. 14 und 19 EU-VO).

## **Spezielle Handlungsempfehlungen für die Gruppe der gebietsfremden aquatischen Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere**

### **1. Vorsorge**

Vorsorge statt teurer Nachsorge ist oberstes Leitprinzip im Umgang mit gebietsfremden Arten im Naturschutz (Hubo et al. 2007, Nehring 2015). Um geeignete Präventionsmaßnahmen ergreifen zu können, müssen die Einbringungspfade bekannt sein. Zudem sind schon vorhandene Instrumente zur Steuerung der Einbringung hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zu überprüfen.

Eine Analyse der Einbringungen gebietsfremder Arten innerhalb der letzten 106 Jahre in unsere Gewässer zeigt deutlich, dass es trotz erster Regelungen hinsichtlich Besatz/Freisetzungen oder des Importes von Aquakulturprodukten weiterhin zu Neuetablierungen kommt. Haben sich zwischen 1492 und 1910 insgesamt nur 25 gebietsfremde Arten (aus allen taxonomischen Gruppen) in den deutschen Gewässern etabliert, so hat sich seitdem ihre Anzahl bis heute auf insgesamt 189 stark erhöht (Stand Dezember 2016) (Abb. 2 oben). Ab 1980 ist zudem ein regelrechter Sprung nach oben zu verzeichnen. Momentan etablieren sich jährlich etwa zwei gebietsfremde Arten in unseren Gewässern. Eine Analyse der Einbringungen nur für die gebietsfremden aquatischen Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere zeigt ein gleiches Szenario (Abb. 2 unten). Von den aktuell 151 etablierten gebietsfremden Arten aus diesen Gruppen kamen nur 14 von ihnen schon vor 1910 in den deutschen Gewässern vor.

Im Gegensatz zu den gebietsfremden aquatischen Gefäßpflanzen und Wirbeltieren, die vor allem absichtlich in unsere Gewässer gelangt sind (Abb. 2 oben, Nehring et al. 2013, 2015b), dominiert bei den gebietsfremden aquatischen Pilzen, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere eine unabsichtliche Einbringung (Abb. 2 unten). Wichtigste Pfade sind die Seeschifffahrt (speziell Ballastwasser) und die Binnenschifffahrt (speziell Kanäle), gefolgt von nutzungsorientierten Sektoren wie Aquakultur (inklusive Einbringung gebietsfremder Arten durch Aquakulturorganismen als Biovektoren) und Fischerei (siehe auch Teil I, Kap. 3.4).

Insgesamt wurden während mehrerer Studien in Europa mehr als 1.000 Arten im Ballastwasser festgestellt (Gollasch et al. 2002). Allein in den deutschen Häfen werden jährlich durch Seeschiffe über eine Milliarde gebietsfremde Organismen mit Ballastwasser freigesetzt (Gollasch 1996). Auch wenn die meisten von ihnen auf Grund unpassender Umweltbedingungen innerhalb kürzester Zeit sterben, bedeutet jeder Eintrag ein Risiko. Mit dem Ballastwasserübereinkommen der International Maritime Organization (IMO) soll zukünftig diese Gefahr minimiert werden. Am 8. September 2016 wurde die notwendige Ratifizierungsquote (mindestens 30 Staaten, die 35 % der weltweiten Seehandelstonnage ausmachen) erreicht, so dass das Übereinkommen 12 Monate später rechtswirksam werden wird ([www.imo.org](http://www.imo.org)). Auf Grund von Ausnahmetatbeständen und technischen Sicherheitsvorgaben wird der Eintrag von Organismen durch Ballastwasser von Seeschiffen in Zukunft aber nicht vollkommen unterbunden werden können. Hier gilt es, weitergehende technische Lösungen zu entwickeln. Zudem unterliegt die gesamte Binnenschifffahrt nicht dieser Konvention. Entsprechende Managementvorgaben für das Ballastwasser von Binnenschiffen sollten daher entwickelt werden.

Wie man den Transport von Arten an den Bordwänden von Schiffen effektiv verhindern kann, ist bisher nicht gelöst. Durch das notwendige Verbot von Schiffsanstrichen auf Basis hoch problematischer aber effektiver Organozinnverbindungen (z.B. Tributylzinn, TBT) wird sich das Problem zudem weiter verschärfen (Nehring 2001). Hier ist dringend die Entwicklung ökologisch unbedenklicher, aber gegen Fouling hoch wirksamer Anstriche bzw. Oberflächenstrukturen notwendig. Auch wenn bislang vor allem die Seeschifffahrt als entsprechender Pfad bekannt ist, hat ein Transport von gebietsfremden Arten an den Bordwänden von Binnenschiffen und -booten wahrscheinlich eine nicht unerhebliche Bedeutung, insbesondere auch für die sekundäre Verbringung innerhalb der deutschen und europäischen Gewässer.

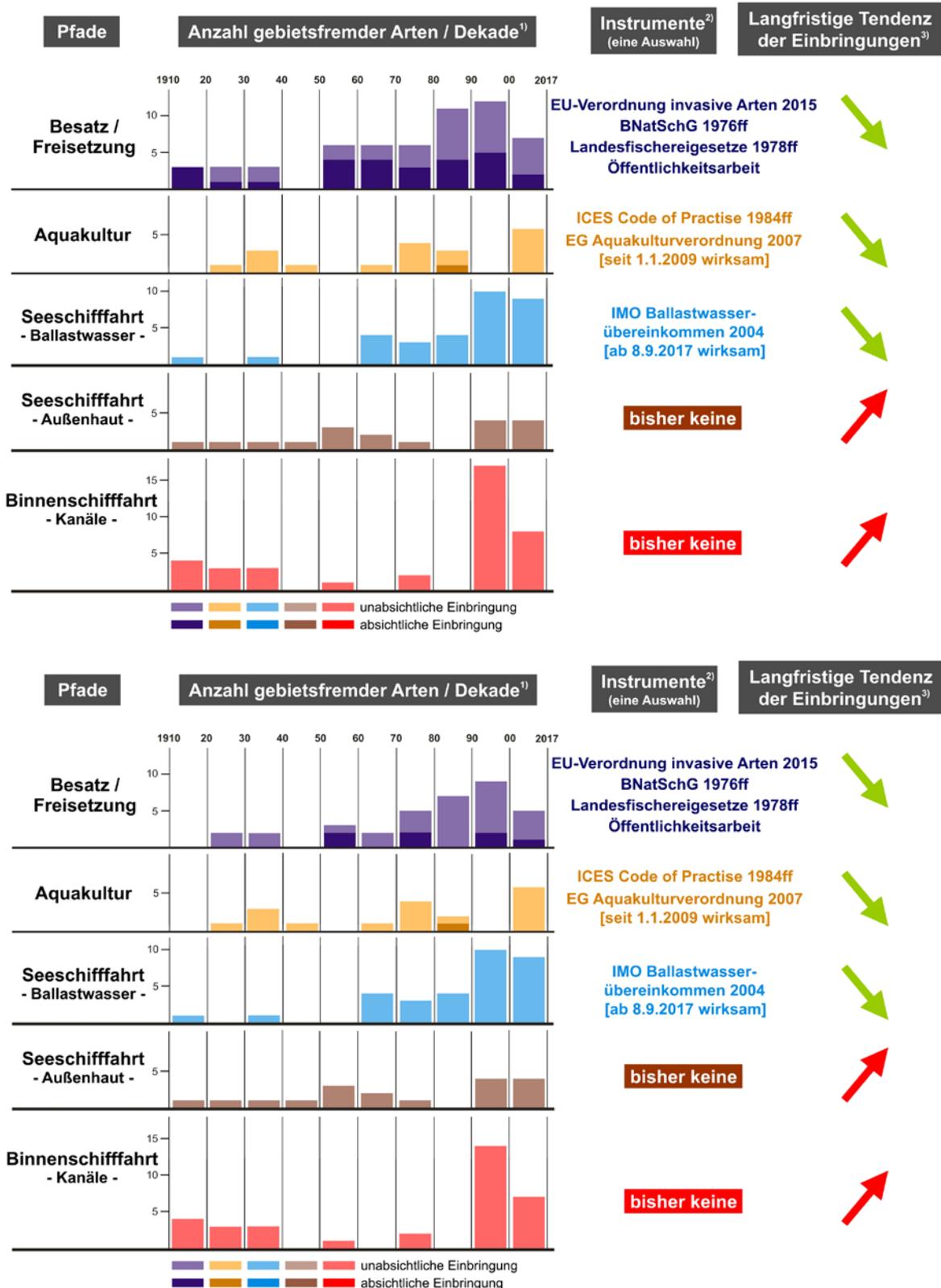


Abb. 2: Seit 1910 in den deutschen Gewässern neu etablierte gebietsfremde Arten unter Berücksichtigung des primär verantwortlichen Pfades:

Obere Abbildung: Alle taxonomischen Gruppen (Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen, Wirbellose Tiere und Wirbeltiere)

Untere Abbildung: Nur Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere

<sup>1)</sup> der Zeitraum 2000-2016 wurde aus Vereinfachungsgründen zusammengefasst, da viele Arten erst nach 10-25 Jahren als etabliert gelten

<sup>2)</sup> wichtige rechtliche Regelungen und Konventionen

<sup>3)</sup> vermutete langfristige Tendenz der absichtlichen und unabsichtlichen Einbringungen bei konsequenter Umsetzung vorhandener Instrumente

Schiffahrtskanäle, die die europäischen Hauptwasserscheiden überbrücken (z.B. Main-Donau-Kanal), sind der wichtigste unabsichtliche Einbringungspfad für gebietsfremde aquatische Wirbellose Tierarten (speziell Krebse) nach Deutschland. Durch den Einbau ökologischer Sperren (Elektrische Felder, Luftblasen- und Wasserstrahlvorhänge, Licht- und Schallsysteme, kurze Kanalabschnitte mit stark erhöhter Wassertemperatur, veränderter pH-Wert etc.) könnten der eigenständige Transfer und die anschließende ungehinderte Ausbreitung vor allem von gebietsfremden Krebsen (z.B. Schwimmgarnelen) und anderen mobilen aquatischen Tieren wie Fischen (z.B. Schwarzmeergrundeln) unterbunden werden (Nehring 2005, BfN 2015, Scheibner et al. 2015). Durch solche technischen Lösungen könnte sehr wahrscheinlich auch der Transport von gebietsfremden Arten an den Bordwänden von Binnenschiffen und -booten durch den Kanal deutlich reduziert werden (siehe oben). Werden keine Maßnahmen ergriffen, bleibt speziell der Main-Donau-Kanal einer der Hauptrisikofaktoren für die Biodiversität in unseren Gewässern.

Um die Pfade der unabsichtlichen Einbringung und Ausbreitung gebietsfremder Arten in die Europäische Union wirksamer managen zu können, verpflichtet die neue EU-Verordnung Nr. 1143/2014 über invasive Arten die Mitgliedstaaten, gemäß Art. 13 entsprechende Maßnahmen zu entwickeln und umzusetzen. In einem ersten Schritt sind bis Anfang Februar 2018 die Pfade zu analysieren und zu priorisieren. Diese Arbeiten sind Gegenstand eines aktuell laufenden F+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz. Für die ermittelten prioritären Pfade sind anschließend bis Anfang August 2019 so genannte Aktionspläne zu erstellen und zu implementieren. Die Aktionspläne enthalten Zeitpläne für die Maßnahmen und eine Beschreibung der zu treffenden Maßnahmen und gegebenenfalls der freiwilligen Maßnahmen und Verhaltenskodizes, die im Hinblick auf die prioritären Pfade anzuwenden sind. Durch die auf Kosten-Nutzen-Analysen basierenden Maßnahmen soll neben einer grundsätzlichen Sensibilisierung aller Akteure und der Öffentlichkeit beim Umgang mit gebietsfremden Arten erreicht werden, dass die Kontaminierung von Waren, Gütern, Fahrzeugen und Ausrüstungen durch Exemplare invasiver gebietsfremder Arten minimiert wird. Das soll auch Maßnahmen in Bezug auf die Beförderung invasiver gebietsfremder Arten aus Drittländern einschließen. Desweiteren sind angemessene Kontrollen der prioritären Pfade an den Unionsgrenzen zu gewährleisten. Die Aktionspläne sind mindestens alle sechs Jahre zu überprüfen.

Der Etablierungserfolg eingebrachter gebietsfremder Arten in unseren Gewässern beruht vor allem auf der Existenz vieler Möglichkeiten einer Einnischung (Nehring 2006). Auf Grund der noch nicht sehr lange zurückliegenden Eiszeiten haben sich bis heute in Nord-Europa keine kompletten Floren und Faunen ausbilden können. Zudem fördern die anthropogene Zerstörung natürlicher Habitats (z.B. durch Normierung der Flussbetten), die großflächige Schaffung neuer Habitattypen (z.B. durch Blockwurf als Ufersicherung) sowie die natürliche Umweltdynamik (z.B. durch Ebbe und Flut) die Etablierung gebietsfremder Arten. Wahrscheinlich sind alle natürlichen Gewässer in Deutschland heute durch gebietsfremde Arten besiedelt. Nur die Quellbereiche der Bäche und Flüsse sind momentan noch weitestgehend verschont. Auf Grund dieser Erkenntnisse erscheint es sinnvoll, Maßnahmen zu entwickeln, die einerseits durch eine Erhöhung der Habitatvielfalt die heimische Fauna und Flora stärken und andererseits durch eine Verringerung von Strukturdefiziten schon vorhandene gebietsfremde Arten teilweise zurückdrängen. Hier könnten die Maßnahmenprogramme, die im Rahmen der 2010 in Kraft getretenen Europäischen Wasserrahmenrichtlinie entwickelt und umgesetzt werden müssen, wichtige Akzente zum Schutz der biologischen Vielfalt vor gebietsfremden Arten setzen (u.a. MKULNV NRW 2014). Die Richtlinie schreibt vor, bei allen Oberflächengewässern und dem Grundwasser bis spätestens zum Jahr 2027 einen „guten“ ökologischen Erhaltungszustand zu erreichen. Alle Gewässer, die bereits einen „sehr guten“ Zustand aufweisen, müssen in diesem gehalten werden.

Im Vergleich zu allen gebietsfremden Arten aus den Gruppen der aquatischen Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere wurden speziell die als invasiv bewerteten Arten verhältnismäßig häufig absichtlich eingeführt. Einen wesentlichen Schwerpunkt bilden hier die zu Speisezwecken und als Ziertiere für Aquarium und Gartenteich eingeführten Flusskrebse. Obwohl das Ausbringen von (heimischen und gebietsfremden) Tieren allgemein, d.h. nicht nur in freier Natur, sondern auch im besiedelten Raum, in Deutschland seit langem genehmigungspflichtig ist, verhindert diese Regelung nur sehr eingeschränkt deren Vorkommen und Ausbreitung. Denn wichtige Verursachergruppen (Jagd, Fischerei) sind von der naturschutzfachlichen Genehmigungspflicht bislang befreit (vgl. § 40 Abs. 4 Satz 4 Nr. 3 BNatSchG). Zusätzlich gelangten und gelangen weiterhin viele gebietsfremde und teil-

weise auch invasive aquatische Wirbellose Tiere durch absichtliche Freisetzung durch Halter oder durch Flucht aus Privathaltungen und Zuchtanlagen in die freie Natur. Die Aufklärung und Sensibilisierung der Öffentlichkeit und die für eine Einfuhr oder Nutzung verantwortlichen Sektoren hinsichtlich Gefahren und Risiken gebietsfremder Arten sollten daher einen Schwerpunkt der Naturschutzarbeit bilden, um auf der Basis freiwilliger Maßnahmen auf ein Angebot (z.B. durch branchenbezogene freiwillige Verhaltenskodizes und Selbstverpflichtungen; entsprechend der Aktionspläne für unabsichtliche Einbringung und Ausbreitung) oder auf eine Verwendung (z.B. durch keinen Kauf) insbesondere von invasiven Arten zu verzichten (Abb. 1). Aus Vorsorgegründen sollten zukünftig auch verstärkt naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für gebietsfremde Arten durchgeführt werden, die absichtlich eingeführt werden oder eingeführt werden sollen und bisher in Deutschland nicht wild lebend aufgetreten sind. Besonderes Augenmerk sollte dabei auf die Arten gerichtet werden, die aus Gebieten stammen, die ein ähnliches Klima wie in Deutschland haben (vgl. Rabitsch et al. 2013). Für die relativ kleine Gruppe der als invasiv bewerteten Arten aus den bearbeiteten Gruppen, die gehandelt werden und bisher nicht wild lebend vorkommen (Warnliste) oder bislang nur eine kleinräumige Verbreitung zeigen (Aktionsliste), sollten aus Naturschutzgründen als prioritäre Steuerungsmaßnahme Besitz- und Vermarktungsverbote ausgesprochen werden, soweit entsprechende Verbote für diese Arten durch die Listung auf der Unionsliste nicht schon bestehen (Abb. 1, vgl. § 40 Abs. 1 BNatSchG sowie § 54 Abs. 4 BNatSchG in Verbindung mit § 44 Abs. 2 und Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG; siehe auch Art. 12 Abs. 1 EU-VO). Diese Vorsorgemaßnahmen stellen einen wesentlichen Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Arten dar und unterstützen das entsprechende Ziel im Rahmen der Erfolgskontrolle der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (BMU 2010, Ackermann et al. 2013, BMUB 2015), die keine weitere Zunahme der Anzahl invasiver Arten in freier Natur in Zukunft zulässt.

Nach § 40 Abs. 6 BNatSchG können Behörden gemäß dem Verursacherprinzip auch vorrangig denjenigen zur Umsetzung von Beseitigungsmaßnahmen verpflichten, der für die Ausbreitung von gebietsfremden Arten z.B. durch das absichtliche Aussetzen bzw. Freilassen oder durch die Nichtunterbindung von Flucht in die freie Natur verantwortlich ist, soweit es zur Abwehr einer Gefährdung von Ökosystemen, Biotopen oder Arten erforderlich ist (siehe auch unter 2. Früherkennung und Sofortmaßnahmen).



Der Weiße Amerikanische Flusskrebs (*Procambarus acutus*) wurde in Europa bisher nur in niederländischen Gewässern entdeckt. Sehr wahrscheinlich wurde die invasive Art durch „Liebhaber“ dort freigesetzt. Eine Einbringung in deutsche Gewässer ist zu verhindern. (© S. Nehring)

## 2. Früherkennung und Sofortmaßnahmen

Invasive aquatische Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere treten nach der Ersteinführung im Durchschnitt doppelt so schnell in freier Natur auf wie die übrigen gebietsfremden Arten der Gruppen, für die bisher keine Hinweise auf invasives Verhalten vorliegen (5 Jahre zu 11 Jahren). Bei summarischer Betrachtung aller Arten ergibt sich eine mittlere Zeitdauer („time lag“) für die hier untersuchten Gruppen von rund 10 Jahren. Dieser Mittelwert liegt somit sehr deutlich unter jenem für Gefäßpflanzen (129 Jahre, Nehring et al. 2013) und Wirbeltiere (74 Jahre, Nehring et al. 2015b). Dieser kurze „time lag“ bedeutet auch eine deutlich verkürzte Reaktionszeit für das Management von aquatischen gebietsfremden Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere. Nur durch rechtzeitige Früherkennung von neu auftretenden invasiven Arten und die unverzügliche Umsetzung von Sofortmaßnahmen ist eine weiträumige Etablierung zu verhindern (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG). Aus Vorsorgegründen sollte daher ein effektives Frühwarnsystem aufgebaut werden (vgl. Hubo et al. 2007), in dessen Rahmen neu auftretende gebietsfremde Arten (aller naturschutzfachlich wichtigen taxonomischen Gruppen) erfasst, bestimmt und hinsichtlich naturschutzfachlicher Invasivität bewertet werden. Arten, die als invasiv gelten oder als invasiv neu beurteilt werden, sollten umgehend unter Einhaltung gesetzlicher Vorgaben beseitigt werden (z.B. durch Fang).



2014 wurde ein Jungtier des potenziell invasiven Amerikanischen Hummers (*Homarus americanus*) durch einen Fischer in der Lübecker Bucht (Ostsee) gefangen. Dieser Einzelfund im Brackwasser der Ostsee ist außergewöhnlich und ist sehr wahrscheinlich auf die Entsorgung nicht mehr benötigter Tiere für Gourmetzwecke zurückzuführen (© S. Nehring)

Gebietsfremde Arten sind ein wesentlicher Parameter zur Beschreibung des Umweltzustandes im Rahmen der Europäischen Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSRL) und sind hier im Deskriptor 2 manifestiert (Lackschewitz et al. 2015). 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 gebietsfremder aquatischer Arten abzubilden (Rolke et al. 2013). So wird im Rahmen von ersten Pilotstudien seit 2009 ein Frühwarnsystem („Rapid Assessment“) für die deutschen Küstengewässer von Nord- und Ostsee entwickelt und in Anwendung gebracht. Schwerpunkt ist der Erfassung von gebietsfremden benthischen Organismen. Mit einem standardisierten Verfahren werden ausgewählte Häfen und Marinas regelmäßig beprobt, da diese als Hotspots von Einschleppungen mariner Arten gelten. Erste Ergebnisse zeigen, dass in den letzten Jahren mehrere neue gebietsfremde Arten in den deutschen Küstengewässern aufgetaucht sind (Lackschewitz et al. 2015, Lackschewitz, pers. Mitt., siehe Anhang 2). Zwei Arten (*Undaria pinnatifida*, Wakame;

*Didemnum vexillum*, Tropf-Seescheide) gelten dabei auf Grundlage durchgeführter naturschutzfachlicher Invasivitätsbewertungen als invasiv (siehe Teil III), zwei weitere Arten als potenziell invasiv (*Anthamionella spirographidis*, Krummalge; *Tricellaria inopinata*, Pazifisches Moostierchen). Die meisten dieser neuen gebietsfremden marinen Arten wurden in Deutschland sekundär eingebracht. D.h., diese gebietsfremden Arten wurden zuerst in einem anderen Land Europas freigesetzt und haben sich von dort aus auch in deutsche Küstengewässer durch Wasserströmungen, aktive Wanderungen oder Verschleppung mit Schiffen oder Biovektoren (z.B. Saatumuscheln) ausgebreitet.

Die EU-Verordnung Nr. 1143/2014 verpflichtet die Mitgliedstaaten, Früherkennungen des Neu- oder Wiederauftretens von invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung im Rahmen eines bis Anfang Februar 2018 einzurichtenden Umweltüberwachungssystems zu ermöglichen (Art. 16 in Verbindung mit Art. 14 EU-VO) (siehe auch unten 4. Beobachtung). Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei den invasiven Arten der Unionsliste, für die bisher keine Nachweise aus den deutschen Gewässern vorliegen. Für die Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere gilt das momentan nur für den Viril-Flusskrebs (*Orconectes virilis*) (Abb. 1, Nehring 2016). Aus Vorsorgegründen sollte auch für alle anderen invasiven Arten, die auf der Warnliste des BfN geführt werden (Abb. 1, Rabitsch et al. 2013), eine Früherkennung mit einem entwickelten Konzept zur effektiven Umsetzung von Sofortmaßnahmen realisiert werden.

Bei den schon in Deutschland vorhandenen gebietsfremden Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere haben im Naturschutz diejenigen invasiven Arten eine besondere Priorität, die erst am Anfang ihrer Ausbreitung stehen und für die Sofortmaßnahmen vorhanden sind. Sie werden damit auf der Aktionsliste des BfN geführt. Es handelt sich dabei um die o.g. Wakame (*Undaria pinnatifida*) und Tropf-Seescheide (*Didemnum vexillum*) sowie zwei Krebsarten (*Orconectes immunis*, Kalikokrebs; *Procambarus fallax f. virginalis*, Marmorkrebs) (Abb.1). Deren Beseitigung sollte unverzüglich in Angriff genommen werden (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 1 BNatSchG), da die berechtigte Chance besteht, die vorhandenen Bestände dieser erst kleinräumig verbreiteten invasiven Arten vollständig beseitigen zu können. Zu beachten ist dabei aber, dass der Marmorkrebs sich als gelistete invasive Art auf der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 (EU-DVO 2016, Nehring 2016) gemäß einer vorläufigen Festlegung nicht mehr in einer frühen Phase der Invasion in Deutschland befindet, sondern schon als weit verbreitet im Sinne der EU-Verordnung gilt (BfN 2017). Für diese Art wäre somit keine sofortige Beseitigung nach EU-Verordnung verpflichtend (Art. 17 EU-VO), sondern es wären Maßnahmen zur Minimierung der Auswirkungen zu ergreifen (Art. 19 EU-VO, siehe unten bei 3. Kontrolle), die nach EU-VO auch lokale Beseitigungen mit einschließen können.

Für beide Krebsarten der Aktionsliste wurden in den letzten Jahren erste Beseitigungsmaßnahmen durchgeführt. In Bonn wurde ein Weiher saniert, in dem unkontrolliert verschiedene invasive Arten (u.a. Marmorkrebse) eingesetzt worden waren. Auslöser der Sanierung waren Beschwerden von Anwohnern über die Geruchsbelästigung durch die starke Verschlammung des Weihers. Zur Umsetzung der Maßnahme wurde der Weiher längere Zeit trockengelegt und ausgebaggert (NRW 2012), so dass das Vorkommen des Marmorkrebses erloschen sein könnte. Eine Erfolgskontrolle ist nach vorliegendem Erkenntnisstand bislang nicht erfolgt. Seit 2011 werden Maßnahmen zur Beseitigung eines Marmorkrebsvorkommens in Sachsen-Anhalt durchgeführt. Neben Abfang wurden gezielt Aale, Barsche und Hechte besetzt, die verbliebende Marmorkrebse durch Frassaktivität dezimieren sollten. 2013 wurde bei fünf Besatzkontrollen nur noch ein einzelner Marmorkrebs nachgewiesen (Wendt 2014). Ob das Vorkommen zwischenzeitlich erloschen ist, ist nicht bekannt. Der Kalikokrebs breitet sich momentan langsam im Bereich des Oberrheins aus (Chucholl 2016). Ein Einsatz an einem Stillgewässer im Bereich von Rheinstetten bei Karlsruhe erbrachte innerhalb von 3,5 Stunden den Fang von 2100 Tieren (Anonym 2015). Nachfolgende Einsätze im gleichen Gebiet an weiteren Stillgewässern erbrachten den Nachweis von unzähligen Tieren. Teilweise wurden die gefangenen Krebse zum Karlsruher Zoo für die Fütterung von Zwergottern gebracht (Anonym 2016). Im Rahmen eines Pilotprojektes wird aktuell versucht, durch Biotopmanagement den Kalikokrebs in einem Kleingewässer bei Rheinstetten wirksam einzudämmen. Dabei wurden das Gewässer abgeflacht und der gesamte Lehmgrund und das Ufer mit einer Kiesschicht bedeckt, so dass der Krebs keine neuen Wohnröhren mehr anlegen kann. Gleichzeitig mit der Umgestaltung werden unterschiedliche Methoden getestet und weiterentwickelt, um den invasiven Flusskrebs möglichst sogar vollständig aus dem Gewässer zu entfernen (Herzog et al. 2016).

Sofortmaßnahmen bei den vier prioritären Arten sind auch wesentlicher Bestandteil der Erfolgskontrolle im Rahmen der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (vgl. BMU 2010). Es gilt, dass sich keine Art der Aktionsliste auf Grund unzureichender oder nicht ergriffener Maßnahmen in Deutschland ausbreitet und dadurch in die Managementliste aufgenommen werden müsste. Für den Teilindikator „Aktionsliste“ wäre es bei Erfolg der durchgeführten Maßnahmen sogar möglich, dass die Anzahl dieser Arten wieder bis auf Null zurückgeht (vgl. BMU 2010, Ackermann et al. 2013, BMUB 2015).

Ob die Ausbreitung des invasiven Kalikokrebs in Deutschland noch zu stoppen ist, erscheint fraglich. Momentan fehlen eine flächendeckende Bestandsaufnahme des Vorkommens sowie eine Konzeption einer lokalen, regionalen und überregionalen Strategie zur Beseitigung der Bestände und Verhinderung einer weiteren Ausbreitung. Sollte es hier in nächster Zeit zu keinen erfolgreichen und koordinierten Aktivitäten aller zuständigen Landes- und Kommunalinstitutionen kommen, ist mittelfristig eine Überführung des Kalikokrebses in die Managementliste unabwendbar. Speziell das Management unabsichtlicher Ausbreitung ist auch Bestandteil der zu entwickelnden Aktionspläne im Rahmen der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 (siehe unter 1. Vorsorge).

### 3. Kontrolle

Durch das nicht Ergreifen von effektiven Maßnahmen oder teilweise durch aktive Unterstützung konnten sich über Jahrzehnte bis Jahrhunderte insgesamt 23 invasive aquatische Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere in Deutschland großräumig ausbreiten. Sie werden damit auf der Managementliste des BfN geführt. Die 23 Arten weisen aktuell zahlreiche Vorkommen auf, so dass ein artspezifisches Management auf Kontrolle beruhen und nur nach sorgfältiger vorausschauender Abwägung und Bewertung des Einzelfalls erfolgen sollte. Dabei sind insbesondere Erfolgsaussichten geplanter Maßnahmen und die Verhältnismäßigkeit des Erfolgs zum erforderlichen Aufwand zu prüfen (vgl. § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG; siehe auch Art. 19 EU-VO). Unter den 23 invasiven Arten befinden sich auch vier Krebsarten (*Eriocheir sinensis*, Chinesische Wollhandkrabbe; *Orconectes limosus*, Kamberkrebs; *Pacifastacus leniusculus*, Signalkrebs; *Procambarus clarkii*, Roter Amerikanischer Sumpfkrebs), die auf der Liste der invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung (Unionsliste) geführt werden (EU-DVO 2016, Nehring 2016). Diese vier Arten sowie auch die fünfte auf der Unionsliste geführte Krebsart, die in Deutschland schon wild lebend vorkommt (*Procambarus fallax* f. *virginalis*, Marmorkrebs), gelten vorbehaltlich einer endgültigen Festlegung vorläufig als weit verbreitet im Sinne der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 (BfN 2017).

Für bereits in ihrem Hoheitsgebiet weit verbreitete invasive gebietsfremde Arten sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, gemäß Art. 19 EU-VO innerhalb von 18 Monaten nach der Aufnahme in die Unionsliste über wirksame Managementmaßnahmen zu verfügen, damit deren Auswirkungen auf die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen sowie gegebenenfalls auf die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft minimiert werden. Im vorliegenden Fall bedeutet das für die fünf Krebsarten eine Fristsetzung bis Anfang Februar 2018. Diese Managementmaßnahmen sollen in einem angemessenen Verhältnis zu den Auswirkungen auf die Umwelt stehen, sind den besonderen Umständen in den Mitgliedstaaten angemessen, stützen sich auf eine Kosten-Nutzen-Analyse und schließen auch, so weit wie möglich, die Wiederherstellungsmaßnahmen gemäß Art. 20 EU-VO ein. Die Managementmaßnahmen sind auf der Grundlage der Ergebnisse der Risikobewertung und ihrer Kostenwirksamkeit zu priorisieren. Die Managementmaßnahmen umfassen tödliche oder nicht tödliche physikalische, chemische oder biologische Maßnahmen zur Beseitigung, Populationskontrolle oder Eindämmung einer Population einer invasiven gebietsfremden Art. Gegebenenfalls schließen die Managementmaßnahmen Maßnahmen ein, die das aufnehmende Ökosystem betreffen und dessen Widerstandsfähigkeit gegen laufende und künftige Invasionen stärken sollen. Die kommerzielle Nutzung bereits etablierter invasiver gebietsfremder Arten kann als Teil der Managementmaßnahmen zu ihrer Beseitigung, Populationskontrolle oder Eindämmung mit genauer Begründung vorübergehend genehmigt werden, sofern alle geeigneten Kontrollen vorhanden sind, um jegliche weitere Ausbreitung zu verhindern. Bei der Anwendung von Managementmaßnahmen und der Auswahl von zu verwendenden Methoden tragen die Mitgliedstaaten der menschlichen Gesundheit und der Umwelt - insbesondere Nichtziel-Arten und ihren Lebensräumen - angemessen Rechnung und stellen sicher, dass, wenn die Maßnahmen gegen Tiere gerichtet sind, ihnen vermeidbare

Schmerzen, Qualen oder Leiden erspart bleiben, ohne dass dadurch die Wirksamkeit der Managementmaßnahmen beeinträchtigt wird.

In der Regel sind Maßnahmen bei großräumig/weit verbreiteten invasiven Arten nur lokal bis regional sinnvoll und sollten darauf abzielen, den negativen Einfluss dieser Arten z.B. auf besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete zu minimieren (Abb. 1). Die Maßnahmen sollten dabei unter Einhaltung gesetzlicher Vorgaben auch im Einklang mit den jeweiligen standörtlichen Bedingungen und Schutzziele stehen. Ein besonderes Augenmerk sollte auf die invasiven Arten von unionsweiter Bedeutung gelegt werden, die nach EU-VO Nr. 1143/2014 als weit verbreitet gelten, jedoch in Deutschland auf der Aktionsliste geführt werden (für Deutschland invasive Art, die erst kleinräumig vorkommt). Bei diesen invasiven Arten sollte versucht werden, die Auswirkungen nicht nur zu minimieren, sondern die Bestände (weitestgehend) zu beseitigen. Im Rahmen der vorliegend behandelten taxonomischen Gruppen trifft das aktuell als einzige Art auf den Marmorkrebs (*Procambarus fallax* f. *virginalis*) zu (siehe unter 2. Früherkennung und Sofortmaßnahmen).



Die Galizische Sumpfkrebs (*Astacus leptodactylus*) überträgt die Krebspest und gefährdet somit die heimischen Edelkrebse. Diese invasive Krebsart wird jedoch nie auf der Unionsliste geführt werden können, da das natürliche Verbreitungsgebiet in der EU liegt. Zum Schutz der biologischen Vielfalt sind Maßnahmen daher auf nationaler Ebene festzulegen und durchzuführen. (© S. Nehring)

Da invasive Arten im Allgemeinen über eine große ökologische Plastizität und ein hohes Ausbreitungspotenzial verfügen, muss aus fachlichen und aus Vorsorgegründen immer geprüft werden, ob ein Vorkommen einer großräumig/weit verbreiteten invasiven Art, das vor Ort als unproblematisch eingeschätzt wird, ggfs. Ökosysteme, Biotope oder Arten in anderen Gebieten aktuell oder zukünftig gefährden könnte (vgl. Nehring et al. 2013). Im Rahmen eines effektiven regionalen Managements könnten offensichtlich nicht erforderliche Maßnahmen vor Ort somit doch gerechtfertigt sein.

#### 4. Beobachtung

Obwohl die aktuelle Verbreitung (kleinräumig oder großräumig) der 167 in deutschen Gewässern wild lebenden gebietsfremden Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere nur für knapp 5% unbekannt ist, liegen für den aktuellen Ausbreitungsverlauf (expansiv, stabil oder zurückgehend) nur deutlich schlechtere Erkenntnisse vor. Hieraus folgt, dass Daten zum Vorkommen und zur Verbreitung der berücksichtigten Arten bislang nur eingeschränkt erhoben werden bzw. verfügbar sind. Die Gründe dafür sind vielfältig. Wesentlich ist, dass es bisher nur einen begrenzten Umfang an Erhebungen aquatischer Arten im Rahmen von Umweltüberwachungsprogrammen (z.B. FFH-Monitoring, Wasserrahmenrichtlinie) gibt, die zudem nicht alle taxonomischen Gruppen in allen Gewässertypen und -systemen umfassen. Weiterhin sind eine Vielzahl von unterschiedlichen Akteuren involviert (z.B. Bund, Länder, Kommunen, Universitäten, Verbände), die zudem unterschiedlichen Sektoren (Naturschutz, Fischerei, Wasserstraßenverwaltungen, Forschung etc.) zuzuordnen sind und teilweise unterschiedliche Zuständigkeiten bei einzelnen Artengruppen (z.B. Krebse, die dem Fische-

reirecht unterliegen) oder Gewässertypen (z.B. Bundeswasserstraßen und übrige schiffbare Gewässer) haben. Somit liegen erhobene Daten größtenteils dezentral vor und sind zudem oft nicht öffentlich zugänglich. Eine übergreifende Zusammenführung aller verfügbaren Daten fehlt bisher. Zumindest für die Arten der Unionsliste gemäß EU-Verordnung Nr. 1143/2014 wird sich das in nächster Zeit ändern müssen.

So verpflichtet Artikel 14 EU-VO die Mitgliedstaaten, innerhalb von 18 Monaten nach der Annahme der Unionsliste ein System zur Überwachung von invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung zu errichten oder es in ihr bestehendes System zu integrieren, das durch Erhebungen, Monitoring oder andere Verfahren Daten über das Vorkommen invasiver gebietsfremder Arten in der Umwelt erfasst und aufzeichnet, um die Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten in die Union oder innerhalb der Union zu verhindern. Da die erste Unionsliste am 3. August 2016 in Kraft getreten ist, gilt somit eine Fristsetzung bis Anfang Februar 2018. Die Daten und Erkenntnisse zum Vorkommen der Arten der Unionsliste sind erstmals am 1. Juni 2019 umfassend gegenüber der EU-Kommission zu berichten.



Die Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) gilt heute als die typische Rheinmuschel, stammt jedoch aus Asien. Die rasche Ausbreitung dieser invasiven wärmeliebenden Art in den deutschen Flüssen wird maßgeblich auf den anthropogenen Wärmeeintrag durch Kraftwerke zurückgeführt. (© S. Nehring)

Zur Prüfung, ob das bestehende Umweltüberwachungssystem ausreicht, um alle Vorgaben aus der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 zu erfüllen, sollten in einem ersten Schritt alle verfügbaren Datenerhebungen auf Bundes- und Landesebene zusammengeführt, analysiert und bewertet werden. So muss das Überwachungssystem gemäß Art. 14 EU-VO das Hoheitsgebiet der Mitgliedstaaten, einschließlich Meerestwasser, umfassen, um das Vorhandensein und die Verteilung sowohl neuer als auch bereits etablierter invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung zu ermitteln. Es muss hinreichend dynamisch sein, damit das Auftreten einer invasiven gebietsfremden Art von unionsweiter Bedeutung, deren Vorhandensein bislang nicht bekannt war, in der Umwelt des Hoheitsgebiets eines Mitgliedstaats oder eines Teils desselben rasch festgestellt werden kann (Früherkennung gemäß Art. 16 Abs. 1 EU-VO). Es obliegt den Mitgliedstaaten, das Überwachungssystem auch als Erfolgskontrolle für sofortige Beseitigungen in einer frühen Phase der Invasion zu nutzen (Art. 17 Abs. 3 EU-VO). Verpflichtend gemäß Art. 19 Abs. 4 EU-VO ist, das Überwachungssystem so zu konzipieren und anzuwenden, dass für bereits weit verbreitete invasive Arten der Unionsliste überwacht wird, wie wirksam die Beseitigungsmaßnahmen, die Maßnahmen zur Populationskontrolle oder die Eindämmungsmaßnahmen die Auswirkungen auf die Biodiversität und die damit verbundenen Ökosystemdienstleistungen und gegebenenfalls die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft minimieren. Bei der Überwachung werden gegebenenfalls auch die Auswirkungen auf Nichtziel-Arten bewertet.

Das Überwachungssystem soll auf den einschlägigen Bestimmungen über die Bewertung und das

Monitoring in Rechtsvorschriften der Union oder internationalen Übereinkommen aufbauen. Es soll mit diesen vereinbar sein, sich nicht mit diesen überschneiden und die Informationen nutzen, die von den vorhandenen Überwachungs- und Monitoringsystemen gemäß Art. 11 der Richtlinie 92/43/EWG, Art. 8 der Richtlinie 2000/60/EG und Art. 11 der Richtlinie 2008/56/EG bereitgestellt werden. Das Überwachungssystem soll auch so weit wie möglich die relevanten grenzüberschreitenden Auswirkungen und Umstände berücksichtigen.

Ist das Überwachungssystem im Rahmen der EU-Verordnung Nr. 1143/2014 voll eingerichtet, sollte es sukzessive um die invasiven Arten von nationaler Bedeutung sowie soweit möglich und sinnvoll, um alle übrigen gebietsfremden Arten erweitert werden. Da der Klimawandel bei rund der Hälfte der invasiven und potenziell invasiven Arten aus allen bislang bearbeiteten taxonomischen Gruppen (vgl. Nehring et al. 2013, 2015b) die Ausbreitungsdynamik noch verstärken wird, sollte die Beobachtung im Rahmen eines Überwachungssystems zukünftig darauf gezielt ausgeweitet werden (vgl. § 40 Abs. 2 BNatSchG). Somit würden frühzeitig fachliche Grundlagen zur Verfügung stehen, um ggfs. eine notwendige Umsetzung von (weiteren) Maßnahmen bei einzelnen Arten zu veranlassen.

Die vorliegenden naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen beruhen größtenteils auf vorhandenen Forschungsergebnissen. Sie dokumentieren dabei gleichzeitig den jeweiligen Forschungsstand der bearbeiteten gebietsfremden Arten hinsichtlich Gefährdungen von Ökosystemen, Biotopen und Arten. Wenn auch die Erforschung von gebietsfremden Arten in den letzten Jahren stark zugenommen hat, so ist das Wissen immer noch unvollständig. Speziell für die Gruppe der potenziell invasiven Arten reichen die vorliegenden Daten und Erkenntnisse in der Regel nicht aus, um zu entscheiden, ob Beseitigungs- oder Kontrollmaßnahmen ergriffen werden sollten oder nicht. Sicherlich wird durch die in § 40 Abs. 2 BNatSchG und Art. 14 EU-VO formulierte Pflicht zur Beobachtung (s.o.) das Verhalten gebietsfremder Arten in freier Natur besser dokumentiert, jedoch ist es wichtig, insbesondere bei den potenziell invasiven Arten verstärkt konkrete artbezogene Untersuchungen zur Ökologie, Verbreitung und Häufigkeit, zum Konkurrenzverhalten und zu Biotopveränderungen durchzuführen. Denn zielgerichtete Fallstudien aus Beobachtung und Forschung sind beste Voraussetzungen für die nach § 40 BNatSchG notwendige fundierte Beurteilung einer gebietsfremden Art (soweit sie nicht der EU-VO Nr. 1143/2014 unterliegt), ob sie invasiv ist (Sofortmaßnahmen bzw. Kontrolle notwendig) oder nicht (keine Sofortmaßnahmen bzw. Kontrolle notwendig).

Vorliegende Erfahrungen zu gebietsfremden aquatischen Arten aus den Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere in Deutschland zeigen, dass in allen drei Managementbereichen (Vorsorge, Früherkennung und Sofortmaßnahmen, Kontrolle) die Effektivität von Maßnahmen hinsichtlich Verhindern, Beseitigen oder Eindämmen noch deutlich verbessert werden muss. Es gilt, entsprechende Forschungen zu intensivieren, um den Einsatz von Ressourcen beim Management gebietsfremder Arten noch effizienter zu gestalten. Speziell für die invasiven Arten der Warnliste und der Aktionsliste sollten aus Naturschutzgründen als prioritäre Steuerungsmaßnahme Besitz- und Vermarktungsverbote ausgesprochen werden, wie es § 54 Abs. 4 BNatSchG in Verbindung mit § 44 Abs. 2 und Abs. 3 Nr. 2 BNatSchG sowie Art. 12 Abs. 1 EU-VO ermöglichen.

### **Danksagung**

Für die vielfältige Unterstützung bei den naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen danke ich M. Bernard (Bonn), S. Gollasch (Hamburg), M. Isermann (Bremen), K. Reise (List), W. Rabitsch (Wien) und E. Schröder (†) (Bonn).

## **3 LITERATUR**

BNatSchG, Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 19 des Gesetzes vom 13. Oktober 2016 (BGBl. I S. 2258) geändert worden ist.

- CBD, The Convention on Biological Diversity. UN Conference on Environment and Development 1992, Rio de Janeiro. <http://www.biodiv.org>
- Durchführungsverordnung (EU) 2016/1141 der Kommission vom 13. Juli 2016 zur Annahme einer Liste invasiver gebietsfremder Arten von unionsweiter Bedeutung gemäß der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates.
- Gesetz zu dem Internationalen Übereinkommen von 2004 zur Kontrolle und Behandlung von Ballastwasser und Sedimenten von Schiffen (Ballastwasser-Gesetz) vom 5. Februar 2013 (BGBl 2013 Teil II Nr. 3 S. 42).
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie).
- Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie).
- Verordnung (EG) Nr. 708/2007 des Rates vom 11. Juni 2007 über die Verwendung nicht heimischer und gebietsfremder Arten in der Aquakultur.
- Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Oktober 2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten.
- Ackermann, W., Schweiger, M., Sukopp, U., Fuchs, D. & Sachtleben, J. (2013): Indikatoren zur biologischen Vielfalt: Entwicklung und Bilanzierung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 132: 229 S.
- Anonym (2015): Die Jugendfischer des Fischervereins Rheinstetten auf Krebsfang. *Rheinstetten aktuell* 44: 6.
- Anonym (2016): Allein in einem Tümpel über 200 000 Kalikos. *Badische Neueste Nachrichten* vom 13. September 2016.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2005): Gebietsfremde Arten - Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. *BfN-Skripten* 128: 30 S.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2015): Artenschutz-Report 2015 - Tiere und Pflanzen in Deutschland. Bonn: 61 S.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2017): Differenzierung der invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste nach Artikel 16 und Artikel 19 der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014: Methodik und Anwendung zur Erprobung. Bonn: 15 S.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn: 178 S.
- BMU, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2010): Indikatorenbericht 2010 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn: 87 S.
- BMUB, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2015): Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Bonn: 111 S.
- CBD (2002): Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. COP VI/23. <http://www.cbd.int/decisions/>
- CBD (2010): Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020, including Aichi Biodiversity Targets. COP X/2. <http://www.cbd.int/sp/>
- Chucholl, C. (2016): The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. *Biol. Invasions* 18: 1967-1988.
- EU Kommission (2011): Lebensversicherung und Naturkapital: Eine Biodiversitätsstrategie der EU für das Jahr 2020. Europäische Kommission, KOM(2011) 244 endgültig: 19 S.
- Gollasch, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. Verlag Dr. Kovac, Hamburg: 314 S.
- Gollasch, S., Macdonald, E., Belson, S., Botnen, H., Christensen, J., Hamer, J., Houvenaghel, G., Jelmert, A., Lucas, I., Masson, D., McCollin, T., Olenin, S., Persson, A., Wallentinus, I., Wetsteyn, B. & Wittling, T. (2002): Life in Ballast Tanks. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Kluwer, Dordrecht: 217-231.
- Herzog, J., Schnabler, A., Grabow, K. & Martens, A. (2016): Management des Kalikokrebses *Orconectes immunis* durch Gewässerumgestaltung. In: DGL & SIL (Hrsg.), *Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie und der SIL Austria* 26. bis 30. September 2016 an der Universität für Bodenkultur Wien. Hardegsen: 52.
- Hubo, C., Jumpertz, E., Nockemann, L., Steinmann, A. & Bräuer, I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive Arten. *BfN-Skripten* 213: 370 S.
- Köck, W. (2015): Die EU-Verordnung über invasive gebietsfremde Arten - Zur Entwicklung des Rechts der invasiven gebietsfremden Arten in Deutschland und der EU. *Natur und Recht* 37: 73-80.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. *LLUR, Flintbek*: 216 S.
- MKULNV NRW, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2014): Maßnahmenprogramm 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas - Entwurf. Düsseldorf: 134 S.

- Nehring, S. (2001): After the TBT era: Alternative anti-fouling paints and their ecological risks. *Senckenbergiana marit.* 31: 341-351.
- Nehring, S. (2005): International shipping - A risk for aquatic biodiversity in Germany. In: Nentwig, W., Bacher, S., Cock, M.J.W., Dietz, H., Gigon, A. & Wittenberg, R. (Eds.), *Biological Invasions - From Ecology to Control*. *Neobiota* 6: 125-143.
- Nehring, S. (2006): Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgoland Mar. Res.* 60: 127-134.
- Nehring, S. (2015): Invasive Arten: Vorsorge ist der beste Schutz! *Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 60: 90-97.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. *BfN-Skripten* 438: 134 S.
- Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O. & Wiesner, C. (2010): Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. *BfN-Skripten* 285: 185 S.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) (2013): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen. *BfN-Skripten* 352: 202 S.
- Nehring, S., Essl, F. & Rabitsch, W. (2015a): Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten, Version 1.3. *BfN-Skripten* 401: 48 S.
- Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015b): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere. *BfN-Skripten* 409: 222 S.
- NRW (2012): Informationen zur Sanierung Melbweiher. Bau- und Liegenschaftsbetrieb NRW, Köln: 6 S.
- Rabitsch, W., Gollasch, S., Isermann, M., Starfinger, U. & Nehring, S. (2013): Erstellung einer Warnliste in Deutschland noch nicht vorkommender invasiver Tiere und Pflanzen. *BfN-Skripten* 331: 154 S.
- Rolke, M., Michalek, M., Werner, M., Lehtiniemi, M., Strake, S., Antsulevich, A. & Zaiko, A. (2013): Trends in arrival of new non-indigenous species. *HELCOM Core Indicator Report*: 14 S.
- Roy, H., Schonrogge, K., Dean, H., Peyton, J., Branquart, E., Vanderhoeven, S., Copp, G., Stebbing, P., Kenis, M., Rabitsch, W., Essl, F., Schindler, S., Brunel, S., Kettunen, M., Mazza, L., Nieto, A., Kemp, J., Genovesi, P., Scalera, R. & Stewart, A. (2014): Invasive alien species - framework for the identification of invasive alien species of EU concern. Report to the EU ENV.B.2/ETU/2013/0026, Brüssel: 298 S.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Wendt, W. (2014): Erfahrungen mit der Bekämpfung des Marmorkrebse in Sachsen-Anhalt. In: *Biologische Station StädteRegion Aachen e.V. (Hrsg.), Internationale Flusskrebstagung 2013. LIFE+ Projekt „Wald-Wasser-Wildnis“ & Forum Flusskrebse e.V., Schleiden-Gemünd*: 86-88.
- Zink, A. (2013): Der Verordnungsentwurf der EU-Kommission zur Regulierung invasiver gebietsfremder Arten. *Natur und Recht* 35: 861-869.



Durch den Bau verschiedener Schifffahrtskanäle, die die großen Flüsse miteinander verbinden, konnte sich der invasive Große Höckerflohkrebs (*Dikerogammarus villosus*) innerhalb weniger Jahre ungehindert über das gesamte Bundesgebiet ausbreiten. (© S. Nehring)

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere

## III. Steckbriefe

Wolfgang Rabitsch<sup>1</sup>, Stephan Gollasch<sup>2</sup>, Maike Isermann<sup>3</sup> & Stefan Nehring<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Umweltbundesamt, Wien

<sup>2</sup> GoConsult, Hamburg

<sup>3</sup> Universität Bremen, Bremen

<sup>4</sup> Bundesamt für Naturschutz, Bonn

### 1 AUSWAHL DER EINGESTUFTEN ARTEN

Dauerhaft in der freien Natur kommen aktuell in Deutschland 151 gebietsfremde aquatische Arten (Neobiota) aus den taxonomischen Gruppen der Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere vor. Weiterhin sind 16 gebietsfremde Arten aus diesen Gruppen bekannt, die momentan vor allem aus klimatischen Gründen nur unbeständig auftreten. Zusätzlich konnten bislang 15 gebietsfremde Arten aus diesen Gruppen in der freien Natur nachgewiesen werden, deren aktueller Status „Unbekannt“ ist bzw. deren Bestände zwischenzeitlich erloschen sind oder beseitigt wurden. Außerdem liegen für mindestens weitere acht Arten Beobachtungen vor, jedoch traten diese gebietsfremden Taxa jeweils nur für eine sehr kurze Zeit und oftmals nur mit einem Individuum außerhalb menschlicher Obhut und Pflege auf. Diese Arten, für die es sehr wahrscheinlich eine große Dunkelziffer gibt, gelten noch nicht als wild lebend, zeigen jedoch beispielhaft das Potenzial für weitere Etablierungen auf (siehe Anhang 2). Eine dauerhaft vorkommende Art (*Mya areanaria*) wurde als Archäozoon klassifiziert (siehe Anhang 1).

Die Auswahl der vollständig bewerteten Arten beruhte auf einer Vorab-Recherche von Hinweisen in der wissenschaftlichen Literatur auf ein Invasionspotenzial im Bezugsgebiet (Deutschland) oder vergleichbaren Regionen (z.B. temperates Europa oder Nordamerika). Die kritische Einschätzung wurde ergänzt mit Hilfe von Expertenwissen und Erkenntnissen des BfN.

Insgesamt wurden für 13 Algen-, 3 Pilz- und 40 Wirbelosentaxa aus verschiedenen Gruppen, die in Deutschland wild leben, intensive Literaturrecherchen und Nachfragen bei Experten zum Vorkommen und zur naturschutzfachlichen Invasivität durchgeführt (insgesamt 56 Taxa).

Unter Anwendung der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten Version 1.3“ wurden 27 gebietsfremde Taxa (7 Algen, 2 Pilze, 18 Wirbellose) als „invasiv“ bewertet, wovon der Großteil (23 Taxa) in die Unterkategorie „Managementliste“ eingestuft wurde. Für eine Alge, zwei Krebsarten und ein Manteltier ergab die Bewertung eine Einstufung in die „Aktionliste“. Von den übrigen 29 Arten wurden 23 als „potenziell invasiv“ bewertet.

Während der Bearbeitung stellte sich heraus, dass für vier Arten, für die zunächst ein Invasionspotenzial vermutet wurde, keine gesicherten Literaturangaben gefunden werden konnten, die die Bewertung als „invasive Art“ oder „potenziell invasive Art“ rechtfertigen würden. Zu diesen „bisher nicht invasiven“ Arten zählen *Amphibalanus improvisus*, *Ficopomatus enigmaticus*, *Mytilicola intestinalis* und *Rhithropanopeus harrisi* (siehe Anhang 2). Zwei Arten (*Chara connivens*, *Teredo navalis*) wurden nach den Recherchen als kryptogen bewertet, d.h. sie könnten in deutschen Gewässern auch heimisch sein (siehe Anhang 2). Die vollständigen Steckbriefe dieser sechs Arten sind im vorliegenden Teil III (Kapitel 2) nicht enthalten, aber am BfN verfügbar.

Es ist wichtig darauf hinzuweisen, dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass unter den bisher nicht bewerteten Arten auch solche Arten enthalten sind, die bei einer intensiven Bearbeitung – oder nach Vorliegen neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse – als invasiv oder potenziell invasiv einzustufen wären. Die regelmäßige Kontrolle, Überprüfung und gegebenenfalls Aktualisierung neuer Erkenntnisse sind als ein wichtiges Qualitätskriterium wissenschaftlicher Risikobewertungen von gebietsfremden Arten anzusehen und auch in der „Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten Version 1.3“ entsprechend ausgeführt.

## 2 STECKBRIEFE DER EINGESTUFTEN ARTEN

Übersicht und Zusammenfassung der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertungen für gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere (invasive Arten sind in fett gedruckt).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Einstufung	Seite
<b>PILZE</b>				
<i>Aphanomyces astaci</i>	Krebspest	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>60</b>
<i>Batrachomyces dendrobatidis</i>	Chytridpilz	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>62</b>
<i>Claviceps purpurea</i> var. <i>spartinae</i>	Purpurbrauner Mutterkornpilz	Etabliert	Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste	64
<b>NIEDERE PFLANZEN</b>				
<i>Anthamionella spirographidis</i>	Krummalge	Unbeständig	Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste	66
<i>Anthamionella ternifolia</i>	Dreizack-Rotalge	Etabliert	Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste	68
<i>Chattonella</i> sp.		Etabliert	Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste	70
<i>Codium fragile</i> ssp. <i>fragile</i>	Grüne Gabelalge	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	72
<i>Coscinodiscus wailesii</i>	Wailes-Kieselalge	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>74</b>
<i>Fibrocapsa japonica</i>	Japanischer Flagellat	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>76</b>
<i>Fucus evanescens</i>	Klauentang	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>78</b>
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Besentang	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>80</b>
<i>Prorocentrum triestinum</i>	Schmale Zweigeißelalge	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	82
<i>Pseudochattonella verruculosa</i>	Warziger Kieselalge	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>84</b>
<i>Sargassum muticum</i>	Japanischer Beerentang	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>86</b>
<i>Undaria pinnatifida</i>	Wakame	Unbeständig	<b>Invasive Art</b> - Aktionsliste	<b>88</b>
<b>WIRBELLOSE TIERE</b>				
<b>Cnidaria</b>				
<i>Cordylophora caspia</i>	Keulenpolyp	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	90
<b>Ctenophora</b>				
<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Meerwalnuss	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	92
<b>Bryozoa</b>				
<i>Tricellaria inopinata</i>	Pazifisches Moostierchen	Unbeständig	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	94
<b>Annelida</b>				
<i>Hypania invalida</i>	Süßwasser-Borstenwurm	Etabliert	Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste	96
<i>Marenzelleria neglecta</i>	Rotkiemiger Schlickwurm	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	98
<i>Marenzelleria viridis</i>	Grünlicher Borstenwurm	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	100
<b>Mollusca</b>				
<i>Corbicula fluminalis</i>	Feingerippte Körbchenmuschel	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>102</b>
<i>Corbicula fluminea</i>	Grobgerippte Körbchenmuschel	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>104</b>
<i>Crassostrea gigas</i>	Pazifische Felsenauster	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>106</b>
<i>Crepidula fornicata</i>	Amerikanische Pantoffelschnecke	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	108
<i>Dreissena bugensis</i>	Quagga-Muschel	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>110</b>
<i>Dreissena polymorpha</i>	Wandermuschel	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>112</b>
<i>Ensis directus</i>	Amerikanische Schwertmuschel	Etabliert	<b>Invasive Art</b> - Managementliste	<b>114</b>
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Neuseeländische Zwergdeckelschnecke	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	116

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Status	Einstufung	Seite
<i>Sinanodonta woodiana</i>	Chinesische Teichmuschel	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	118
<b>Nematoda</b>				
<i>Anguillicoloides crassus</i>	Aal-Schwimmblasenwurm	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	120
<b>Arthropoda-Crustacea</b>				
<i>Astacus leptodactylus</i>	Galizischer Sumpfkrebs	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	122
<i>Austrominius modestus</i>	Austral-Seepocke	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	124
<i>Callinectes sapidus</i>	Blaukrabbe	Unbeständig	Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste	126
<i>Caprella mutica</i>	Japanischer Gespensterkreb	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	128
<i>Cercopagis pengoi</i>	Kaspischer Wasserfloh	Unbeständig	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	130
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Süßwasser-Röhrenkreb	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	132
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Großer Höckerflohkreb	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	134
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinesische Wollhandkrabbe	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	136
<i>Gammarus tigrinus</i>	Gefleckter Flußflohkreb	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	138
<i>Hemigrapsus sanguineus</i>	Asiatische Strandkrabbe	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	140
<i>Hemigrapsus takanoi</i>	Asiatische Strandkrabbe	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	142
<i>Orconectes immunis</i>	Kalikokreb	Etabliert	Invasive Art - Aktionsliste	144
<i>Orconectes limosus</i>	Kamberkreb	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	146
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Signalkreb	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	148
<i>Palaemon macrodactylus</i>	Wander-Felsengarnele	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	150
<i>Procambarus clarkii</i>	Roter Amerikanischer Sumpfkreb	Etabliert	Invasive Art - Managementliste	152
<i>Procambarus fallax f. virginalis</i>	Marmorkreb	Etabliert	Invasive Art - Aktionsliste	154
<b>Tunicata</b>				
<i>Didemnum vexillum</i>	Tropf-Seescheide	Unbeständig	Invasive Art - Aktionsliste	156
<i>Styela clava</i>	Keulenascidie	Etabliert	Potenziell invasive Art - Handlungsliste	158



Die invasive Pazifische Felsenauster (*Crassostrea gigas*) gefährdet heimische Muschelarten und bewirkt durch die Ausbildung großer Kalkaggregate eine Umstrukturierung des Ökosystems Wattenmeer. (© S. Nehring)

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Aphanomyces astaci* – Krebspest

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Aphanomyces astaci</i> Schikora, 1906</b> <b>Krebspest</b> Synonyme: – Fungi, Oomycota, Leptolegniaceae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Westliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Südwestliche U.S.A., Zentrale südliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Mexiko
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren, Ballastwasser <i>Als ursprünglicher Einfuhrvektor werden infizierte Flusskrebse im Ballastwasser vermutet (Alderman 1996).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	1859-1877 <i>1859 erstmals für Europa in der Lombardei beobachtet, im März 1877 im Elsass beobachtet (Alderman 1996).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1877 <i>Im Juli und August 1877 wurden vermutlich infizierte Tiere in der Eifel und im Sommer 1878 in Hessen festgestellt (Alderman 1996).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Die Krebspest ist für heimische Flusskrebse tödlich (Schrimpf et al. 2013). In Einzelfällen sind amerikanische Flusskrebse nicht infiziert oder die Krankheit bleibt latent (Schrimpf et al. 2013, Jussila et al. 2014). Verschiedene genetische Gruppen könnten unterschiedliche Virulenz besitzen (Makkonen et al. 2012).</i>	Ja
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Das lokale Aussterben von Flusskrebspopulationen kann zu relevanten Veränderungen im Nahrungsnetz (Finnland, Stenroth &amp; Nyström 2003), von Nährstoffkreisläufen und der Wasserqualität (Spanien, Rodriguez et al. 2003) führen.</i>	Ja
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In ganz Deutschland verbreitet (Souty-Grosset et al. 2006).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme der Überträgerarten), Verhinderung absichtlicher Ausbringung der Überträgerarten (Handelsverzicht), Verhinderung weitere Ausbreitung (Krebssperren, Reinigung von Schiffen, Wassersportgeräten, Angelzubehör) (Schmiedel et al. 2015). Nachweise in größeren Gewässern aufwändig (Strand et al. 2014).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Fließ- und Stillgewässer (Souty-Grosset et al. 2006).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b>	Hoch

Asexuelle Fortpflanzung (besitzt keine sexuellen Reproduktionsorgane, aus Sporangien werden hochinfektiöse Sporen ins Wasser entlassen, die chemotaktisch neue Wirte finden; freie Sporen überleben bis zu 3 Tagen im Wasser, encystiert bis zu 2 Wochen, OIE 2012).

### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

Anthropogene (Ausbringung infizierter Überträgerarten (Flusskrebse, Wollhandkrabbe); Transport von Sporen u.a. mit Angelzubehör und Schiffen) und natürliche Fernausbreitung (Transport von Sporen mit Wasserströmung und Biovektoren) (OIE 2012, Schrimpf et al. 2014).

### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

Die Krebspest hat sich in den letzten Jahren in Deutschland und Mitteleuropa weiterhin ausgebreitet, ist aber in manchen Gewässern wieder verschwunden (Schrimpf et al. 2013).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Infektionsraten befallener Populationen schwanken sehr stark (5-80 %) (Souty-Grosset et al. 2006).

### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht. Es wird erwartet, dass die Überträgerarten von einer Erwärmung der Gewässer überwiegend profitieren (Capinha et al. 2013).

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Schweden, Edsman 2000).

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- Alderman, D.J. (1996): Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. Rev. sci. tech. Off. int. Epiz 15: 603-632.
- Capinha, C., Larson, E.R., Tricario, E., Olden, J.D. & Gherardi, F. (2013): Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native european crayfishes. Conserv. Biol. 27: 731-740.
- Edsman, L. (2004): The Swedish story about import of live crayfish. Bull. Français Pêche Piscicult. 372/373: 281-288.
- Jussila, J., Makkonen, J., Vainikka, A., Kortet, R. & Kokko, H. (2014): Crayfish plague dilemma: how to be a courteous killer? Boreal Environment Research 19: 235-244.
- Makkonen, J., Jussila, J., Kortet, R., Vainikka, A. & Kokko, H. (2012): Differing virulence of *Aphanomyces astaci* isolates and elevated resistance of noble crayfish *Astacus astacus* against crayfish plague. Dis. Aquat. Org. 102: 129-136.
- OIE (2012): Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals 2012 - Crayfish Plague (*Aphanomyces astaci*). Office International des Epizooties, Paris: 101-118.
- Rodriguez, C.L., Bécares, E. & Fernandez-Alaez, M. (2003): Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). Hydrobiologia 506-509: 421-426.
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(1): 709 S.
- Schrimpf, A., Maiwald, T., Vrålstad, T., Schulz, H.K., Smietána, P. & Schulz, R. (2013): Absence of the crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*) facilitates coexistence of European and American crayfish in central Europe. Freshw. Biol. 58: 1116-1125.
- Schrimpf, A., Schmidt, T. & Schulz, R. (2014): Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 9: 203-209.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (2006): Atlas of crayfish in Europe. Publ. Scient. Muséum 64: 1-187.
- Stenroth, P. & Nyström, P. (2003): Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. Freshw. Biol. 48: 466-475.
- Strand, D., Jussila, J., Johnsen, S., Viljamaa-Dirks, S., Edsman, L., Wiik-Nielsen, J., Viljugrein, H., Engdahl, F. & Vrålstad, T. (2014): Detection of crayfish plague spores in large freshwater systems. J. Appl. Ecol. 51: 544-553.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Batrachochytrium dendrobatidis* – Chytridpilz

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> Longcore, Pessier &amp; D.K. Nichols, 1999</b> <b>Chytridpilz</b> Synonyme: – Fungi, Chytridiomycota, Incertae sedis
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Tropisches Westafrika, Zentrales Tropisches Afrika, Nordöstliches Tropisches Afrika, Tropisches Ostafrika, Tropisches Südafrika, Südafrika
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren, Forschung, Zierhandel
	<i>Die Einbringung erfolgte vermutlich mit Afrikanischen Krallenfröschen (Xenopus spp.), die als Labortiere (Schwangerschaftstests, Entwicklungsbiologie) und im Tierhandel verwendet wurden (Weldon et al. 2004, CABI 2012).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt
	<i>Nach Krefft (1907) wurden Ende des 19. Jh. Krallenfrösche erstmals nach Deutschland importiert.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1999
	<i>Im November 1999 in Deutschland erstmals für Europa an importierten Pfeilgiftfröschen und im selben Jahr im Freiland an Rana arvalis in der Nähe von Berlin nachgewiesen (Mutschmann et al. 2000, Speare &amp; Berger 2000).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Der Chytridpilz greift die Keratinschicht in der Haut von Amphibien an und kann zum Tod führen (Daszak et al. 2003). Die genauen Mechanismen sind jedoch noch ungeklärt (Fisher et al. 2009).</i>	Ja
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland zerstreut verbreitet (RACE 2004, Plötner et al. 2012).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme befallener Tiere), Sonstiges (Handelsverzicht, Öffentlichkeitsarbeit, Reinigung von Angelzubehör) (Schmiedel et al. 2015).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Fließ- und Stillgewässer (CABI 2012).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle Vermehrung durch Zoosporen, Lebenszyklus 4-5 Tage bei 22 °C (Berger et al. 2005).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Ausbringung infizierter Überträgerarten (Amphibien, ggfs. auch Flusskrebse), Fisher &amp; Garner 2007, Gratwicke et al. 2010) und natürliche Fernausbreitung (Transport von Zoosporen mit Wasserströmung und Biovektoren, Fisher et al. 2009).</i>	Hoch

## **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

Gesicherte Nachweise sind nur durch histologische oder molekularbiologische Methoden möglich. Für Deutschland wurde eine Infektionsrate von rund 8 % der untersuchten Tiere und für 35 % der untersuchten Lokalitäten festgestellt (Plötner et al. 2012).

## **Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

## **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

Wärmere Winter erhöhen die Infektionswahrscheinlichkeit (Garner et al. 2011). Steigende Temperaturen ermöglichen die Arealerweiterung des Pilzes, auch in größere Höhenlagen (Pounds et al. 2006, Bosch et al. 2007).

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Unbekannt**

Tierhandel.

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- Berger, L., Hyatt, A.D., Speare, R. & Longcore, J.E. (2005): Life cycle stages of the amphibian chytrid *Batrachochytrium dendrobatidis*. Dis. Aquat. Org. 68: 51-63.
- Bosch, J., Carrascal, L.M., Duran, L., Walker, S. & Fisher, M.C. (2007): Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain: is there a link? Proc. R. Soc. Biol. Sci. B 274: 253-260.
- CABI (2012): <http://www.cabi.org/isc/datasheet/109124>
- Daszak, P., Cunningham, A.A. & Hyatt, A.D. (2003): Infectious disease and amphibian population declines. Divers. Distribut. 9: 141-150.
- Fisher, M.C. & Garner, T.W. (2007): The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species. fungal biology reviews 21: 2-9.
- Fisher, M.C., Garner, T.W.J. & Walker, S.F. (2009): Global emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and amphibian chytridiomycosis in space, time, and host. Ann. Rev. Microbiol. 63: 291-310.
- Garner, T.W., Rowcliffe, J.M. & Fisher, M.C. (2011): Climate change, chytridiomycosis or condition: an experimental test of amphibian survival. Global Change Biol. 17: 667-675.
- Gratwicke, B., Evans, M.J., Jenkins, P.T., Kusriani, M.D., Moore, R.D., Sevin, J. & Wildt, D.E. (2010): Is the international frog legs trade a potential vector for deadly amphibian pathogens? Front Ecol Environ 8: 438-442.
- Kreff, P. (1907): Reptilien- und Amphibienpflege. Naturwissenschaftliche Bibliothek für Jugend und Volk, Quelle & Meyer, Leipzig: 144 S.
- McMahon, T., Brannelly, L., Chatfield, M., Johnson, P., Joseph, M., McKenzie, V., Richards-Zawacki, C., Venesky, M. & Rohr, J. (2013): Chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* has nonamphibian hosts and releases chemicals that cause pathology in the absence of infection. Proc. Natl. Acad. Sci. 110: 210-215.
- Mutschmann, F., Berger, L., Zwart, P. & Gaedicke, C. (2000): Chytridiomycosis on amphibians - first report from Europe. Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenschrift 113: 380-383.
- Plötner, J., Ohst, T. & Gräser, Y. (2012): Zum Vorkommen des amphibiopathogenen Hautpilzes *Batrachochytrium dendrobatidis* in Berlin und Brandenburg. Rana 13: 76-79.
- Pounds, A.J., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P.L., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S.R., Sánchez-Azofeifa, G.A., Still, C.J. & Young, B.E. (2006): Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. Nature 439: 161-167.
- RACE (2014): Risk Assessment of Chytridiomycosis to European Amphibian Biodiversity. Surveillance – Germany. [https://www.bd-maps.eu/suveil\\_country.php](https://www.bd-maps.eu/suveil_country.php)
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(1): 709 S.
- Speare, R. & Berger, L. (2000): Global distribution of chytridiomycosis in amphibians. <http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/chyglob.htm>
- Weldon, C., du Preez, L.H., Hyatt, A.D., Muller, R. & Speare, R. (2004): Origin of the amphibian chytrid fungus. Emerging Infectious Diseases 10: 2100-2105.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Claviceps purpurea* var. *spartinae* – Purpurbrauner Mutterkornpilz

**Systematik und Nomenklatur:** *Claviceps purpurea* var. *spartinae* R.A. Duncan & J.F. White, 2002

**Purpurbrauner Mutterkornpilz**

Synonym: G3 *Claviceps purpurea*

Fungi, Pezizomycotina, Clavicipitaceae

*Es werden drei ökologische Varianten unterschieden (G1, G2, G3), von denen nur eine (G3) mit einem Namen belegt ist (var. spartinae). Die Varianten unterscheiden sich in ihrer Habitatbindung, Morphologie, Inhaltsstoffen und Genetik und werden als Arten-Komplex aufgefasst (Pažoutová et al. 2000, Pažoutová 2002, Douhan et al. 2008).*

**Lebensraum:** Meer

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordwestatlantik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Ballastwasser

**Ersteinbringung:** 1950-2001

*Die Einbringung nach Europa (Erstfund 1960 in Irland) hat vermutlich Mitte des 20. Jh. stattgefunden (Pažoutová et al. 2002a).*

**Erstnachweis:** 2001

*Erste Beobachtungen von der deutschen Nordseeküste liegen aus 2001 vor (Boestfleisch et al. 2015).*

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

Nein

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Prädation und Herbivorie**

Unbekannt

*Der Pilz führt zu einer Reduktion der Samenproduktion der Wirtspflanze (USA, Fischer et al. 2007). Ein Wirtswechsel auf die heimische *Spartina maritima* oder andere Gräser ist nicht auszuschließen (Fischer et al. 2007, Douhan et al. 2008, Nehring et al. 2012) bzw. im Labor nachgewiesen (Pažoutová et al. 2002b).*

##### **Hybridisierung**

Nein

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

Nein

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

Unbekannt

*Mögliche negative Auswirkungen der Mycotoxine auf heimische Arten und Ökosysteme sind nicht untersucht (Nehring et al. 2012, Boestfleisch et al. 2015).*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

Großräumig

*An der gesamten deutschen Nordseeküste am gebietsfremden Salz-Schlickgras *Spartina anglica* vorkommend (Boestfleisch et al. 2015). An der deutschen Ostseeküste bisher nicht nachgewiesen.*

##### **Maßnahmen**

Vorhanden

*Mechanische Bekämpfung (Entnahme der Wirtspflanzen aufwändig und nur bei kleinen Beständen aussichtsreich, Roberts & Pullin 2008), Ballastwasserbehandlung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

Ja

*Wattenmeer (Nehring et al. 2012, Boestfleisch et al. 2015).*

##### **Reproduktionspotenzial**

Hoch

*Asexuelle Vermehrung (bei Sekundärinfektionen, Sklerotien (Dauerstadien) ruhen über den Winter und entwickeln sich im Frühjahr, Sporen parasitieren die Gräserblüten, Pažoutová et al. 2002a).*

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (Ballastwasser; Sklerotien können längere Zeit überdauern, Nehring et al. 2012) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Unbekannt</b>
<i>Über die aktuelle Ausbreitungsdynamik in Deutschland liegen keine Informationen vor. Die Infektionsrate nimmt von den Niederlanden bis Dänemark ab (Boestfleisch et al. 2015).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Hohe Infektionsrate bei Befall monodominanter <i>Spartina</i>-Bestände möglich (Nehring et al. 2012).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Unbekannt</b>
<i>Die direkten Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht; für die Wirtspflanze wird eine Förderung bei fortschreitender Erwärmung angenommen (Loebl et al. 2006).</i>	

#### **D) Ergänzende Angaben**

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<i>Schäden durch Mutterkornbefall im Getreide werden hier nicht berücksichtigt. Vergiftungen von Nutztieren (Weidetiere) derzeit nicht bekannt.</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<i>Einsatz der Inhaltsstoffe von Mutterkorn in der Medizin werden hier nicht berücksichtigt.</i>	
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Unbekannt</b>
<i>Mutterkornalkaloide sind toxisch für Menschen und Säugetiere (Ergotismus). In der var. <i>spartinae</i> wurden Ergocristin und Ergokryptin nachgewiesen (Pažoutová et al. 2000).</i>	
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Ja</b>
<i>Untersuchungen zu möglichen negativen Auswirkungen auf heimische Arten und Ökosysteme.</i>	

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Boestfleisch, C., Drotleff, A.M., Ternes, W., Nehring, S., Pažoutová, S. & Papenbrock, J. (2015): The invasive ergot *Claviceps purpurea* var. *spartinae* recently established in the European Wadden Sea on common cord grass is genetically homogeneous and the sclerotia contain high amounts of ergot alkaloids. *Eur. J. Plant Pathol.* 141: 445-461.
- Douhan, D.W., Smith, M.E., Huyrn, K.L., Westbrook, A., Beerli, P. & Fisher, A.J. (2008): Multigene analysis suggests ecological speciation in the fungal pathogen *Claviceps purpurea*. *Mol. Ecol.* 17: 2276-2286.
- Fisher, A.J., DiTomaso, J.M., Gordon, T.R., Aegerter, B.J. & Ayres, D.R. (2007): Salt marsh *Claviceps purpurea* in native and invaded *Spartina* marshes in Northern California. *Plant Disease* 91: 380-386.
- Loebl, M., Beusekom, J.E.E. van & Reise, K. (2006): Is spread of the neophyte *Spartina anglica* recently enhanced by increasing temperatures? *Aquatic Ecol.* 40: 315-324.
- Nehring, S., Boestfleisch, C., Buhmann, A. & Papenbrock, J. (2012): The North American toxic fungal pathogen G3 *Claviceps purpurea* (Fries) Tulasne is established in the German Wadden Sea. *BiolInvasions Records* 1: 5-10.
- Pažoutová, S. (2002): Evolutionary strategy of *Claviceps*. In: White, J.F., Bacon, C.W. & Hywel-Jones, N.L. (Eds.), *Clavicipitalean Fungi: Evolutionary Biology, Chemistry, Biocontrol and Cultural Impacts*. Marcel Dekker, New York, Basel, pp. 329-354.
- Pažoutová, S., Olšovská, J., Linka, M., Kolínská, R. & Flieger, M. (2000): Chemoraces and Habitat Specialization of *Claviceps purpurea* Populations. *Appl. Environ. Microbiol.* 66: 5419-5425.
- Pažoutová, S., Raybould, A.F., Honzátko, A. & Kolínská, R. (2002a): Specialized populations of *Claviceps purpurea* from saltmarsh *Spartina* species. *Mycol. Res.* 106: 210-214.
- Pažoutová, S., Cagas, B., Kolínská, R. & Honzátko, A. (2002b): Host specialization of different populations of ergot fungus (*Claviceps purpurea*). *Czech Journal of Genetics and Plant Breeding* 38: 75-81.
- Roberts, P.D. & Pullin, A.S. (2008): The effectiveness of management interventions for the control of *Spartina* species: a systematic review and meta-analysis. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 592-618.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Antithamnionella spirographidis* – Krummalge

**Systematik und Nomenklatur:** *Antithamnionella spirographidis* (Schiffner) Wollaston, 1968  
Krummalge

Synonyme: *Antithamnion spirographidis*

Rhodophyta, Ceramiaceae

**Lebensraum:** Meer

**Status:** Unbeständig

**Ursprüngliches Areal:** Nordwestpazifik, Zentraler Nordwestpazifik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Schiffsrumpf, Biovektoren (Austern)

**Ersteinbringung:** Unbekannt

Die Ersteinbringung nach Europa erfolgte wahrscheinlich als Schiffsaufwuchs (Haydar 2010). Ausbreitung innerhalb von Europa zudem mit Austernkulturen (Gouilletquer et al. 2002).

**Erstnachweis:** 2012

Erstnachweis im August 2012 bei Hörnum, Sylt auf Miesmuschelaggregaten (Lackschewitz et al. 2015). In Europa erstmals 1906 bei Plymouth (Großbritannien) (Maggs & Stegenga 1999).

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

**Unbekannt**

In Europa syntop mit heimischen Arten (Garbary & South 1990), jedoch ist interspezifische Konkurrenz zurzeit nicht bekannt.

##### **Prädation und Herbivorie**

nicht beurteilt

##### **Hybridisierung**

**Unbekannt**

Es gibt heimische Vertreter der Gattung im Bezugsgebiet (*A. floccosa*, Bartsch & Kuhlenkamp 2000). Hybridisierung von *Antithamnion*-Arten bekannt (experimentell, Moe & Silva 1980).

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Nein**

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten (vgl. Gittenberger et al. 2010).

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Kleinräumig**

Bislang nur vor Sylt nachgewiesen (Lackschewitz et al. 2015). Am 31.07.1974 bei Yerseke (Maggs & Stegenga 1999) und am 08.08.1997 bei Burghasluis (Niederlande, Hommersand et al. 2005), zwischen 2009 und 2010 im niederländischen Wattenmeer (Buschbaum et al. 2012).

##### **Sofortmaßnahmen**

**Unbekannt**

Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Chemische Bekämpfung (Antifoulinganstrich zur Prävention weiterer Ausbreitung, Mineur et al. 2008).

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

In marinen Lebensräumen mit Salzgehalten von 28-31 PSU (Niederlande, Gittenberger et al. 2009).

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

Sexuelle Fortpflanzung und asexuelle Fortpflanzung durch Teilung (Wijsman & De Mesel 2009).

##### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

Anthropogene (Schiffe, Aquakulturprodukte, mögliche Besiedlung anderer künstlicher Substrate, Wijsman & de Mesel 2009) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen, Mead et al. 2013).

##### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

Zur aktuellen Ausbreitung in Deutschland liegen keine Daten vor. In den Niederlanden seit 1993 häufiger im Oosterschelde-Ästuar (Maggs & Stegenga 1999).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

Ja

Dominanzbestände mit bis zu 94% Deckung (Isle of May, Schottland, Moore et al. 2009).

### **Förderung durch Klimawandel**

Ja

Vorkommen in warmtemperaten Gebieten (Robinson et al. 2005) lassen eine Ausbreitung bei höheren Temperaturen vermuten.

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

Ja

Schiffahrt (Aufwuchs an Schiffsrümpfen erhöht Instandhaltungskosten, Eno et al. 1997), Aquakultur (Besiedlung von Austern, Befallsrate bis zu 22%, Niederlande, Haydar 2010).

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

Keine

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

Keine

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

Ja

Auswirkungen auf die Biodiversität sind zu klären. Effiziente Beseitigungsmethoden fehlen.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- Bartsch, I. & Kuhlkamp, R. (2000): The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. *Helgol. Mar. Res.* 54: 160-189.
- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Non-native macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- Eno, N.C., Clark, R.A. & Sanderson, W.G. (1997): Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough: 136 S.
- Garbary, D.J. & South, G.R. (Eds.) (1990): Evolutionary biogeography of the marine algae of the North Atlantic. NATO ASI series, Series G, Ecological sciences 22: 429 S.
- Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B. (2009): Inventarisatie van de aan hard substraat gerelateerde macroflora en macrofauna in de Nederlandse Waddenzee. *GiMaRIS* 11: 1-63.
- Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B. (2010): Native and non-native species of hard substrata in the dutch Wadden Sea. *Nederl. Faun. Med.* 33: 21-76.
- Gouletquer, P., Bachelet, G., Guy Sauriau, P. & Noël, P. (2002): Open Atlantic coast of Europe. A century of introduced species into French waters. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer, London: 276-290.
- Haydar, D. (2010): What is natural? The scale and consequences of marine bioinvasions in the North Atlantic Ocean. PhD-Thesis, University Groningen: 184 S.
- Hommersand, M.H., Freshwater, D.W., Lopez-Bautista, J.M. & Fredericq, S. (2005): Proposal of the Euptiloteae Hommersand et Fredericq, trib. nov. and transfer of some southern hemisphere Ptiloteae to the Callithamnidae (Ceramiaceae, Rhodophyta). *J. Phycol.* 42: 203-225.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. *LLUR, Flintbek*: 216 S.
- Maggs, C.A. & Stegenga, H. (1999): Red algal exotics on North Sea coasts. *Helgol. Meeresunters.* 52: 243-258.
- Mead, A., Griffiths, C., Branch, G., McQuaid, C., Blamey, L., Bolton, J., Anderson, R., Dufois, F., Rouault, M., Froneman, P., Whitfield, A., Harris, L., Nel, R., Pillay, D. & Adams, J. (2013): Human-mediated drivers of change-impacts on coastal ecosystems and marine biota of South Africa. *Afr. J. Mar. Sci.* 35: 403-425.
- Mineur, F., Johnson, M.P. & Maggs, C.A. (2008): Macroalgal introductions by hull fouling on recreational vessels: seaweeds and sailors. *Environ. Manage.* 42: 667-676.
- Moe, R.L. & Silva, P.C. (1980): Morphological and taxonomic studies on Antarctic Ceramiaceae (Rhodophyceae). II. *Pterothamnion antarcticum* (Kylin) comb. nov. (*Antithamnion antarcticum* Kylin). *Brit. Phycol. J.* 15: 1-17.
- Moore, C.G., Edwards, D.C.B., Harries, D.B. & Lyndon, A.R. (2009): The establishment of site condition monitoring of the rocky reefs of the Isle of May, Special Area of Conservation. Scottish Natural Heritage Commissioned Report 301 (ROAME No. R07AC705): 175 S.
- Robinson, T.B., Griffiths, C.L., McQuaid, C.D. & Rius, M. (2005): Marine alien species of South Africa - status and impacts. *Afr. J. Mar. Sci.* 27: 297-306.
- Wijsman, J.W.M & De Mesel, I. (2009): Duurzame Schelpdiertransporten. Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies IMARES Rapport C067/09, Wageningen: 111 S.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Maike Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Antithamnionella ternifolia* – Dreizack-Rotalge

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Antithamnionella ternifolia</i> (J.D.Hooker &amp; Harvey) Lyle, 1922</b> <b>Dreizack-Rotalge</b> Synonyme: <i>Antithamnion sarniense</i> , <i>A. ternifolium</i> , <i>Antithamnionella sarniense</i> , <i>A. tasmanica</i> , <i>Callithamnion ternifolia</i> Rhodophyta, Ceramiaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südwestpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Schiffsrumpf, Biovektoren (Austern)
	<i>Die Ersteinbringung nach Europa erfolgte wahrscheinlich als Schiffsaufwuchs (Haydar 2010). Ausbreitung innerhalb von Europa zudem mit Austernkulturen (Gouletquer et al. 2002).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt
	<i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1958
	<i>Erstnachweis vor Helgoland am 05.11.1958 auf Riementang haftend im Angespül (Herbar Sahling). Ein unsicherer Nachweis 2007 vor List/Sylt und gesichert im September 2010 (Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2015).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>In Europa syntop mit heimischen Arten (Garbary &amp; South 1990), jedoch ist interspezifische Konkurrenz nicht auszuschließen.</i>	Unbekannt
<b>Prädation und Herbivorie</b>	nicht beurteilt
<b>Hybridisierung</b> <i>Es gibt heimische Vertreter der Gattung im Bezugsgebiet (<i>A. floccosa</i>, Helgoland, Bartsch &amp; Kuhlenskamp 2000). Hybridisierung von <i>Antithamnion</i>-Arten bekannt (experimentell, Moe &amp; Silva 1980).</i>	Unbekannt
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	Nein
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland bislang nur vor Helgoland und Sylt nachgewiesen (Bartsch &amp; Kuhlenskamp 2000, Buschbaum et al. 2012), im Felswatt Helgolands im Sommer 2014 erstmals in größerer Menge (Lackschewitz et al. 2015). 1906 bei Plymouth (Eno et al. 1997), 1910 an der Küste Nordfrankreichs, 1921 bei den Kanalinseln und am 21.10.1951 Driftnachweis bei Yerseke, Niederlande (Maggs &amp; Stegenga 1999). In Belgien und in den Niederlanden etabliert (Gollasch et al. 2009).</i>	Kleinräumig
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Chemische Bekämpfung (Antifoulinganstrich zur Prävention weiterer Ausbreitung, Mineur et al. 2008).</i>	Unbekannt
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In marinen Lebensräumen (Guiry &amp; Guiry 2015).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle Fortpflanzung durch Teilung und schnelle Neubildung von Thalli (Wijsman &amp; de Mesel 2009), sexuelle Fortpflanzung ist selten (Maggs &amp; Stegenga 1999).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

*Anthropogene (Schiffe, mögliche Besiedlung künstlicher Substrate, Wijsman & de Mesel 2009) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen, Mead et al. 2013).*

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

*Vor Helgoland zwischen 1959-1998 nur als Drift nachgewiesen (Bartsch & Kuhlenkamp 2000), auch in den Niederlanden keine starke Ausbreitung (Maggs & Stegenga 1999).*

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

**Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*In Europa in warmtemperaten Gebieten (Robinson et al. 2005), zudem weite Temperaturamplitude (Eno et al. 1997), daher weitere Ausbreitung bei Gewässererwärmung wahrscheinlich.*

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Schifffahrt (Aufwuchs an Schiffsrümpfen erhöht Instandhaltungskosten, Eno et al. 1997). Aquakultur (Besiedlung von Austern, Befallsrate jedoch < 1%, Niederlande, Haydar 2010).*

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Auswirkungen auf die Biodiversität sind zu klären. Effiziente Beseitigungsmethoden fehlen.*

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

- 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.
- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Non-native macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- De Clerck, O., Anderson, R.J., Bolton, J.J. & Robertson-Andersson, D. (2002): *Schimmelmannia elegans* (Gloiosiphoniaceae, Rhodophyta): South Africa's first introduced seaweed? *Phycologia* 41: 184-190.
- Eno, N.C., Clark, R.A. & Sanderson, W.G. (1997): Non-native marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough: 136 S.
- Garbary, D.J. & South, G.R. (Eds.) (1990): Evolutionary biogeography of the marine algae of the North Atlantic. NATO ASI series. Series G, Ecological sciences 22, Springer, Berlin: 429 S.
- 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: Ecological, management, and geographic perspectives. Springer, Berlin: 507-528.
- Gouletquer, P., Bachelet, G., Guy Sauriau, P. & Noël, P. (2002): Open Atlantic coast of Europe - A century of introduced species into French waters. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), Invasive aquatic species of Europe. Kluwer, London: 276-290.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org> (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Haydar, D. (2010): What is natural? The scale and consequences of marine bioinvasions in the North Atlantic Ocean. PhD-Thesis, University Groningen: 184 S.
- Maggs, C.A. & Stegenga, H. (1999): Red algal exotics on North Sea coasts. *Helgol. Meeresunters.* 52: 243-258.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Mead, A., Griffiths, C., Branch, G., McQuaid, C., Blamey, L., Bolton, J., Anderson, R., Dufois, F., Rouault, M., Froneman, P., Whitfield, A., Harris, L., Nel, R., Pillay, D. & Adams, J. (2013): Human-mediated drivers of change-impacts on coastal ecosystems and marine biota of South Africa. *Afr. J. Mar. Sci.* 35: 403-425.
- Mineur, F., Johnson, M.P. & Maggs, C.A. (2008): Macroalgal introductions by hull fouling on recreational vessels: seaweeds and sailors. *Environ. Manage.* 42: 667-676.
- Moe, R.L. & Silva, P.C. (1980): Morphological and taxonomic studies on antarctic Ceramiaceae (Rhodophyceae). II. *Pterothamnion antarcticum* (Kylin) comb. nov. (*Antithamnion antarcticum* Kylin). *Brit. Phycol. J.* 15: 1-17.
- Robinson, T.B., Griffiths, C.L., McQuaid, C.D. & Rius, M. (2005): Marine alien species of South Africa - status and impacts. *Afr. J. Mar. Sci.* 27: 297-306.
- Wijsman, J.W.M & De Mesel, I. (2009): Duurzame Schelpdiertransporten. Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies IMARES Rapport C067/09, Wageningen: 111 S.

**Bearbeitung und Prüfung**

Maike Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Chattonella* sp.

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Chattonella</i> sp.</b>
	–
	Synonyme: –
	Ochrophyta, Chattonellaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Unbekannt
	<i>Die Gattung ist in Deutschland gebietsfremd (Elbrächter 1999). Ob es sich bei den Funden in deutschen Gewässern um <i>Chattonella marina</i> handeln könnte, ist bislang nicht geklärt. Diese Art wurde mit den beiden Varianten (var. <i>marina</i>, var. <i>antiqua</i>) 1991 im niederländischen Ems-Dollart-Gebiet nachgewiesen (Vrieling et al. 1995).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt
	<i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1974
	<i>1974 vor Sylt nachgewiesen (Elbrächter 1999).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	Nein
<b>Prädation und Herbivorie</b>	nicht beurteilt
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Brevetoxin-Bildung (ichthyotoxisch, Haque &amp; Onoue 2002; Fischsterben 2000 vor dänischer Küste ohne Folgen für den Bestand, BLMP 2005). Toxizität bei Salinität &gt;25 PSU herabgesetzt (Haque &amp; Onoue 2002).</i>	Unbekannt
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Bei hohen Individuenzahlen Einflüsse auf Nährstoffdynamik und auf Sauerstoffgehalt im Gewässer möglich, bisher aber nicht untersucht.</i>	Unbekannt
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Unregelmäßiges Vorkommen in Großteil der Deutschen Bucht (Elbrächter 1999, BLMP 2005, NLWKN 2015), fehlt in der deutschen Ostsee (Guiry &amp; Guiry 2015).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Es gibt keine erfolgversprechenden Maßnahmen zur Entfernung. Chemische Bekämpfung (Algizid, experimentell, Baek et al. 2013; Hydrogenperoxid, Piyatiratitivorakula et al. 2002; verschiedene (lehmige) Mineralien, Wu et al. 2010) und biologische Bekämpfung (Bakterium, experimentell, Nakashima et al. 2006) im Meer nicht erfolgversprechend und vertretbar. Vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Verminderung der Verschleppung durch Ballastwasserbehandlung.</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In marinen Lebensräumen (Guiry &amp; Guiry 2015).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle Fortpflanzung (Demura et al. 2012), hohe Reproduktionsrate möglich (Peperzak 2003), sexuelle Fortpflanzung nur unter experimentellen Bedingungen bekannt (Demura et al. 2007), kann Dauerstadien bilden (Edvardsen &amp; Imai 2006).</i>	Hoch

<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b> <i>Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b> <i>Hohe Dichten in Deutscher Bucht mit bis zu 10 Mio. Zellen/L (BLMP 2005).</i>	<b>Ja</b>
<b>Förderung durch Klimawandel</b> <i>Temperaturoptimum in vitro beträgt 20 bzw. 25 °C (<i>C. marina</i> var. <i>marina</i> bzw. var. <i>antigua</i>) bei einem Salzgehalt von 25 PSU (Imai &amp; Yamaguchi 2012).</i>	<b>Ja</b>

#### **D) Ergänzende Angaben**

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b> <i>Fischerei, Aquakultur (Ichthyotoxisch, Hallegraeff 1993, BLMP 2005).</i>	<b>Ja</b>
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b> <i>Auswirkungen auf die Biodiversität sind nur unzureichend bekannt.</i>	<b>Ja</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Baek, S.H., Jang, M.-C., Son, M., Kim, S.W., Cho, H., Kim, Y.O. (2013): Algicidal effects on *Heterosigma akashiwo* and *Chattonella marina* (Raphidophyceae), and toxic effects on natural plankton assemblages by a thiazolidinedione derivative TD49 in a microcosm. *J. Appl. Phycol.* 25: 1055-1064.
- BLMP (2005): Messprogramm Meeresumwelt: Zustandsbericht 1999-2002 für Nordsee und Ostsee. Hamburg: 152 S.
- Demura, M., Noël, M.-H., Kasai, F., Watanabe, M.M. & Kawachi, M. (2012): Life cycle of *Chattonella marina* (Raphidophyceae) inferred from analysis of microsatellite marker genotypes. *Phycol. Res.* 60: 316-325.
- Edvardsen, B. & Imai, I. (2006): The ecology of harmful flagellates within Prymnesiophyceae and Raphidophyceae. In: Granéli, E. & Turner, J.T. (Eds.), *Ecology of harmful algae*. *Ecological Studies* 189: 67-89.
- Elbrächter, M. (1999): Exotic flagellates of coastal North Sea waters. *Helgol. Meeresunters.* 52: 235-242.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org> (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Hallegraeff, G.M. (1993): A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32: 79-99.
- Haque, S.M. & Onoue, Y. (2002): Variation in toxin compositions of two harmful raphidophytes, *Chattonella antiqua* and *Chattonella marina*, at different salinities. *Environ. Toxicol.* 17: 113-118.
- Imai, I. & Yamaguchi, M. (2012): Life cycle, physiology, ecology and red tide occurrences of the fish-killing raphidophyte *Chattonella*. *Harmful Algae* 14: 46-70.
- Nakashima, T., Kim, D., Miyazaki, Y., Yamaguchi, K., Takeshita, S. & Oda, T. (2006): Mode of action of an anti-algal agent produced by a marine gammaproteobacterium against *Chattonella marina*. *Aquat. Microb. Ecol.* 45: 255-262.
- NLWKN (2015): Datenbank Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, Gütemessnetz Übergangs- und Küstengewässer. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.
- Peperzak, L. (2003): Climate change and harmful algal blooms in the North Sea. *Acta Oecol.* 24: 139-144.
- Piyatiratitivorakul, P., Lirdwitayaprasit, T. & Thooithaisong, J. (2003): Laboratory studies on chemical control of red tide phytoplankton (*Chattonella marina* and *Heterosigma akashiwo*) for Black Tiger Shrimp (*Penaeus monodon*) culture. *Science Asia* 28: 217-220.
- Vrieling, E.G., Koeman, R.R.T., Nagasaki, K., Ishida, Y., Peperzak, L., Gieskes, W.W.C. & Veenhuis, M. (1995): *Chattonella* und *Fibrocapsa* (Raphidophyceae): First observation of potentially harmful, red tide organisms in Dutch coastal waters. *Neth. J. Sea Res.* 33: 183-191.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. *Zoolog. Meded.* 79: 1-116.
- Wu, T., Yan, X., Cai, X., Tan, S., Li, H., Liu, J. & Yang, W. (2010): Removal of *Chattonella marina* with clay minerals modified with a gemini surfactant. *Appl. Clay Sci.* 50: 604-607.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring & Maike Isermann  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Codium fragile* ssp. *fragile* – Grüne Gabelalge

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Codium fragile</i> ssp. <i>fragile</i> (Suringar) Hariot, 1889</b> <b>Grüne Gabelalge</b> Synonyme: <i>Acanthocodium fragile</i> Chlorophyta, Codiaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik (Japanisches Meer)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Aquakultur, Biovektoren (Schalentiere), Schiffsrumpf, Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1923 <i>Driftnachweis 1923 bei Helgoland (Schmidt 1936). 1900 bei Den Helder (Niederlande, Stegenga &amp; Prud`homme van Reine 1998), 1920 im Sallingsund (Limfjord) (Dänemark, Silva 1957).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1930 <i>Festsitzend am 30.01.1930 bei Helgoland (Schmidt 1936).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Setzt Besiedlung von Laminaria-Arten bei Interaktion mit Membranipora membranacea herab, langfristig jedoch evtl. Regeneration des Ökosystems möglich (Kanada, Kelly et al. 2011). Im Lawrence Golf bislang ohne negative Auswirkungen auf heimische Algenarten (Garbary, pers. Mitt.).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b>	<i>nicht beurteilt</i>
<b>Hybridisierung</b> <i>Die Gattung ist in Deutschland gebietsfremd. Hybride mit gebietsfremder Codium fragile ssp. atlanticum (Spanien, Rojo et al. 2014) und mit C. fragile ssp. scandinavicum (Dänemark, Silva 1957).</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Evtl. Einbringung anderer gebietsfremder Arten, da hohe Anzahl epiphytischer Algenarten (Rhode Island USA, Jones &amp; Thornber 2010).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Veränderung von Vegetationsstrukturen (Auswirkungen auf Muschelbänke u.a. auf Austern, Kanada, Matheson et al. 2014).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In der dt. Nordsee selten (Schories et al. 2013), vor Helgoland (Kornmann &amp; Sahling 1977) und 2009 bei Sylt; 1980-99 bei Minsener Oldeog, 2012 bei Wilhelmshaven (Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Kleinräumig</b>
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt, Trowbridge 1998), vorbeugende Maßnahme z.B. Ballastwasserbehandlung, Reinigung von Muscheln beim Versatz von Kulturbeständen.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In marinen Lebensräumen, in der Ostsee bei Salzgehalten von 18-30 PSU (Paavola et al. 2005).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle und sexuelle Fortpflanzung sowie Parthenogenese (Prince &amp; Trowbridge 2004).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Schiffsaufwuchs) und natürliche Fernausbreitung (von Thallusfragmenten mit Meeresströmungen, Shanks et al. 2003).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Stabil</b>

Bestandstrend in Deutschland gleichbleibend (Schories et al. 2013).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

Ja

Kann Dominanzbestände bilden, z.B. mit 46% Deckung (Italien, Bulleri & Airoidi 2005).

### **Förderung durch Klimawandel**

Ja

Große Temperaturamplitude von 2-33 °C (Matheson et al. 2014), mit Temperaturoptimum von 24 °C (Trowbridge 1998). Nordwärts gerichtete Arealerweiterung (Schottland, Nall et al. 2015).

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

Ja

Muschelfischerei (Kanada, Bird et al. 1993), Aquakultur (Chile, Castilla & Neill 2009).

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

Ja

Aquakultur (Nahrungsmittel, Trowbridge 1998).

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

Keine

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

Ja

Auswirkungen auf die Biodiversität sind zu klären. Effiziente Beseitigungsmethoden fehlen.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- Bird, J.C., Dadswell, M.J. & Grund, D.W. (1993): First record of the potential nuisance alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta, Caulerpales) in Atlantic Canada. Proc. Nova Scotian Inst. Science 40: 11-17.
- Bulleri, F. & Airoidi, L. (2005): Artificial marine structures facilitate the spread of a non-indigenous green alga, *Codium fragile* ssp. *tomentosoides*, in the north Adriatic Sea. J. Appl. Ecol. 42: 1063-1072.
- Castilla, J.C. & Neill, P.E. (2009): Marine bioinvasions in the southeastern Pacific: status, ecology, economic impacts, conservation and management. In: Rilov, G. & Crooks, J.A. (Eds.), Biological invasions in marine ecosystems. Ecological Studies 204: 439-457.
- Jones, E. & Thornber, C.S. (2010): Effects of habitat-modifying invasive macroalgae on epiphytic algal communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 400: 87-100.
- Kelly, J.R., Scheibling, R.E. & Balch, T. (2011): Invasion-mediated shifts in the macrobenthic assemblage of a rocky subtidal ecosystem. Mar. Ecol. Prog. Ser. 437: 68-78.
- Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1977): Meeresalgen von Helgoland. Benthische Grün-, Braun- und Rotalgen. Helgol. Meeresunters. 29: 1-289.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Matheson, K., McKenzie, C.H., Sargent, P., Hurley, M. & Wells, T. (2014): Northward expansion of the invasive green algae *Codium fragile* spp. *fragile* (Suringar) Hariot, 1889 into coastal waters of Newfoundland, Canada. BiolInvasions Records 3: 151-158.
- Nall, C.R., Guerin, A.J. & Cook, E.J. (2015): Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. Aquatic Invasions 10: 107-121.
- Paavola, M., Olenin, S. & Leppäkoski, E. (2005): Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? Estuar. Coast. Shelf Sci. 64: 738-750.
- Prince, J.S. & Trowbridge, C.D. (2004): Reproduction in the green macroalga *Codium* (Chlorophyta): characterization of gametes. Bot. Mar. 47: 461-470.
- Rojo, I., Olabarria, C., Santamaria, M., Provan, J., Gallardo, T. & Viejo, R. (2014): Coexistence of congeneric native and invasive species: The case of the green algae *Codium* spp. in northwestern Spain. Mar. Environ. Res. 101: 135-144.
- Schmidt, O.C. (1936): Neue oder bemerkenswerte Meeresalgen aus Helgoland. I. Hedwigia 75: 150-158.
- Schories, D., Kuhlenkamp, R., Schubert, H. & Selig, U. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. NaBiV 70: 179-229.
- Shanks, A.L., Grantham, B.A. & Carr, M.H. (2003): Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. Ecol. Appl. 13, Supplement: 159-169.
- Silva, P.C. (1957): *Codium* in Scandinavian waters. Svensk Bot. Tidskr. 51: 117-134.
- Stegenga, H. & Prud'homme van Reine, W. (1998): Changes in the seaweed flora of the Netherlands. In: Scott, G. & Tittley, J. (Eds.), Changes in the marine flora of the North Sea. Cerci, Univ. College Scarborough: 77-87.
- Trowbridge, C.D. (1998): Ecology of the green macroalga *Codium fragile* (Suringar) Hariot 1889: invasive and non-invasive subspecies. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 36: 1-64.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Maik Isermann & Stefan Nehring

2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Coscinodiscus wailesii* – Wailes-Kieselalge

**Systematik und Nomenklatur:** *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst, 1931

**Wailes-Kieselalge**

Synonyme: –

Ochrophyta, Coscinodiscaceae

**Lebensraum:** Meer, Brackwasser

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordpazifik, Indopazifik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Biovektoren (Austernkulturen), Ballastwasser

**Ersteinbringung:** 1970-1977

Mit Pazifischen Austern als Besatz für Aquakultur in den 1970er Jahren nach Frankreich eingebracht (Rincé & Plauzier 1986), von dort auch mit Meeresströmungen ausgebreitet (Wolff 2005). Nach Großbritannien möglicherweise mit Ballastwasser eingebracht (Hopkins 2002).

**Erstnachweis:** 1977-1978

1978 in der Deutschen Bucht vor Helgoland (Hagmeier 1992), evtl. bereits 1977 (Wiltshire et al. 2008). Seit 1983 in der Ostsee (Beltsee, Olenina et al. 2010).

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

Ja

Kann heimische Arten wie *Coscinodiscus concinnus* oder *C. granii* verdrängen (Dürselen & Rick 1999), Veränderung Artenzusammensetzung des Phytoplanktons (Helgoland, Wiltshire et al. 2008).

##### **Prädation und Herbivorie**

nicht beurteilt

##### **Hybridisierung**

Unbekannt

Hybridisierung mit heimischen *Coscinodiscus*-Arten ist nicht bekannt (Bartsch & Kühlenkamp 2000).

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

Unbekannt

Möglicherweise werden Planktonparasiten übertragen, da z.B. *Pirsonia diadema* auch in heimischen *Coscinodiscus*-Arten vorkommt (Hoppenrath et al. 2009).

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

Ja

Veränderung Nahrungsbeziehungen: durch Größe für Planktonfresser nur bedingt nutzbar (experimentell, Jansen 2008). Evtl. Beeinflussung der Sedimentverhältnisse (Boalch & Harbour 1977). Algenblüten können Sauerstoffmangel induzieren (Laing 1999).

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

Großräumig

In der gesamten Deutschen Bucht (Hoppenrath et al. 2009); nur in Teilen der dt. Ostsee; in Europa sehr weit verbreitet (Gómez & Souissi 2010).

##### **Maßnahmen**

Vorhanden

Es gibt keine erfolgversprechenden Maßnahmen zur Entfernung. Vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Verringerung der Eutrophierung und Verminderung der Verschleppung durch Ballastwasserbehandlung (Schmiedel et al. 2015).

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

Ja

In marinen Lebensräumen, in der offenen See, Küsten- und Ästuargebieten (Dürselen & Rick 1999).

##### **Reproduktionspotenzial**

Hoch

Asexuelle Fortpflanzung (Zweiteilung ermöglicht Verdoppelung der Biomasse innerhalb von 70 Stunden, bildet zudem Dauerstadien, Laing 1999).

##### **Ausbreitungspotenzial**

Hoch

Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen).

## Aktueller Ausbreitungsverlauf

In der Vergangenheit (1988-1996) schnelle Ausbreitung (Deutsche Bucht, Dürselen & Rick 1999).

Unbekannt

## Monopolisierung von Ressourcen

Kann in Algenblüten bis zu 90% (Rick & Dürselen 1995) bzw. 96% (Bucht von Les Veys, Frankreich, Jouenne et al. 2007) der Phytoplanktonmasse ausmachen.

Ja

## Förderung durch Klimawandel

Kaltwasserart mit großer Temperaturamplitude, häufiger im Winterhalbjahr (Dürselen & Rick 1999), nimmt während kühlerer Perioden wie 1961-1979 in ihrer Abundanz zu (Gómez 2008).

Nein

## D) Ergänzende Angaben

### Negative ökonomische Auswirkungen

Fischerei (Schleimbildung führte zum Reißen bzw. Absinken von Netzen, Boalch & Harbour 1977, Hagmeier 1992), Aquakultur (Bewuchs von Zubehör, Laing 1999).

Ja

### Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

### Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

### Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

Anmerkung: Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## Quellen

- Bartsch, I. & Kühlenkamp, R. (2000): The marine macroalgae of Helgoland (North Sea): an annotated list of records between 1845 and 1999. Helgol. Mar. Res. 54: 160-189.
- Boalch, G.T. & Harbour, D.S. (1977): Unusual diatom off the coast of south-west England and its effect on fishing. Nature 269: 687-688.
- Dürselen, C.-D. & Rick, H.-J. (1999): Spatial and temporal distribution of two new phytoplankton diatom species in the German Bight in the period 1988 and 1996. Sarsia 84: 367-377.
- Gómez, F. & Souissi, S. (2010): The diatoms *Odontella sinensis*, *Coscinodiscus wailesii* and *Thalassiosira punctigera* in the European Atlantic: recent introductions or overlooked in the past? Fresen. Env. Bull. 19: 1424-1433.
- Gómez, F. (2008): Phytoplankton invasions: Comments on the validity of categorizing the non-indigenous dinoflagellates and diatoms in European Seas. Mar. Poll. Bull. 56: 620-628.
- Hagmeier, E. (1992): Zum Auftreten der Kieselalge *Coscinodiscus wailesii* im Sommer 1991. Jahresbericht der Biologischen Anstalt Helgoland 1991: 46.
- Hasle, G.R. (1990): Kiselalger i Oslofjorden og Skagerrak. Arter nye for området: Inmigranter eller oversett tidligere?? Blyttia 48: 33-38.
- Hopkins, C.C.E. (2002): Introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), Invasive aquatic species of Europe. Kluwer, Dordrecht: 240-252.
- Hoppenrath, M., Elbrächter, M. & Drebes, G. (2009): Marine Phytoplankton. Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt. Schweizerbart, Stuttgart: 264 S.
- Jansen, S. (2008): Copepods grazing on *Coscinodiscus wailesii*: a question of size? Helgol. Mar. Res. 62: 251-255.
- Jouenne, F., Lefebvre, S., Véron, B. & Lagadeuc, Y. (2007): Phytoplankton community structure and primary production in small intertidal estuarine-bay ecosystem (eastern English Channel, France). Mar. Biol. 151: 805-825.
- Laing, I. (1999): *Coscinodiscus wailesii*. In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. & Voigt, M. (Eds.), Exotics Across the Ocean. Case histories on introduced species. Logos, Berlin: 1-4.
- Olenina, I., Wasmund, N., Hajdu, S., Jugensone, I., Gromisz, S., Kownacka, J., Toming, K., Vaiciūtė, D. & Olenin, S. (2010): Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case. Mar. Poll. Bull. 60: 1691-1700.
- Rick, H.-J. & Dürselen, C.-D. (1995): Importance and abundance of the recently established species *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst in the German Bight. Helgol. Meeresunters. 49: 355-374.
- Rincé, Y. & Plaumier, G. (1986): Données nouvelles sur la distribution de la diatomée marine *Coscinodiscus wailesii* Gran & Angst (Bacillariophyceae). Phycologia 25: 73-79.
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(1): 709 S.
- Wiltshire, K.H., Malzahn, A.M., Wirtz, K., Greve, W., Janisch, S., Mangelsdorf, P., Manly, B.F.L. & Boersma, M. (2008): Resilience of North Sea phytoplankton spring bloom dynamics: An analysis of long-term data at Helgoland Roads. Limnol. Oceanogr. 53: 1294-1302.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zoolog. Meded. 79: 1-116.

## Bearbeitung und Prüfung

Maike Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Fibrocapsa japonica* – Japanischer Flagellat

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Fibrocapsa japonica</i> S.Toriumi &amp; H.Takano, 1973</b> <b>Japanischer Flagellat</b> Synonyme: <i>Chattonella japonica</i> Ochrophyta, Chattonellaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik <i>Die Art wurde aus Japan beschrieben; sie wird von Wolff (2005) in den Niederlanden als kryptogen eingestuft.</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser, Biovektoren (Austern) <i>Möglicherweise auch mit Austernkulturen eingebracht (Wolff &amp; Reise 2002).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1992 <i>Im August 1992 vor Sylt nachgewiesen (Elbrächter 1999). Zuvor im Oktober 1991 an mehreren Orten im niederländischen Wattenmeer u.a. im Ems-Dollart-Gebiet (Vrieling et al. 1995).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	<b>Nein</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b>	<i>nicht beurteilt</i>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Toxische Wirkung auf Fischlarven der Seeszunge <i>Solea solea</i> (De Boer et al. 2012), auf Muscheln (Elbrächter 1994), auf Salzkrebschen <i>Artemia</i>-Arten, insbesondere bei hoher Abundanz über längere Zeit (Italien, Pezзолesi et al. 2008) und möglicherweise auf Seehunde (Tillmann &amp; Rick 2003).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Einflüsse auf Nährstoffdynamik und auf Sauerstoffgehalt im Gewässer (Fani et al. 2009).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Im gesamten Gebiet der deutschen Nordsee vorkommend und etabliert (Gollasch 2003).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Es gibt keine erfolgversprechenden Maßnahmen zur Entfernung. Vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Verminderung der Verschleppung durch Ballastwasserbehandlung (Schmiedel et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In marinen Lebensräumen (Guiry &amp; Guiry 2015).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle Vermehrung nicht bekannt. Bildung von Dauerstadien, während ungünstiger Umweltbedingungen (Kooistra et al. 2001).</i>	<b>Gering</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Ballastwasser, mit Aquakulturorganismen, Wolff &amp; Reise 2002) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen, Fani et al. 2014).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b> <i>Nach anfänglicher starker Ausbreitung (Tillmann &amp; Rick 2003) aktuell nur unregelmäßige Funde.</i>	<b>Unbekannt</b>

## Monopolisierung von Ressourcen

Ja

Kann Phytoplanktongemeinschaften dominieren (Westliches Mittelmeer, Fani et al. 2009).

## Förderung durch Klimawandel

Unbekannt

Experimentell wurde gezeigt, dass diese eurytherme Art im Temperaturbereich von 4-32 °C überlebt. Im deutschen Wattenmeer bildet die Art evtl. Dauerstadien bei Temperaturen < 4°C (De Boer et al. 2004). Toxizität ist bei 20 °C höher als bei 16 °C (experimentell, De Boer et al. 2012).

## D) Ergänzende Angaben

### Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Aquakultur, Fischerei, Muschelfischerei (Ichthyotoxin produzierend, Elbrächter 1994).

### Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

### Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

### Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## Quellen

- De Boer, M.K., Koolmees, E., Vrieling, E.G., Breeman, A. & Van Rijssel, M. (2004): Temperature responses of three *Fibrocapsa japonica* strains (Raphidophyceae) from different climate regions. J. Plankton Res. 27: 47-60.
- De Boer, M.K., Boerée, C., Sjollema, S.B., De Vries, T., Rijnsdorp, A.D. & Buma, A.G.J. (2012): The toxic effect of the marine raphidophyte *Fibrocapsa japonica* on larvae of the common flatfish sole (*Solea solea*). Harmful Algae 17: 92-101.
- Elbrächter, M. (1994): Phytoplankton und toxische Algen im Wattenmeer. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 81-86.
- Elbrächter, M. (1999): Exotic flagellates of coastal North Sea waters. Helgol. Meeresunters. 52: 235-242.
- Fani, F., Nuccio, C., Lazzara, L., Ciofi, C. & Natali, C. (2009): First observation of *Fibrocapsa japonica* (Raphidophyceae) in a cyclonic eddy in the eastern Alboran Sea (Western Mediterranean Sea). Biol. Mar. Medit. 16: 382-383.
- Fani, F., Nuccio, C., Lazzara, L., Massi, L., Battocchi, C. & Penna, A. (2014): *Fibrocapsa japonica* (Raphidophyceae) occurrence and ecological features within the phytoplankton assemblage of a cyclonic eddy, offshore the Eastern Alboran Sea. Mediterr. Mar. Sci. 15: 250-262.
- Gollasch, S. (2003): Einschleppung exotischer Arten mit Schiffen. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & Von Westernhagen, H. (Hrsg.), Warnsignale aus Nordsee & Wattenmeer: eine aktuelle Umweltbilanz. Hamburg (wissenschaftliche Auswertungen): 309-312.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org> (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Kooistra, W.H.C.F., De Boer, M.K., Vrieling, E.G., Connell, L.B. & Gieskes, W.W.C. (2001): Variation along ITS markers across strains of *Fibrocapsa japonica* (Raphidophyceae) suggests hybridisation events and recent range expansion. J. Sea Res. 46: 213-222.
- Pezzolesi, L., Guerrini, F., Pasteris, A., Galletti, P., Tagliavini, E. & Postocchi, R. (2008): Study of the toxic mechanism of the red-tide forming (Raphidophyceae) *Fibrocapsa japonica* (Northern Adriatic). Biol. Mar. Medit. 15: 50-53.
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(1): 709 S.
- Tillmann, U. & Rick, H.-J. (2003): North Sea Phytoplankton: a review. Senckenb. Marit. 33: 1-69.
- Vrieling, E.G., Koeman, R.P.T., Nagasaki, K., Ishida, Y., Peperzak, L., Gieskes, W.W.C. & Veenhuis, M. (1995): *Chattonella* and *Fibrocapsa* (Raphidophyceae): first observation of, potentially harmful, red tide organisms in Dutch coastal waters. Neth. J. Sea Res. 33: 183-191.
- Wolff, W.J. & Reise, K. (2002): Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into the northern and western European waters. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Hrsg.), Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer, Dordrecht: 193-205.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zool. Meded. 79: 1-116.

## Bearbeitung und Prüfung

Maike Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Fucus evanescens* – Klauentang

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Fucus evanescens</i> C. Agardh, 1820</b> <b>Klauentang</b> Synonyme: <i>Fucus bursigerus</i> , <i>F. distichus</i> f. <i>latifrons</i> Ochrophyta, Fucaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordpazifik, Westlicher Arktischer Ozean, Mittlerer Arktischer Ozean, Östlicher Arktischer Ozean
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Schiffsrumpf, Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1990 <i>Mehrere Nachweise mit geringer Abundanz im August 1990 in der Flensburger Förde (Ostsee) (Schories et al. 2013). Bereits im April 1898 im Oslofjord (Norwegen, Simmons 1898) und 1924 im Öresund (Schweden, Jansson 1994).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Interspezifische Konkurrenz insbesondere mit Jungpflanzen von <i>Fucus serratus</i> in Abhängigkeit von Abundanzverhältnissen und Nährstoffgehalten (Steen &amp; Scrosati 2004).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b>	<i>nicht beurteilt</i>
<b>Hybridisierung</b> <i>Hybridisierung mit <i>Fucus serratus</i> seit 1977 im Oslofjord, Norwegen bekannt (Coyer et al. 2002); innerhalb einer Population bis zu 13% Hybride (Kattegat, Dänemark, Coyer et al. 2007).</i>	<b>Ja</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Obwohl weniger epiphytische Algen auf <i>Fucus evanescens</i> vorkommen als auf heimischen Arten (<i>F. serratus</i>, <i>F. vesiculosus</i>, <i>Ascophyllum nodosum</i>, Wikström &amp; Kautsky 2004), ist die Übertragung gebietsfremder epiphytischer Arten möglich.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Veränderung der Vegetationsstruktur (Herabsetzung der Invertebratenfauna, Wikström &amp; Kautsky 2004) durch deutlich geringere Epiphytendiversität auf <i>Fucus evanescens</i> (5%) im Vergleich zu <i>F. vesiculosus</i> (20%) (Kieler Förde, Schueller &amp; Peters 1994).</i>	<b>Ja</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Vorkommen in wenigen Gebieten der Ostsee Deutschlands, nur in Schleswig-Holstein häufig. In der deutschen Nordsee fehlend (Schories et al. 2013).</i>	<b>Kleinräumig</b>
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Verminderung der Verschleppung durch Antifouling-Anstriche, Schiffsrumpfreinigung und Ballastwasserbehandlung.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Besiedelt marine Lebensräume (Guiry &amp; Guiry 2015), bei Salzgehalten unter 10 PSU sind Keimung und Wuchs von Jungpflanzen stark beeinträchtigt (Wikström et al. 2002). Die Art scheint häufig in Häfen vorzukommen (Schweden, Wikström et al. 2002).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Hermaphroditisch (Coyer et al. 2007), Geschlechtsreife innerhalb von 7 Monaten (Ang 1991), Lebenserwartung 2-3 Jahre (Wikström et al. 2002).</i>	<b>Hoch</b>

<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (durch Schiffe) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen) (Wikström 2004).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b> <i>In der deutschen Ostsee deutliche Zunahme (Schories et al. 2013), an einigen Standorten in der westlichen Ostsee z.B. der Kieler Bucht zwischen 1990 und 2004 starke Zunahme in Häufigkeit und Abundanz (Schaffelke et al. 1995, Schories et al. 2004).</i>	<b>Expansiv</b>
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b> <i>Bildung von Dominanzbeständen (Norwegen, Bokn et al. 1992; Dänemark, Thomsen 2007).</i>	<b>Ja</b>
<b>Förderung durch Klimawandel</b> <i>Kaltwasserart (Coyer et al. 2002).</i>	<b>Nein</b>

#### D) Ergänzende Angaben

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b> <i>Effiziente Beseitigungsmethoden fehlen.</i>	<b>Ja</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Ang, P.O. (1991): Natural dynamics of a *Fucus distichus* (Phaeophyceae, Fucales) population: reproduction and recruitment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 78: 71-85.
- Bokn, T.L., Murray, S.N., Moy, F.E. & Magnusson, J.B. (1992): Changes in fucoid distributions and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974-80 versus 1988-90. Acta Phytogeogr. Suec. 78:117-124.
- Coyer, J.A., Hoarau, G., Stam, W.T. & Olsen, J.L. (2007): Hybridization and introgression in a mixed population of the intertidal seaweeds *Fucus evanescens* and *F. serratus*. J. Evol. Biol. 20: 2322-2333.
- Coyer, J.A., Peters, A.F., Hoarau, G., Stam, W.T. & Olsen, J.L. (2002): Hybridization of the marine seaweeds, *Fucus serratus* and *Fucus evanescens* (Heterokontophyta: Phaeophyceae) in a 100-year-old zone of secondary contact. Proc. R. Soc. Lond. B 269: 1829-1834.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org> (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Jansson, K. (1994): Alien species in the marine environment. Introductions to the Baltic sea and the Swedish West Coast. Rapport-Naturvaardsverket (Sweden) 4357. Swedish Environmental Protection Agency, Solna: 68 S.
- Schaffelke, B., Evers, D. & Walhorn, A. (1995): Selective grazing of the isopod *Idotea baltica* between *Fucus evanescens* and *F. vesiculosus* from Kiel Fjord (western Baltic). Mar. Biol. 124: 215-218.
- Schories, D., Kühlenkamp, R., Schubert, H. & Selig, U. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. NaBiV 70: 179-229.
- Schories, D., Selig, U. & Schubert, H. (2004): Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Universität Rostock: 80 S.
- Schueller, G.H. & Peters, A.F. (1994): Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). Bot. Mar. 37: 471-477.
- Simmons, H.G. (1898): Algologiska notiser. II. Einige Algenfunde bei Dröbak. Botaniska Notiser 1898: 117-123.
- Steen, H. & Scrosati, R. (2004): Intraspecific competition in *Fucus serratus* and *F. evanescens* (Phaeophyceae: Fucales) germlings: effects of settlement density, nutrient concentration, and temperature. Mar. Biol. 144: 61-70.
- Sund Laursen, J.S. (1992): Vegetationsuntersuchungen in der Flensburger Förde 1982-1990. Teknisk Forvaltning Sønderjyllands Amt, Sønderjylland: 76 S.
- Thomsen, M.S., Wernberg, T., Staehr, P., Krause-Jensen, D., Risgaard-Petersen, N. & Silliman, B.R. (2007): Alien macroalgae in Denmark - a broad-scale national perspective. Mar. Biol. Res. 3: 61-72.
- Wikström, S.A. (2004): Marine seaweed invasions - the ecology of introduced *Fucus evanescens*. PhD-Thesis, Stockholm University: 44 S.
- Wikström, S.A. & Kautsky, L. (2004): Invasion of a habitat-forming seaweed: effects on associated biota. Biol. Invasions 6: 141-150.
- Wikström, S.A., Von Wachenfeldt, T. & Kautsky, L. (2002): Establishment of the exotic species *Fucus evanescens* C. Ag. (Phaeophyceae) in Öresund, Southern Sweden. Bot. Mar. 45: 510-517.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Maike Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Gracilaria vermiculophylla* – Besentang

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Gracilaria vermiculophylla</i> (Ohmi) Papenfuss, 1967</b> <b>Besentang</b> Synonyme: <i>Gracilaria asiatica</i> , <i>Gracilariopsis vermiculophylla</i> Rhodophyta, Gracilariaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik (Japanisches Meer)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren (Epiphyten auf importierten Austern), Schiffsrumpf
<b>Ersteinbringung:</b>	1996-2002 <i>1996 Einbringung an der Atlantikküste Frankreichs mit Austern, von dort Ausbreitung in Europa (Rueness 2005).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2002 <i>2002 in der Nordsee Schleswig-Holsteins (Schanz &amp; Reise 2005), im August 2005 mehrere Exemplare nahe des Yachthafens Kiel Schilksee (Schories &amp; Selig 2006) und ein Massenbestand in Kiel-Wik (Weinberger &amp; Wahl 2007).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Rückgang von <i>Fucus vesiculosus</i> in der Kieler Bucht (Weinberger et al. 2008) durch Verringerung des Wachstums und Erhöhung der Keimlingssterblichkeit (Hammann et al. 2013a, b, Weinberger et al. 2008). Minderung des Wuchses von heimischem Seegras (Buschbaum et al. 2008).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b>	<i>nicht beurteilt</i>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Die Art wird in der Ostsee gelegentlich von einer Infektionskrankheit befallen (Weinberger, pers. Mitt.), ob heimische Arten wie <i>Gracilaria gracilis</i> beeinträchtigt werden ist nicht bekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Veränderung von Nahrungsbeziehungen und des Fraßdrucks (Hammann et al. 2013a,b). Veränderung der Vegetationsstruktur von Seegraswiesen (Schanz &amp; Reise 2005) und deren faunistischer Lebensgemeinschaften des Endobenthos (Buschbaum et al. 2008).</i>	<b>Ja</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Im Wattenmeer Ost- und Nordfrieslands (Schories &amp; Selig 2006). Zwischen Flensburg und Warnemünde (Weinberger &amp; Wahl 2007).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorbeugende Maßnahmen, z.B. Ballastwasserbehandlung, Antifouling-Anstriche (Schmiedel et al. 2015), Reinigung von Muscheln beim Versatz von Kulturbeständen.</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In marinen Lebensräumen auf Hartsubstrat, oft auf Muschelbänken, aber auch im Sandwatt, wo die Art an Muscheln, Steinen etc. angeheftet ist (Schleswig-Holstein, Buschbaum et al. 2008).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle Fortpflanzung (Neubildung aus Thallusfragmenten sehr häufig, Rueness 2005), auch sexuelle Reproduktion (Nyberg et al. 2009).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

*Anthropogene (als Aufwuchs bei Schiffen, mit Aquakulturorganismen) und natürliche Fernausbreitung (Transport von Thallusfragmenten mit Meeresströmungen) (Weinberger et al. 2008).*

### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Expansiv**

*Lang- und kurzfristig deutliche Zunahme im Wattenmeer (Schories et al. 2013). In der Ostsee rückläufig, die Entwicklung ist abzuwarten (Krost 2014).*

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Dominanzbestände mit bis zu 74% der Gesamtphytomasse (Virginia, Thomsen et al. 2006).*

### **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*Maximaler Wuchs bei höheren Temperaturen (20 °C) (experimentell, Neijrup et al. 2013) sowie stärkste Beeinträchtigung von *Zostera marina* bei 30 °C (Martínez-Lüscher & Holmer 2010).*

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Fischerei (Überwucherung von Muschelbänken an der ostfriesischen Küste, Schories & Selig 2006).*

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Aquakultur (z.B. Agar-Herstellung, Krost 2014).*

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Effiziente Beseitigungsmethoden fehlen.*

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

## **Quellen**

- Buschbaum, C., Mayr, T. & Scheuer, K. (2008): Vorkommen der invasiven Rotalge *Gracilaria vermiculophylla* und ihre ökologischen Effekte im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. LANU Schleswig-Holstein, Flintbek: 50 S.
- Hammann, M., Buchholz, B., Karez, R. & Weinberger, F. (2013a): Direct and indirect effects of *Gracilaria vermiculophylla* on native *Fucus vesiculosus*. *Aquatic Invasions* 8: 121-132.
- Hammann, M., Wang, G., Rickert, E., Boo, S.M. & Weinberger, F. (2013b): Invasion success of the seaweed *Gracilaria vermiculophylla* correlates with low palatability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 486: 93-104.
- Krost, P. (2014): Aquakultur und Klimawandel in der Ostsee. RADOST-Berichtsreihe 26: 48 S.
- Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2009): Schnellerfassung von Neobiota in Deutschen Küstengewässern und Erstellung von Artenlisten nicht-heimischer Organismen. LLUR Schleswig-Holstein: 172 S.
- Martínez-Lüscher, J. & Holmer, M. (2010): Potential effects of the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* on *Zostera marina* metabolism and survival. *Mar. Environ. Res.* 69: 345-349.
- Neijrup, L., Staehr, P. & Thomsen, M. (2013): Temperature- and light-dependent growth and metabolism of the invasive red algae *Gracilaria vermiculophylla* - a comparison with two native macroalgae. *Eur. J. Phycol.* 48: 295-308.
- Nyberg, C.D., Thomsen, M.S. & Wallentinus, I. (2009): Flora and fauna associated with the introduced red alga *Gracilaria vermiculophylla*. *Eur. J. Phycol.* 44: 395-403.
- Rueness, J. (2005): Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. *Phycologia* 44:120-128.
- Schanz, A. & Reise, K. (2005): Forschungsbericht zur Bodenkartierung ausgewählter Seegraswiesen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 2003. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek: 25 S.
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(1): 709 S.
- Schories, D. & Selig, U. (2006): Die Bedeutung eingeschleppter Arten (alien species) für die Europäische Wasser-rahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 15: 147-158.
- Schories, D., Kuhlenskamp, R., Schubert, H. & Selig, U. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 179-229.
- Thomsen, M.S., McGlathery, K.J. & Tyler, A.C. (2006): Macroalgal distribution patterns in a shallow, soft-bottom lagoon, with emphasis on the nonnative *Gracilaria vermiculophylla* and *Codium fragile*. *Estuar. Coast* 29: 465-473.
- Weinberger, F. & Wahl, M. (2007): *Gracilaria* Invasion. Forschungsbericht zur Untersuchung des Verbreitungspotenzials und des möglichen ökologischen Effektes von *Gracilaria vermiculophylla* an der deutschen Ostseeküste. Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Flintbek: 52 S.
- Weinberger, F., Buchholz, B., Karez, R. & Wahl, M. (2008): The invasive red alga *Gracilaria vermiculophylla* in the Baltic Sea: adaptation to brackish water may compensate for light limitation. *Aquatic Biol.* 3: 251-264.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Maike Isermann & Stefan Nehring

2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Prorocentrum triestinum* – Schmale Zweigeißelalge

**Systematik und Nomenklatur:** *Prorocentrum triestinum* J. Schiller, 1918

**Schmale Zweigeißelalge**

Synonyme: *Hornellia marina*, *Prorocentrum pyrenoideum*, *P. redfieldii*, *P. setoutii*

*Prorocentrum triestinum* und *P. redfieldii* sind nach Hoppenrath et al. (2009) getrennte Arten, werden hier aber Guiry & Guiry (2015) folgend, zusammengefasst.

Dinophyta, Prorocentraceae

**Lebensraum:** Meer

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Unbekannt (Indischer Ozean?, Indopazifik?, Südwestpazifik?)

Gebietsfremde Art, deren genaues ursprüngliches Areal nicht sicher nachgewiesen ist (Elbrächter 1994, Gollasch & Nehring 2006). Wird in den Niederlanden von Wolff (2005) als kryptogen eingestuft.

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Ballastwasser

**Ersteinbringung:** Unbekannt

Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.

**Erstnachweis:** 1980-1992

Im Wattenmeer 1992 nachgewiesen; aus schleswig-holsteinischen Speicherkögen bereits aus den Jahren vor 1992 gemeldet (Elbrächter 1994). In den Niederlanden seit 1961 nachgewiesen (Oosterschelde, Kat 1979).

### Einstufungsergebnis: Potentiell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.

##### **Prädation und Herbivorie**

nicht beurteilt

##### **Hybridisierung**

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten.

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

Begründete Annahme

Einflüsse auf Nährstoffdynamik und Sauerstoffgehalt der Gewässer durch Algenblüten (Niederländisches Wattenmeer, Kat 1979).

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

Großräumig

In Teilen der deutschen Nordsee, 2001-2003 vor Helgoland (Hoppenrath 2004, Hoppenrath et al. 2009), seit 2006 regelmäßig im Wattenmeer Niedersachsens (NLWKN 2015). In den Niederlanden (Kat 1979). Im Skagerrak und Kattegat weit verbreitet (Schweden, Kuylenskierna & Karlson 2000).

##### **Maßnahmen**

Vorhanden

Unbekannt ist, ob kalkhaltige Flockungsmittel als erfolgversprechende Technik zur Entfernung geeignet sind (Korea, Figueiras et al. 2006), Vorbeugende Maßnahmen z.B. Ballastwasserbehandlung.

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

Ja

Vorkommen in marinen Lebensräumen (Guiry & Guiry 2015).

##### **Reproduktionspotenzial**

Hoch

Asexuelle Fortpflanzung.

##### **Ausbreitungspotenzial**

Hoch

*Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmung) von Thallusfragmenten.*

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

*Der aktuelle Ausbreitungsverlauf ist nicht bekannt.*

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Algenblüten mit bis zu 71 Mio. Zellen/L machten mehr als 90% der Phytoplanktonmasse aus (Ägypten, Labib 1996). In der Nordsee Niedersachsens bis zu 41.709 Zellen/L (NLWKN 2015).*

**Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

*Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Aquakultur, Muschelfischerei (evtl. Diarrhöische Muschelvergiftung (DSP) bedingend, Elbrächter 1994).*

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Unbekannt**

*In den Niederlanden wurde die Art mit Vorkommen von Diarrhöischer Muschelvergiftung (DSP) in Verbindung gebracht, eine Toxinproduktion konnte jedoch nicht nachgewiesen werden, evtl. Verursachung der DSP durch gleichzeitiges Vorkommen von Dinophysis-Arten (Elbrächter 1994).*

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Status und Auswirkungen auf die Biodiversität sind nur unzureichend bekannt.*

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

- Elbrächter, M. (1994): Phytoplankton und toxische Algen im Wattenmeer. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 81-86.
- Figueiras, F.G., Pitcher, G.C. & Estrada, M. (2006): Harmful algal bloom dynamics in relation to physical progresses. In: Granéli, E. & Turner, J. (Eds.), Ecology of harmful algae. Ecological Studies 189: 127-138.
- Gollasch, S. & Nehring, S. (2006): National checklist for aquatic alien species in Germany. Aquatic Invasions 1: 245-269.
- 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. Ecological Studies 204: 507-528.
- Gress, A.C. (2006): Die Sekundärmetabolite DMSP und Toxine in Dinophyceae der Gattungen *Prorocentrum* Ehrenberg und *Alexandrium* Halim. Dissertation Universität Bremen: 142 S.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org> (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Hoppenrath, M. (2004): A revised checklist of planktonic diatoms and dinoflagellates from Helgoland (North Sea, German Bight). Helgol. Mar. Res. 58: 243-251.
- Hoppenrath, M., Elbrächter, M. & Drebes, G. (2009): Marine phytoplankton. Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt. Schweizerbart, Stuttgart: 264 S.
- Kat, M. (1979): The occurrence of *Prorocentrum* species and coincidental gastrointestinal illness of mussel consumers. In: D.L. Taylor & Seliger, H.H. (Eds.), Toxic dinoflagellate blooms. Elsevier, Amsterdam: 215-220.
- Kuylenskierna, M. & Karlson, B. (2000): Checklist of phytoplankton in Skagerrak-Kattegat. <http://www.marbot.gu.se/SSS/SSShome.htm> (Zugriff: 20. Juni 2016).
- Labib, W. (1996): Water discoloration in Alexandria, Egypt, April 1993. I. Occurrence of *Prorocentrum triestinum* Schiffer (Red Tide) bloom and associated physical and chemical conditions. Chem. Ecol. 12: 163-170.
- NLWKN (2015): Datenbank Gewässerüberwachungssystem Niedersachsen, Gütemessnetz Übergangs- und Küstengewässer. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zoolog. Meded. 79: 1-116.

**Bearbeitung und Prüfung**

Maike Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Pseudochattonella verruculosa* – Warziger Kieselflagellat

**Systematik und Nomenklatur:** *Pseudochattonella verruculosa* (Y.Hara & M.Chihara) S.Tanabe-Hosoi, D.Honda, S.Fukaya, Y.Inagaki & Y.Sako in Hosoi-Tanabe et al., 2007

### Warziger Kieselflagellat

Synonyme: *Chattonella verruculosa*, *Verrucophora verruculosa*

Molekularbiologische Arbeiten (Riisberg & Edvardsen 2008) zeigten, dass *P. verruculosa* und *Verrucophora farcimen* eigenständige Arten sind, beide Arten kommen in der deutschen Nordsee vor (Hoppenrath et al. 2009).

Ochrophyta, Florenciellales

**Lebensraum:** Meer  
**Status:** Etabliert  
**Ursprüngliches Areal:** Nordwestpazifik (Japanisches Meer)  
**Einführungsweise:** Unabsichtlich  
**Einfuhrvektoren:** Ballastwasser  
**Ersteinbringung:** Unbekannt

Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist nicht bekannt.

**Erstnachweis:** 1998-2000

Sicherer Nachweis am 02.05.2000 in der Deutschen Bucht bei Sylt (Lu & Göbel 2000, Skjelbred et al. 2011). Möglicherweise schon im April-Mai 1998 in der Deutschen Bucht, der Nordsee Dänemarks und im Kattegat aufgetreten (Skjelbred et al. 2013, vgl. Elbrächter 1999). Evtl. bereits 1991 im Skagerrak nachgewiesen (Gollasch 2003).

## Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

### A) Gefährdung der Biodiversität

### Vergebene Wertstufe

#### **Interspezifische Konkurrenz**

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

#### **Prädation und Herbivorie**

nicht beurteilt

#### **Hybridisierung**

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

#### **Krankheits- und Organismenübertragung**

Ja

Fischmortalität (wahrscheinlich bedingt durch Schleimbildung und Beeinträchtigung der Kiemenfunktion) z.B. von Hornhecht, Hering, Sandaale und Makrelen (Dänemark, Backe-Hansen et al. 2001); Test auf toxische Substanzen war negativ (Backe-Hansen et al. 2001).

#### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

Begründete Annahme

Möglicherweise Verminderung des Strahlungshaushaltes, Einflüsse auf Nährstoffdynamik und Sauerstoffgehalt im Gewässer durch Algenblüten (Edvardsen et al. 2007).

### B) Zusatzkriterien

#### **Aktuelle Verbreitung**

Kleinräumig

In der nördlichen Deutschen Bucht (Nordsee) regelmäßig, jedoch selten nachgewiesen (vgl. Lu & Göbel 2000, Riisberg & Edvardsen 2008, Hoppenrath et al. 2009, Skjelbred et al. 2011, Göbel pers. Mitt.). In der Ostsee fehlend (bei der in der Danziger Bucht, Polen, im April 2001 gefundenen Art handelt es sich um *P. farcimen*, Łotocka 2009).

#### **Sofortmaßnahmen**

Unbekannt

Es gibt keine erfolgversprechenden Maßnahmen zur Entfernung. Nur vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Behandlung von Ballastwasser vorhanden.

### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

#### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

Ja

In marinen Lebensräumen (Hoppenrath et al. 2009).

#### **Reproduktionspotenzial**

Hoch

Asexuelle Fortpflanzung, höchste Wachstumsrate mit 1,74 Zellteilungen/Tag bei 15°C und 25 PSU

(CABI 2014).

### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

*Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen) (Petterson & Pozdnyakov 2013).*

### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

*Konkrete Informationen zum Ausbreitungsverlauf sind nicht bekannt.*

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Hohe Zelldichten während Algenblüten mit bis zu 3 Mio. Zellen/L (Norwegen, Backe-Hansen et al. 2001).*

### **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*Temperaturoptimum liegt mit 12-20 °C höher als bei *P. farcimen* (experimentell, Skjelbred et al. 2013).*

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Aquakultur, Fischerei (Algenblüten bedingen Fischsterben; Norwegen, Backe-Hansen et al. 2001; Schweden, Hopkins 2002; Neuseeland, MacKenzie et al. 2011).*

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

## **Quellen**

- Backe-Hansen, P., Dahl, E. & Danielssen, D.S. (2001): On a bloom of *Chattonella* in the North Sea/Skagerrak in April-May 1998. In: Hallegraeff, G.M., Blackburn, S.I., Bolch, C.J.S. & Lewis, R. (Eds.), Harmful algal blooms 2000. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris: 78-81.
- CABI (2014): Invasive Species Compendium – Datasheet *Pseudochattonella verruculosa*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/108305#20077200961>
- Edvardsen, B., Eikrem, W., Shalchian-Tabrizi, K., Riisberg, I., Johnson, G., Naustvall, L. & Throndsen, J. (2007): *Verrucophora farcimen* gen. et sp. nov. (Dictyochophyceae, Heterokonta) a bloom-forming ichthyotoxic flagellate from the Skagerrak, Norway. J. Phycol. 43: 1054-1070.
- Elbrächter, M. (1999): Exotic flagellates of coastal North Sea waters. Helgol. Meeresunters. 52: 235-242.
- Gollasch, S. (2003): Einschleppung exotischer Arten mit Schiffen. In: Lozan, J.L. (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee. Wissen. Auswertungen in Koop. mit GEO, Hamburg: 161-167.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org> (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Hopkins, C.C.E. (2002): Introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), Invasive aquatic species of Europe. Kluwer, Dordrecht: 240-252.
- Hoppenrath, M., Elbrächter, M. & Drebes, G. (2009): Marine phytoplankton. Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt. Schweizerbart, Stuttgart: 264 S.
- Łotocka, M. (2009): The first recorded bloom of *Pseudochattonella farcimen* (Dictyochophyceae, Heterokonta), (Riisberg I., 2008) in the Gulf of Gdańsk. Oceanologia 51: 139-143.
- Lu, D. & Göbel, J. (2000): *Chattonella* sp. bloom in North Sea, spring 2000. Harmful Algae News 21: 10-11.
- MacKenzie, L.A., Smith, K.F., Rhodes, L.L., Brown, A., Langi, V., Edgar, M., Lovell, G. & Preece, M. (2011): Mortalities of sea-cage salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) due to a bloom of *Pseudochattonella verruculosa* (Dictyochophyceae) in Queen Charlotte Sound, New Zealand. Harmful Algae 11: 45-53.
- Petterson, L.H. & Pozdnyakov, D. (2013): Monitoring of harmful algal blooms. Springer, Berlin: 309 S.
- Riisberg, I. & Edvardsen, B. (2008): Genetic variation in bloom-forming ichthyotoxic *Pseudochattonella* species (Dictyochophyceae, Heterokonta) using nuclear, mitochondrial and plastid DNA sequence data. Eur. J. Phycol. 43: 413-422.
- Skjelbred, B., Horsberg, T.E., Tollefsen, K.E., Andersen, T. & Edvardsen, B. (2011): Toxicity of the ichthyotoxic marine flagellate *Pseudochattonella* (Dictyochophyceae, Heterokonta) assessed by six bioassays. Harmful Algae 10: 144-154.
- Skjelbred, B., Edvardsen, B. & Andersen, T. (2013): Environmental optima for seven strains of *Pseudochattonella* (Dictyochophyceae, Heterokonta). J. Phycol. 49: 54-60.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Maïke Isermann & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Sargassum muticum* – Japanischer Beerentang

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Sargassum muticum</i> (Yendo) Fensholt, 1955</b> <b>Japanischer Beerentang</b> Synonyme: <i>Sargassum kjellmanianum</i> f. <i>muticum</i> Phaeophyta, Sargassaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren (Epiphyten auf importierten Austern), Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1960-1981 <i>1944 Einbringung nach Kanada, von dort aus 1960 Ersteinbringung nach Europa an französische Atlantikküste (Critchley et al. 1990). 1981 an den Stränden von Borkum, Norderney und Mellum sowie 1982 in der Deutschen Bucht als Driftmaterial nachgewiesen (Kremer et al. 1983).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1988 <i>Festgewachsene Pflanzen wurden 1988 im Helgoländer Südhafen entdeckt (Bartsch &amp; Kühlenkamp 2000).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>An der französischen Atlantikküste Verringerung von Laminaria saccharina und Zostera marina Beständen (Givernaud et al. 1991). Dichte Bestände konkurrieren um Licht und Substrat mit den gefährdeten Arten Halidrys siliquosa, Fucus vesiculosus und dem extrem seltenen Codium fragile (Dänemark, Stæhr et al. 2000).</i>	Ja
<b>Prädation und Herbivorie</b>	nicht beurteilt
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Verminderung des Strahlungshaushalts und Veränderung von Vegetationsstruktur (Niederlande, Critchley et al. 1990) und Fauna (Nordirland, Strong et al. 2006) unter dichten Beständen.</i>	Begründete Annahme
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>An der Festlandküste (Kremer et al. 1983) und mehreren Inseln, z.B. Helgoland (Bartsch &amp; Kühlenkamp 2000), Borkum, Norderney (Kremer et al. 1983).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Ausreißen, Ausschneiden, England, Farnham 1980), chemische Bekämpfung (Herbizide, gescheitert aufgrund der fehlenden Selektivität, England, Critchley et al. 1986), biologische Bekämpfung (erfolglos, England, Critchley et al. 1986) (Schmiedel et al. 2015).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Mariner Lebensraum.</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Die Pflanze ist einhäusig, selbstbefruchtend und bereits nach 3 Monaten fertil (Davison 1996). Sie kann sich von abgerissenen fertilen Fragmenten reproduzieren (Josefsson &amp; Jansson 2011).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (durch Schiffe) und natürliche Fernausbreitung (mit Meeresströmungen) abgerissener fertiler Fragmente (Josefsson &amp; Jansson 2011).</i>	Hoch
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	Unbekannt

Bei Helgoland Zunahme seit 1990 (Bartsch & Kuhlenkamp 2000). Der genaue Ausbreitungsverlauf ist unbekannt.

### **Monopolisierung von Ressourcen**

Ja

Monopolisierung von Licht und Raum (Frankreich, Givernaud et al. 1991).

### **Förderung durch Klimawandel**

Ja

Eine Zunahme des Invasionsrisikos durch Klimawandel wird angenommen (Norton 1977).

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

Ja

Aquakultur (faulende Fischernetze, Critchley et al. 1986), Schifffahrt, Tourismus (Josefsson & Jansson 2011).

Ja

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

Ja

Industrie (Alginat, Josefsson & Jansson 2011).

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

Keine

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

Nein

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- 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.
- Critchley, A.T., Farnham, W.F., & Morrell, S.L. (1986): An account of the attempted control of an introduced marine alga *Sargassum muticum*, in southern England. *Biological Conservation*, 35: 313-332.
- Critchley, A.T., W.F. Farnham, T. Yoshida & T.A. Norton (1990): A bibliography of the invasive alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Fucales; Sargassaceae). *Botanica marina* 33: 551-562.
- Critchley, A.T., de Visscher, R.P.M. & Nienhuis, P.H. (1990): Canopy characteristics of the brown alga *Sargassum muticum* in Lake Grevelingen, south-west Netherlands. *Hydrobiologia* 204/205: 211-217.
- Davison, D.M. (1996). *Sargassum muticum* in Strangford Lough, 1995 – 1998. A review of the introduction and colonisation of Strangford Lough MNR and cSAC by the invasive brown algae *Sargassum muticum*. Report to the Environment & Heritage Service: 85 S.
- Farnham, W.F. (1980): Studies on aliens in the marine flora of southern England. The shore environment 2: Ecosystems. Academic Press, London: 875-914.
- Givernaud, T., Crossan, J. & Givernaud-Mouradi, A. (1991): Etudes des populations de *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt sur les cotes de Basse – Normandies (France) in Estuaries and Coasts: spatial and temporal intercomparisons. *International Symposium Series*: 129-132.
- Harries D.B., Harrow S., Wilson J.R., Mair J.M. & Donnan D.W. (2007): The establishment of the invasive alga *Sargassum muticum* on the west coast of Scotland: a preliminary assessment of community effects. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 87: 1057-1067.
- Josefsson, M. & Jansson, K. (2011): *Sargassum muticum*. NOBANIS Invasive Alien Species Fact Sheet: 10S. [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org)
- Kremer B.P., Kuhbier H. & Michaelis H. (1983): Die Ausbreitung des Brauntanges *Sargassum muticum* in der Nordsee. Eine Reise um die Welt. *Natur und Museum* 113: 125-130.
- Norton T.A. (1977): The growth and development of *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 26: 41-53.
- Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G., Nehring, S., Scheibner, C., Roth, M. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland: Band 1: Pilze, Niedere Pflanzen und Gefäßpflanzen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(1): 709 S.
- 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.
- Strong J.A., Dring, M.J. & Maggs C.A. (2006): Colonisation and modification of soft substratum habitats by the invasive macroalga *Sargassum muticum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 321: 87-97.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring, Miriam Bernard & Maike Isermann

2014-01-22, aktualisiert 2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Undaria pinnatifida* – Wakame

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Undaria pinnatifida</i> (Harvey) Suringar, 1873</b> <b>Wakame</b> Synonyme: <i>Alaria amplexicaulis</i> , <i>A. pinnatifida</i> , <i>Ulopteryx pinnatifida</i> Phaeophyta, Alariaceae
<b>Lebensraum:</b>	Meer, Brackwasser
<b>Status:</b>	Unbeständig
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südwestpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren (Austern), Schiffsrumpf, Aquakultur <i>Die Ersteinbringung nach Europa erfolgte wahrscheinlich mit Austern als Besatz für Aquakultur. Ausbreitung innerhalb von Europa an Schiffsrümpfen sowie als genutzte Art für Aquakultur (Minchin &amp; Nunn 2014).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2016 <i>Im Südsylter Wattenmeer wurden in 2016 wiederholt relativ frische und teilweise reproduktive Thalli angespült gefunden (Lackschewitz, pers. Mitt.).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Herabsetzung der Artenvielfalt durch Überwuchern und Ausschattung (Argentinien, Casas et al. 2004; Großbritannien, Farrell &amp; Fletcher 2000; Italien, Curiel et al. 2001).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b>	<i>nicht beurteilt</i>
<b>Hybridisierung</b> <i>Experimentell sind intra- und interspezifische Hybridisierungen bekannt (z.B. Yoon &amp; Boo 1999). Ob heimische Arten gefährdet werden, ist unbekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Epiphytische Arten können mit eingebracht werden (Leliaert et al. 2000, Park et al. 2008). Ob heimische Arten gefährdet werden, ist unbekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Veränderungen von Vegetationsstrukturen durch Dominanzbildung (Argentinien, Orensanz et al. 2002; Italien, Curiel et al. 2001), Verminderung des Strahlungshaushaltes (Farrell &amp; Fletcher 2000).</i>	<b>Ja</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland bislang nur bei Sylt nachgewiesen (Lackschewitz, pers. Mitt.). In Europa seit 1971 an der Mittelmeerküste Frankreichs (Wallentinus 2007). Aktuell u.a. in angrenzenden Gebieten (Belgien, Niederlande) vorhanden (Minchin &amp; Nunn 2014).</i>	<b>Kleinräumig</b>
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (nur bei sehr kleinem Bestand aussichtsreich, Curiel et al. 2001, Hewitt et al. 2005), Chemische Bekämpfung (Antifoulinganstrich zur Prävention weiterer Ausbreitung), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Verhinderung der Verschleppung durch Kontrolle von Lebendimporten von z.B. Austern).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In marinen Lebensräumen (Wallentinus 2007).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Eingeführte Populationen z.T. mit mehr als einem Generationswechsel pro Jahr; Parthenogenese experimentell nachgewiesen (Wallentinus 2007).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

Anthropogene (Nutzung in Aquakultur, als Aufwuchs von Kulturmuscheln, Minchin & Nunn 2014) und natürliche Fernausbreitung (Transport von Gametophyten mit Meeresströmungen).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

Vorkommen in unmittelbar angrenzenden Gebieten sind bisher ungenügend bekannt. In Großbritannien, Portugal und Italien in Ausbreitung (Minchin & Nunn 2014, Veiga et al. 2014).

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Verringerte Raum- und Lichtressourcen durch Bildung von Dominanzbeständen (Italien, Curiel et al. 2001; Großbritannien, Farrell & Flechter 2000).

**Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

An der spanischen Atlantikküste sterben die Sporophyten im Winter ab, eine Förderung durch Klimawandel, insbesondere Temperaturanstieg, ist denkbar (Bárbara et al. 2004).

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Aquakultur, Fischerei, Schifffahrt (höhere Instandhaltungskosten).

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Aquakultur (für Lebensmittel- und Alginatproduktion, Apoya et al. 2002), Sonstiges (medizinische Nutzung aufgrund antibakterieller Substanzen denkbar, Cooper et al. 2002).

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

- Apoya, M., Ogawa, H. & Nanba, N. (2002): Alginate content of farmed *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar from the Three Bays of Iwate, Japan during harvest period. Bot. Mar. 45: 445-452.
- Bárbara, I., Cremades, J. & Veiga, A.J. (2004): Floristic study of a maërl and gravel subtidal bed in the Ría de Arousa (Galicia, Spain). Botanica Complutensis 28: 27-37.
- Casas, G., Scrosati, R. & Piriz, M.L. (2004): The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Phaeophyceae, Laminariales) reduces native seaweed diversity in Nuevo Gulf (Patagonia, Argentina). Biol. Invasions 6: 411-416.
- Cooper, R., Dragar, C., Elliot, K., Fitton, J.H., Godwin, J. & Thompson, K. (2002): GFS, a preparation of Tasmanian *Undaria pinnatifida* is associated with healing and inhibition of reactivation of Herpes. BMC Compl. Alternative Med. 2: 1-7.
- Curiel, D., Guidetti, P., Bellemo, G., Scattolin, M. & Marzocchi, M. (2001): The introduced algae *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Alariaceae) in the Lagoon of Venice. Hydrobiologia 477: 209-219.
- Farrell, P. & Fletcher, R. (2000): The biology and distribution of the kelp, *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, in the Solent. In: Collins, M. & Ansell, K. (Eds.), Solent science - A review. Proc. Mar. Sci. 1: 311-314.
- Hewitt, C.L., Campbell, M.L., McEnulty, F., Moore, K.M., Murfet, N.B., Robertson, B., Schaffelke, B. (2005): Efficacy of physical removal of a marine pest: the introduced kelp *Undaria pinnatifida* in a Tasmanian Marine Reserve. Biol. Invasions 7: 251-263.
- Leliaert, F., Kerckhof, F. & Coppejans, E. (2000): Eerste waarnemingen van *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Laminariales, Phaeophyta) en de epifyt *Pterothamnion plumula* (Ellis) Nägeli (Ceramiales, Rhodophyta) in Noord Frankrijk en België. Dumortiera 75: 5-10.
- Minchin, D. & Nunn, J. (2014): The invasive brown alga *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar, 1873 (Laminariales: Alariaceae), spreads northwards in Europe. BiolInvasions Records 3: 57-63.
- Orensanz, J.M., Schwindt, E., Pastorino, G. et al. (2002): No longer the pristine confines of the world ocean: a survey of exotic marine species in the southwestern Atlantic. Biol. Invasions 4: 115-143.
- Park, C.S., Park, K.Y., Baek, J.M. & Hwang, E.K. (2008): The occurrence of pinhole disease in relation to developmental stage in cultivated *Undaria pinnatifida* (Harvey) Suringar (Phaeophyta) in Korea. J. Appl. Phycol. 20: 485-490.
- Veiga, P., Torres, A.C., Rubal, M., Troncoso, J. & Sousa-Pinto, I. (2014): The invasive kelp *Undaria pinnatifida* (Laminariales, Ochrophyta) along the north coast of Portugal: Distribution model versus field observations. Mar. Pollut. Bull. 84: 363-365.
- Wallentinus, I. (2007): Alien species alert: *Undaria pinnatifida* (Wakame or Japanese kelp). ICES Coop. Res. Report 283: 38 S.
- Yoon, H.S. & Boo, S.M. (1999): Phylogeny of Alariaceae (Phaeophyta) with special reference to *Undaria* based on sequences of the RuBisCo spacer region. Hydrobiologia 398/399: 47-55.

**Bearbeitung und Prüfung**

Maike Isermann & Stefan Nehring

2013-01-15, aktualisiert 2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Cordylophora caspia* – Keulenpolyp

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Cordylophora caspia</i> (Pallas, 1771)</b> <b>Keulenpolyp</b> Synonyme: <i>Cordylophora albicola</i> , <i>C. lacustris</i> ; Affenhaar Cnidaria, Anthoathecata, Cordylophoridae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser, Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Zentralasien (Kaspisches Meer)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Schiffsrumpf, Aquakultur, Ballastwasser, Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle)
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1858 <i>1858 an Fahrwassertonnen im Elbeästuar und etwa zur gleichen Zeit in der Schlei (Kirchenpauer 1862). Schulze (1871) berichtet über undatierte Funde bei Warnemünde und in der Trave bei Lübeck.</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

*Bei massenhaftem Auftreten (ARGE ELBE 1991) werden u.a. Süßwasserschwämme verdrängt (Schill 2009). Nahrungs- und Habitatkonkurrenz mit Muscheln und Fischen ist nicht auszuschließen (USA, Folino 2000, Berg & Folino-Rorem 2009).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Nein**

*Die Art ernährt sich von pelagischen und benthischen Organismen, z.B. Chironomiden und anderen Insektenlarven. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

##### **Begründete Annahme**

*Benthische und pelagische Lebensgemeinschaften werden lokal stark verändert (Ostsee, Olenin & Leppäkoski 1999; USA, Folino 2000). Dichte Kolonien dienen als Habitat für andere Arten (Olenin & Leppäkoski 1999).*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

*In den meisten deutschen Flüssen und Nordsee-Ästuaren (Tittizer et al. 2000). An der deutschen Ostseeküste eine häufige Art (Wittfoth & Zettler 2013). Nach Roch (1924) aus fast allen nordeuropäischen Ländern gemeldet.*

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

*Mechanische Bekämpfung (Reinigung von Hartsubstraten, Folino-Rorem & Indelicato 2005), Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Kontrolle von Lebendimporten von Importmuscheln sowie Reinigung von Schiffsrümpfen (Folino-Rorem & Indelicato 2005).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*In fließenden und stehenden Gewässern (Muskó et al. 2008), bevorzugt im Brackwasser, auf Hartsubstrat (Folino-Rorem & Indelicato 2005), in Ästuaren des Wattenmeers (Buschbaum et al. 2012).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Sexuelle Fortpflanzung mit pelagischen Larven und asexuelle Regeneration aus kleinen Hydrantheentteilen (Penzlin 1957).*

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene Ferausbreitung (Kanäle, Ballastwasser, Aufwuchs von Schiffen und Kulturmuscheln; durch große Temperatur- und Salzgehaltstoleranz hohe Überlebenswahrscheinlichkeit, Folino-Rorem &amp; Indelicato 2005).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Stabil</b>
<i>Seit mehreren Jahren keine Arealerweiterung.</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Massenhaftes Auftreten ist dokumentiert (Olenin &amp; Leppäkoski 1999).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Ja</b>
<i>Laborexperimente zeigen eine Förderung durch höhere Wassertemperaturen (Meek et al. 2012).</i>	

#### **D) Ergänzende Angaben**

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Schäden durch aufwändige mechanische und chemische Reinigungsarbeiten an Schiffsrümpfen, Aquakulturgerätschaften und Wasserleitungen.</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Ja</b>
<i>Auswirkungen auf Umwelt und heimische Arten.</i>	

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- ARGE ELBE (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. Wassergütestelle Elbe September 1991: 108 S.
- Berg, M.B. & Folino-Rorem, N.C. (2009): Alterations of Lake Michigan benthic communities by the invasive colonial hydroid, *Cordylophora caspia*: effects on fish prey. Report: 21 S.
- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. Ocean Coast. Manage. 68: 89-101.
- Folino, N.C. (2000): The freshwater expansion and classification of the colonial hydroid *Cordylophora* (Phylum Cnidaria, Class Hydrozoa). In: Pederson, J. (ed.): Marine Bioinvasions: Proc. First National Conf., January 24-27, 1999. MIT Sea Grant College Program, Cambridge, MA: 139-144.
- Folino-Rorem, N.C. & Indelicato, J. (2005): Controlling biofouling caused by the colonial hydroid *Cordylophora caspia*. Water Res. 39: 2731-2737.
- Kirchenpauer, J.U. (1862): Die Seetonnen der Elbemündung. Abh. Gebiet Naturwiss. 4: 1-59.
- Meek, M.H., Wintzer, A.P., Wetzel, W.C. & May, B. (2012): Climate Change likely to facilitate the invasion of the non-native hydroid, *Cordylophora caspia*, in the San Francisco Estuary. PLoS ONE 7: e46373.
- Muskó, I.B., Bence, M. & Balogh, C. (2008): Occurrence of a new ponto-caspian invasive species, *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) (Hydrozoa: Clavidae) in Lake Balaton (Hungary). Acta zool. hung. 54: 169-179.
- Olenin, S. & Leppäkoski, E. (1999): Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. Hydrobiologia 393: 233-243.
- Penzlin, H. (1957): Experimentelle Untersuchungen über die Regeneration bei *Cordylophora caspia* Pallas. Wilhelm Roux' Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen 149: 624-643.
- Schill, R. (2009): Steckbrief Keulenpolyp *Cordylophora caspia*. Neobiota. Verband Deutscher Sporttaucher mit Unterstützung vom Bundesamt für Naturschutz. 2 S.
- Roch, F. (1924): Experimentelle Untersuchungen an *Cordylophora caspia* (Pallas) (= *lacustris* Allmann) über die Abhängigkeit ihrer geographischen Verbreitung und ihrer Wuchsformen von den physikalisch-chemischen Bedingungen des umgebenden Mediums. Z. Morphol. Ökol. Tiere 2: 350-426.
- Schulze, F.E. (1871): Über den Bau und die Entwicklung von *Cordylophora lacustris* Allmann nebst Bemerkungen über Vorkommen und Lebensweise dieses Tieres. Engelmann, Leipzig: 52 S.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.
- Wittfoth, A.K.J. & Zettler, M.L. (2013): The application of a Biopollution Index in German Baltic estuarine and lagoon waters. Manag. Biol. Invasions 4: 43-50.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Mnemiopsis leidyi* – Meerwalnuss

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Mnemiopsis leidyi</i> A. Agassiz, 1865</b> <b>Meerwalnuss</b> Synonyme: – Ctenophora, Tentaculata, Bolinopsidae
<b>Lebensraum:</b>	Brackwasser, Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestatlantik, Zentraler Westatlantik, Südwestatlantik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2006 <i>Erstfund im Oktober 2006 in der Kieler Bucht (Ostsee) (Javidpour et al. 2006) und im November 2006 nahe Helgoland (Nordsee) (Boersma et al. 2007).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Nahrungskonkurrenz mit Fischlarven und Jungfischen (z.B. Sardellen, Schwarzes Meer, Bilio &amp; Niermann 2004, Oguz et al. 2008; Kaspisches Meer, Roohi et al. 2010).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Prädation von Zooplankton, Fischlarven und Jungfischen (z.B. Sardellen, Schwarzes Meer, Oguz et al. 2008) und Kabeljau-Eiern (Ostsee, Haslob et al. 2007). Zu den Einbrüchen der Fischbestände haben höchstwahrscheinlich auch andere Faktoren beigetragen (Bilio &amp; Niermann 2004).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Durch Konkurrenz und Prädation Veränderungen der Nahrungsnetze sehr wahrscheinlich (Schwarzes Meer, Shiganova 1998; Kaspisches Meer, Bilio &amp; Niermann 2004; Ostsee, Haslob et al. 2007).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>An den meisten Küsten von Nord- und Ostsee vorkommend (Riisgård et al. 2007, Lackschewitz et al. 2011). Im Schwarzen, Kaspischen und Mittelmeer (Shiganova 1998, Bilio &amp; Niermann 2004). Vorkommen in Nord- und Ostsee bzw. Schwarzem Meer entstammen unterschiedlicher Herkunftsregionen (Reusch et al. 2010).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Es gibt keine erfolgversprechenden Maßnahmen zur Entfernung (nach (unbeabsichtigter) Einschleppung der räuberischen <i>Beroe ovata</i> Bestandsrückgang im Schwarzen Meer, Shiganova et al. 2014), Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Behandlung von Ballastwasser.</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In Ästuaren, Küstengewässern, im Wattenmeer (Boersma et al. 2007).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Zwitter. Mehrere Tausend Eier pro Tag, Geschlechtsreife nach 2 Wochen, Lebenserwartung mehrere Monate (Costello et al. 2012).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Meeresströmungen).</i>	<b>Hoch</b>

## Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

Die Art kommt nahezu entlang der gesamten deutschen Nord- und Ostseeküste vor. Expansiv in anderen Teilen Europas und darüber hinaus (Costello et al. 2012).

## Monopolisierung von Ressourcen

Ja

Rascher Aufbau dichter Bestände (über 800 Tiere  $m^{-3}$ , Dänemark, Riisgard et al. 2007). Der Auslöser für Massenentwicklungen und deren Häufigkeit ist nicht ausreichend geklärt.

## Förderung durch Klimawandel

Ja

Reproduktion temperaturabhängig (Costello et al. 2012). Kalte Winter verringern das Wachstum (Oguz et al. 2008). Toleranter bei Stressfaktoren als heimische Arten (Decker et al. 2004).

## D) Ergänzende Angaben

### Negative ökonomische Auswirkungen

Ja

Fischerei (im Schwarzen und Kaspischen Meer drastische Einbrüche der Fischerei, wobei über die Ursachen unterschiedliche Auffassungen bestehen, Gucu 2002, Knowler 2005).

### Positive ökonomische Auswirkungen

Keine

### Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

### Wissenslücken und Forschungsbedarf

Ja

Auswirkungen auf heimische Arten.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## Quellen

- 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.
- Boersma, M., Malzahn, A., Greve, W. & Javidpour, J. (2007): The first occurrence of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Sea. Helgol. Mar. Res. 61: 153-155.
- Costello, J.H., Bayha, K.M., Mianzan, H.W., Shiganova, T.A. & Purcell, J.E. (2012): Transitions of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora: Lobata) from a native to an exotic species: a review. Hydrobiologia 690: 21-46.
- Decker, M.B., Breitburg, D.L. & Purcell, J.E. (2004): Effects of low dissolved oxygen on zooplankton predation by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 280: 163-172.
- Gucu, A.C. (2002): Can overfishing be responsible for the successful establishment of *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea? Estuar. Coast. Shelf Sci. 54: 439-451.
- Haslob, H., Celmessen, C., Schaber, M., Hinrichsen, H.-H., Schmidt, J.O., Voss, R., Kraus, G. & Köster, F.W. (2007): Invading *Mnemiopsis leidyi* as a potential threat to Baltic fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. 349: 303-306.
- Javidpour, J., Sommer, U. & Shiganova, T.A. (2006): First record of *Mnemiopsis leidyi* in the Baltic Sea. Aquatic Invasions 1: 299-302.
- Knowler, D. (2005): Reassessing the costs of biological invasion: *M. leidyi* in the Black sea. Ecol. Econ. 52: 187-199.
- Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2011): Schnellerfassung von Neobiota in der Nordsee und Ostsee. Abschlußbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein und Niedersächsische Landesbetriebe für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz: 54 S.
- Oguz, T., Fach, B. & Salihoglu, B. (2008): Invasion dynamics of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and its impact on anchovy collapse in the Black Sea. J. Plankton Res. 30: 1385-1397.
- Reusch, T.B., Bolte, S., Sparwel, M., Moss, A.G. & Javidpour, J. (2010): Microsatellites reveal origin and genetic diversity of Eurasian invasions by one of the world's most notorious marine invader, *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Mol. Ecol. 19: 2690-2699.
- Riisgård, H., Bøttiger, L., Madsen, C. & Purcell, J. (2007): Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in Limfjorden (Denmark) in late summer 2007 - assessment of abundance and predation effects. Aquatic Invasions 2: 395-401.
- Roohi, A., Kideys, A., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Khanari, A.G. & Eker-Develi, E. (2010): Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*. Biol Invasions 12: 2343-2361.
- Shiganova, T.A. (1998): Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. Fish. Oceanogr. 7: 305-310.
- Shiganova, T.A., Legendre, L., Kazmin, A.S. & Nival, P. (2014): Interactions between invasive ctenophores in the Black Sea: assessment of control mechanisms based on long-term observations. Mar. Ecol. Prog. Ser. 507: 111-123.

## Bearbeitung und Prüfung

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Tricellaria inopinata* – Pazifisches Moostierchen

**Systematik und Nomenklatur:** *Tricellaria inopinata* d'Hondt & Occhipinti-Ambrogi 1985  
**Pazifisches Moostierchen**

Synonyme: –

Bryozoa, Cheilostomata, Scrupocellariidae

**Lebensraum:** Meer, Brackwasser

**Status:** Unbeständig

*Alle lokalen Vorkommen konnten sich bisher nicht halten (Lackschewitz et al. 2015).*

**Ursprüngliches Areal:** Unbekannt

*Vorkommen an der Pazifikküste der USA, Kanada, Japan und Australien. Es wird jedoch vermutet, dass dies nicht das Ursprungsgebiet der gebietsfremden Art darstellt (Dyrynda et al. 2000).*

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Aquakultur (mit Saataustern oder Import von Miesmuscheln),  
Schiffsrumpf

**Ersteinbringung:** Unbekannt

*Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.*

**Erstnachweis:** 2009

*Von Lackschewitz et al. (2009) erstmals im Sommer 2009 bei Sylt (Hörnum) und Wilhelmshaven festgestellt.*

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

*Habitatkonkurrenz gegenüber anderen Bryozoen, die sehr wahrscheinlich zu einer Gefährdung heimischer Arten führt (Italien, Occhipinti-Ambrogi & d'Hondt 1994, Occhipinti-Ambrogi 2000, Corriero et al. 2007; USA, Johnson et al. 2012).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Kleinräumig**

*Entlang der deutschen Nordseeküste in verschiedenen Häfen (Buschbaum et al. 2010, Lackschewitz et al. 2015). In Europa in Holland, Belgien, dem Ärmelkanal (Großbritannien), der nördlichen Adria (Italien), der Atlantikküste Frankreichs und Spaniens (Galil & Occhipinti 2006).*

##### **Sofortmaßnahmen**

**Unbekannt**

*Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Kontrolle von Lebendimporten von z.B. Austern, Reinigung von Schiffsrümpfen (Galil & Occhipinti-Ambrogi 2006, Scheibner et al. 2015).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Marine Lebensräume und Brackwasser über 20 PSU (Galil & Occhipinti-Ambrogi 2006).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Asexuelle Reproduktion möglich (Dyrynda et al. 2000).*

##### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

*Anthropogene Fernausbreitung (Aufwuchs an Schiffen, mit Aquakulturorganismen, Dyrinda et al. 2000).*

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

*Die zunehmenden Funde in Europa deuten auf eine Ausbreitung hin (Cook et al. 2013). Da die Art auch im Brackwasser auftritt, ist eine Besiedlung der westlichen Ostsee möglich.*

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

*Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Fischerei (Aufwuchs auf Netzen und Aquakultureinrichtungen, sowie auf Austern, die vor dem Verkauf gereinigt werden müssen, Niederlande, de Blauwe & Faasse 2001).*

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Überprüfung der Gefährdung heimischer Arten.*

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

### **Quellen**

Buschbaum, C., Karez, R., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2010): Rapid assessment of Neobiota in German coastal waters. HELCOM MONAS 13/2010, Dokument 6/4: 2-5.

Cook, E.J., Stehliková, 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.

Corriero, G., Longo, C., Mercurio, M., Marchini, A. & Occhipinti-Ambrogi, A. (2007): Porifera and Bryozoa on artificial hard bottoms in the Venice Lagoon: Spatial distribution and temporal changes in the northern basin. *Italian J. Zool.* 74: 21-29.

de Blauwe, H. & Faasse, M. (2001): Extension of the range of the bryozoans *Tricellaria inopinata* and *Bugula simplex* in the north-east Atlantic Ocean (Bryozoa: Cheilostomatida). *Nederl. Faun. Med.* 14: 103-112.

Dyrinda, P.E., Fairall, V.R., Occhipinti Ambrogi, A. & d'Hondt, J.L. (2000): The distribution, origin and taxonomy of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and Occhipinti Ambrogi, 1985, and invasive bryozoan new to the Atlantic. *J. Nat. Hist.* 34: 1993-2006.

Galil, B.S. & Occhipinti-Ambrogi, A. (2006): *Tricellaria inopinata*. DAISIE-Factsheet: 2 S., [http://www.europe-alien.org/pdf/Tricellaria\\_inopinata.pdf](http://www.europe-alien.org/pdf/Tricellaria_inopinata.pdf)

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.

Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2009): Schnellerfassung von Neobiota in Deutschen Küstengewässern und Erstellung von Artenlisten nicht-heimischer Organismen. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek: 172 S.

Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.

Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.

Occhipinti Ambrogi, A. (2000): Biotic invasions in a Mediterranean Lagoon. *Biol. Invasions* 2: 165-176.

Occhipinti Ambrogi, A. & d' Hondt, J.L. (1994): The invasion ecology of *Tricellaria inopinata* into the lagoon of Venice: morphological notes on larva and ancestrula. In: Hayward, P.J., Ryland, J.S. & Taylor, P.D. (Hrsg.), *Biology and palaeobiology of bryozoans*. Olsen and Olsen, Fredensburg: 139-144.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch & Stefan Nehring

2012-10-19, aktualisiert 2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Hypania invalida* – Süßwasser-Borstenwurm

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Hypania invalida</i> (Grube, 1960)</b> <b>Süßwasser-Borstenwurm</b> Synonyme: – Annelida, Polychaeta, Ampharetidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südosteuropa
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle)
<b>Ersteinbringung:</b>	1950-58
	<i>Es ist anzunehmen, dass diese auffallende Art nicht lange unentdeckt geblieben ist und wenige Jahre vor dem Erstnachweis durch die Schifffahrt eingebracht wurde.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1958
	<i>Von Kothé 1958 erstmals im Unterwasser der Donaustaustufe Kachlet (Fluß-km 2229) gefunden (Kothé 1968).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Durch den Bau von Wohnröhren bei Massenentwicklung Raumkonkurrenz mit anderen Benthosorganismen zu vermuten (z.B. Chironomiden und Trichoptera-Larven, Schweiz, Rey et al. 2005).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Aktiver Filtrierer, Sedimentfresser. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Auswirkungen auf Nährstoffkreisläufe oder Nahrungsnetze bei Massenentwicklungen zu vermuten (Gallardo &amp; Aldridge 2013), aber bisher nicht untersucht.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In der Donau und über den Main-Donau-Kanal seit 1995 im Rhein, seit 1999 über den Mittellandkanal in der Elbe nachgewiesen (Tittizer et al. 2000, Eggers &amp; Anlauf 2008). Grenznah im polnischen Teil des Stettiner Haff und Oder-Ästuars (Wozniczka et al. 2011).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Behandlung von Ballastwasser, Ökosperren in Schifffahrtskanälen (Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Überwiegend in anthropogen veränderten langsam fließenden Binnengewässern mit schlammigem Grund (Tittizer et al. 2000). Gilt als eurytoper Benthosbewohner im Potamal.</i>	<b>Nein</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Sexuelle Fortpflanzung; 60-260 (max. 970) Eier pro Weibchen, Geschlechtsreife nach 3 Monaten, Reproduktionszyklus alle 2 Wochen, multivoltin, Lebenserwartung rund 6 (max. 10) Monate (Norf et al. 2010).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Kanäle, Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Wasserströmungen) der</i>	<b>Hoch</b>

Larven (Norf et al. 2010).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Expansiv**

Rasche Ausbreitung in den europäischen Wasserstraßen (Norf et al. 2010).

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Über 20.000 Tiere/m<sup>2</sup> möglich (Polen, Woźniczka et al. 2011; Rhein, Norf et al. 2010).

**Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht. Die euryöke Art könnte von klimawandelbedingten Änderungen profitieren (Korte & Sommerhäuser 2011).

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

Fischerei (wird teilweise von Fischen gefressen, Rey et al. 2005).

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

Die möglichen naturschutzfachlichen Auswirkungen sind zu untersuchen.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

Eggers, T.O. & Anlauf, A. (2008): *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in der Mittleren Elbe. *Lauterbornia* 62: 11-13.

Gallardo, B. & Aldridge, D.C. (2013): Review of the ecological impact and invasion potential of Ponto Caspian invaders in Great Britain. Cambridge: 130 S.

Korte, T. & Sommerhäuser, M. (2011): Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensgemeinschaften in großen Flüssen. *Dynaklim* 13: 25 S.

Kothé, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. Ein Beitrag zur Verbreitungsgeschichte des pontokaspischen Faunenelements im Donaubecken. *Arch. Hydrobiol., Supplement* 34: 88-114.

Norf, H., Kniggendorf, L.G., Fischer, A., Arndt, H. & Kureck, A. (2010): Sexual and reproductive traits of *Hypania invalida* (Polychaeta, Ampharetidae): a remarkable invasive species in Central European waterways. *Freshw. Biol.* 55: 2510-2520.

Rey, P., Ortlepp, J. & Küry, D. (2005): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 380: 88 S.

Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.

Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen Im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-72.

Woźniczka, A., Gromisz, S. & Wolnomiejski, N. (2011): *Hypania invalida* (Grube, 1860), a polychaete species new for the southern Baltic estuarine area: the Szczecin Lagoon and the River Odra mouth. *Aquatic Invasions* 6: 39-46.

**Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring

2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Marenzelleria neglecta* – Rotkiemiger Schlickwurm

**Systematik und Nomenklatur:** *Marenzelleria neglecta* Sikorski & Bick, 2004  
**Rotkiemiger Schlickwurm**  
 Synonyme: –

*Die Taxonomie der Gattung und die Unterscheidung der Arten ist schwierig (Sikorski & Bick 2004, Blank et al. 2008). Diese Art wurde auch als „genetic type II“ bezeichnet (Röhner et al. 1996) und als M. cf. viridis falsch bestimmt (Blank et al. 2008).*

**Lebensraum:** Annelida, Polychaeta, Spionidae  
 Brackwasser  
**Status:** Etabliert  
**Ursprüngliches Areal:** Nordwestatlantik  
**Einführungsweise:** Unabsichtlich  
**Einfuhrvektoren:** Ballastwasser  
**Ersteinbringung:** Unbekannt

*Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.*

**Erstnachweis:** 1985

*Erstmals 1985 in der südlichen Ostsee (Darß-Zingster Boddenkette) nachgewiesen, danach 1997 in Nordsee-Ästuaren (Elbe und Weser) (Sikorski & Bick 2004, Lackschewitz et al. 2015).*

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

*Durch Nahrungskonkurrenz wird ein negativer Einfluss auf die Bestände heimischer Polychaeten und Amphipoden (Ostsee, Kotta et al. 2006) sowie Rotatorien vermutet (Darß-Zingster Boddenkette, Heerkloss et al. 2006).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

##### **Begründete Annahme**

*Durch die Verdrängung oder Bestandsreduzierung heimischer Polychaeten und Amphipoden werden negative Auswirkungen auf das Nahrungsnetz vermutet (Ostsee, Kotta et al. 2006). Durch die grabende Tätigkeit ist ein Einfluss auf Sedimentation und Nährstoffzyklen möglich (Laborversuch, Hedman et al. 2011), wodurch sich der Nährstoffgehalt im Wasser erhöhen kann. Dies wirkt sich auf das Mikroalgenwachstum aus (Kotta et al. 2006).*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

*In der Ostsee weit verbreitet, auch in Nordsee-Ästuaren vorkommend (Blank et al. 2008, Lackschewitz et al. 2015).*

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

*Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Behandlung von Ballastwasser (Scheibner et al. 2015).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Im Wattenmeer (Lackschewitz et al. 2015).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Geschlechtsreife innerhalb eines Jahres (Didžiulis 2006).*

<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Wasserströmungen) vor allem der Larven (die Larvenphase dauert 4 bis 12 Wochen, Bochert 1997).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b> <i>Keine nennenswerte Arealerweiterung in den letzten Jahren.</i>	<b>Stabil</b>
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b> <i>Massenvorkommen mit über 15.000 Ind./m<sup>2</sup> wurden in der östlichen Ostsee beobachtet (Gusev &amp; Starikova 2005 Kotta et al. 2006). In der Darß-Zingster Boddenkette verzehnfachte sich im Zoobenthos die Gesamtbiomasse (Heerkloss et al. 2006).</i>	<b>Ja</b>
<b>Förderung durch Klimawandel</b> <i>Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.</i>	<b>Unbekannt</b>

#### D) Ergänzende Angaben

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b> <i>Fischerei (Eventuell als Nahrung für bodenlebende Fischbestände relevant), Aquakultur (möglichweise positive Wirkungen durch verstärktes Mikroalgenwachstum, vgl. Kotta et al. 2006).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b> <i>Auswirkungen auf heimische Arten.</i>	<b>Ja</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- 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.
- Bochert, R. (1997): *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae): a review of its reproduction. Aquat. Ecol. 31: 163-175.
- Didžiulis, V. (2006): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Marenzelleria neglecta*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species: 8 S.
- Gusev, A. & Starikova, I. (2005): Distribution and abundance of *Marenzelleria neglecta* (Sikorski and Bick 2004) (Polychaeta, Spionidae) in the Kaliningrad zone of the Baltic Sea in September 2001 and 2002. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 34, Ergänzungsband 1: 163-173.
- Hedman, J.E., Gunnarsson, J.S., Samuelsson, G. & Gilbert, F. (2011): Particle reworking and solute transport by the sediment-living polychaetes *Marenzelleria neglecta* and *Hediste diversicolor*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 407: 294-301.
- Heerkloss, R., Feike, M. & Busch, A. (2006): Zooplankton-Monitoring der Darß-Zingster Boddenkette – Langzeitänderungen und interannuale Variabilität. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 16: 93-113.
- Kotta, J., Kotta, I., Simm, M., Lankov, A., Lauringson, V., Pollumäe, A. & Ojaveer, H. (2006): Ecological consequences of biological invasions: three invertebrate case studies in the north-eastern Baltic Sea. Helgol. Mar. Res. 60: 106-112.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Röhner, M., Bastrop, R. & Jürss, K. (1996): Colonization of Europe by two american genetic types or species of the genus *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae). An electrophoretic analysis of allozymes. Mar. Biol. 127: 277-287.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Sikorski, A.V. & Bick, A. (2004): Revision of *Marenzelleria* Mesnil, 1896 (Spionidae, Polychaeta). Sarsia 89: 253-275.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Marenzelleria viridis* – Grünlicher Borstenwurm

**Systematik und Nomenklatur:** *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873)

**Grünlicher Borstenwurm**

Synonyme: *Scolecopides viridis*

Die Taxonomie der Gattung und die Unterscheidung der Arten ist schwierig (Sikorski & Bick 2004, Blank et al. 2008). Diese Art wurde auch als „genetic type I“ bezeichnet (Röhner et al. 1996) und als *M. cf. wireni* falsch bestimmt (Blank et al. 2008).

**Lebensraum:** Annelida, Polychaeta, Spionidae

**Status:** Brackwasser, Meer

**Ursprüngliches Areal:** Etabliert

**Einführungsweise:** Nordwestatlantik

**Einfuhrvektoren:** Unabsichtlich

**Ersteinbringung:** Ballastwasser

**Ersteinbringung:** Unbekannt

Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.

**Erstnachweis:** 1983

1983 Erstfund im Ems-Ästuar (Nordsee) und 1985 in der Ostsee (Darß-Zingster Boddenkette) (Bick & Burkhardt 1989, Bastrop et al. 1995, Sikorski & Bick 2004).

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

Negativer Einfluss auf die Bestände heimischer Polychaeten, z.B. *Hediste diversicolor* (Estland, Dänemark, Kotta et al. 2001, Delefosse et al. 2012). Ein Rückgang der Bestände heimischer Polychaeten über 60% wurde in Dänemark (Odense Fjord) beobachtet (Delefosse et al. 2012).

##### **Prädation und Herbivorie**

**Nein**

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

##### **Hybridisierung**

**Nein**

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

##### **Begründete Annahme**

Durch die Verdrängung oder Bestandsreduzierung heimischer Polychaeten werden negative Auswirkungen auf das Nahrungsnetz vermutet (Ostsee, Kotta et al. 2001, Delefosse et al. 2012). Durch Sedimentaufwirbellungen kann sich der Nährstoffgehalt im Wasser erhöhen. Dies wirkt sich auf das Mikroalgenwachstum aus (Kotta et al. 2001).

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

Überwiegend in Nordsee-Ästuaren (Nehring et al. 2009), aber auch in der Ostsee (Blank et al. 2008).

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Behandlung von Ballastwasser (Scheibner et al. 2015).

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

Ostsee, Wattenmeer (Nehring et al. 2009).

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

Geschlechtsreife innerhalb eines Jahres (Bochert et al. 1996).

##### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

*Anthropogene (Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Wasserströmungen) vor allem der Larven (die Larvenphase dauert 4 bis 12 Wochen, Bochert 1997).*

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

*In der Ostsee einer der schnellsten Ausbreitungsverläufe aller eingeschleppten Arten (Leppäkoski & Olenin 2000). Keine nennenswerte Arealerweiterung in den letzten Jahren.*

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Massenvorkommen mit über 1000 Ind./m<sup>2</sup> wurden in Dänemark beobachtet (Delefosse et al. 2012). Im Frischen Haff (Russland) durchschnittlich 1100 bis 3000 Ind./m<sup>2</sup> mit Biomasseanteil bis 75% des gesamten Benthos (Ezhova & Spirido 2005).*

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

*Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Fischerei (Eventuell als Nahrung für bodenlebende Fischbestände relevant), Aquakultur (möglichweise positive Wirkungen durch verstärktes Mikroalgenwachstum, vgl. Kotta et al. 2001).*

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Auswirkungen auf heimische Arten.*

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

### **Quellen**

- Bastrop, R., Röhner, M. & Jürss, K. (1995): Are there two species of the polychaete genus *Marenzelleria* in Europe? Mar. Biol. 121: 509-516.
- Bick, A. & Burckhardt, R. (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt. Zool. Mus. Berlin 65: 237-247.
- Bick, A. & Zettler, M.L. (1997): On the identity and distribution of two species of *Marenzelleria* (Polychaeta, Spionidae) in Europe and North America. Aquatic Ecol. 31: 137-148.
- 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.
- Bochert, R., Bick, A., Zettler, M. & Arndt, E.-A. (1996): *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae), an invader in the benthic community in Baltic coastal inlets - Investigation of reproduction. Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists: 131-139.
- Bochert, R. (1997): *Marenzelleria viridis* (Polychaeta): a review of its reproduction. Aquatic Ecol. 31: 163-175.
- Delefosse, M., Banta, G.T., Canal-Vergés, P., Penha-Lopes, G., Quintana, C.O., Valdemarsen, T. & Kristensen, E. (2012): Macrobenthic community response to the *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) invasion of a Danish estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 461: 83-94.
- Ezhova, E. & Spirido, O. (2005): Patterns of spatial and temporal distribution of the *Marenzelleria cf. viridis* populations in the lagoon and marine environment in the southeastern Baltic Sea. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 34, Ergänzungsband 1: 209-226.
- Kotta, J., Orav, H. & Sandberg-Kilpi, E. (2001): Ecological consequence of the introduction of the polychaete *Marenzelleria cf. viridis* into a shallow-water biotope of the northern Baltic Sea. J. Sea Res. 46: 273-280.
- Leppäkoski, E. & Olenin, S. (2000): Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. Biol. Invasions 2: 151-163.
- Nehring, S., Reise, K., Dankers, N. & Kristensen, P.S. (2009): Alien species. Thematic Report No. 7. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.), Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25: 28 S.
- Röhner, M., Bastrop, R. & Jürss, K. (1996): Colonization of Europe by two american genetic types or species of the genus *Marenzelleria* (Polychaeta). An electrophoretic analysis of allozymes. Mar. Biol. 127: 277-287.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Sikorski, A.V. & Bick, A. (2004): Revision of *Marenzelleria* Mesnil, 1896 (Spionidae, Polychaeta). Sarsia 89: 253-275.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Corbicula fluminalis* – Feingerippte Körbchenmuschel

**Systematik und Nomenklatur:** *Corbicula fluminalis* (O.F. Müller, 1774)  
**Feingerippte Körbchenmuschel**  
 Synonyme: –

*Die Unterscheidung von Corbicula-Arten ist schwierig, Hybridisierung ist möglich, möglicherweise kommen weitere noch unbekannte Arten in Europa/Deutschland vor (Renard et al. 2000, Pfenninger et al. 2002).*

Mollusca, Bivalvia, Corbiculidae

**Lebensraum:** Süßwasser, Brackwasser

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Russischer Ferner Osten, China, Indochina, Malaysia, Ostasien, Afrika?

*Die Einschleppung nach Europa erfolgte vermutlich aus Nordamerika, wohin die Art in den 1920er Jahren verschleppt wurde (CABI 2014).*

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Ballastwasser, Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle), Zierhandel

**Ersteinbringung:** Unbekannt

**Erstnachweis:** 1983

*Nach Hartog et al. (1992) erstmals 1983 in der Weser nachgewiesen.*

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

**Ja**

*Konkurrenz um Raum und Nahrung und Verdrängung von Unioniden (Portugal, Sousa et al. 2008; Italien, Kamburska et al. 2013; USA, Strayer 1999).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Unbekannt**

*Filtrierer von Planktonorganismen (auch Glochidien von Unioniden) und organischen Partikeln (mit sehr hohen Filtrationsraten) sowie Sedimentfresser. Die Auswirkungen sind nicht näher untersucht.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Ja**

*Rückgang von 70% der Phytoplanktonbiomasse und 61% der Primärproduktion sowie Auswirkungen auf Nährstoffzyklen; Akkumulation organischer Teilchen am Gewässergrund, wodurch sich die Wassertransparenz erhöht und Nahrungsnetze verändern (Belgien, Pigneur et al. 2014).*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

*In Wasserstraßen weit verbreitet, im Osten seltener (Tittizer et al. 2000).*

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

*Mechanische Entfernung sehr aufwändig (z.B. mit kleinflächiger Abdeckung des Bodens zur Sauerstoffreduktion), Ballastwasserbehandlung, Reinigung von Booten, Geräten und Ausrüstung beim Transport zwischen Gewässern (CABI 2014, Scheibner et al. 2015).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Binnenwasserstraßen, Fließgewässer, Stillgewässer, Ästuare (Tittizer et al. 2000).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Variable Reproduktionsstrategien (getrennt geschlechtlich, Zwitter, Viviparie, Polyploidie, Androgenese). Bis zu 70000 Larven pro Weibchen pro Jahr, Geschlechtsreife nach 3-9 Monaten, Lebenserwartung 1-5 Jahre (*Corbicula fluminea*: Sousa et al. 2008).*

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (Kanäle, im Handel gelegentlich verfügbar, mit Wasserpflanzen, Boot- sowie Angelzubehör, McMahon 1982) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Wasserströmungen).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Expansiv</b>
<i>Aufgrund der schwierigen taxonomischen Zuordnung nicht sicher bekannt, vermutlich deutlich zunehmend. Große Bestandesschwankungen (Ilarri et al. 2011).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Massenbestände über 1000 Tiere/m<sup>2</sup> bei <i>C. fluminea</i> (Ilarri et al. 2011).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Ja</b>
<i>Wärmere Wintertemperaturen haben positive, hohe Sommertemperaturen haben negative Auswirkungen; wärmere Gewässer(abschnitte), z.B. Kraftwerksausleitungen, werden bevorzugt (<i>Corbicula fluminea</i>: Weitere et al. 2009, Petter et al. 2014).</i>	
<b><u>D) Ergänzende Angaben</u></b>	
<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Verstopfte Leitungen behindern die Wasserversorgung (Kühlung, Bewässerung) (CABI 2014).</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Bioindikator von Schadstoffen und Pathogenen (Graczyk et al. 2003). Gastronomie, Aquakultur, Fischköder (Asien, USA, CABI 2014).</i>	
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Übertragung von Trematoden (<i>Echinostoma</i> spp.) (Asien, CABI 2014).</i>	
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Nein</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- CABI (2014) *Corbicula fluminalis*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/109136>
- Graczyk, T.K., Conn, B.D., Marcogliese, D.J., Graczyk, H. & Lafontaine, Y. de (2003): Accumulation of human water-borne parasites by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian freshwater clams (*Corbicula fluminea*). Parasitol. Res. 89: 107-112.
- Hartog, C. den, Van Den Brink, F. & Van Der Velde, G. (1992): Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? J. Nat. Hist. 26: 1121-1129.
- Ilarri, M.I., Antunes, C., Guilhermino, L. & Sousa, R. (2011): Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. Biol. Invasions 13: 277-280.
- Kamburska, L., Lauceri, R., Beltrami, M., Boggero, A., Cardeccia, A., Guarneri, I., Manca, M. & Riccardi, N. (2013): Establishment of *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) in Lake Maggiore: a spatial approach to trace the invasion dynamics. BiolInvasions Records 2: 105-117.
- McMahon, R.F. (1982): The occurrence and distribution of the introduced asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Müller) in North America: 1924-1982. The Nautilus 96: 134-141.
- Petter, G., Weitere, M., Richter, O. & Moenickes, S. (2014): Consequences of altered temperature and food conditions for individuals and populations: a dynamic energy budget analysis for *Corbicula fluminea* in the Rhine. Freshw. Biol. 59: 832-846.
- Pigneur, L.-M., Falisse, E., Roland, K., Everbecq, E., Delière, J.-F., Smitz, J., Van Doninck, K. & Descy, J.-P. (2014): Impact of invasive Asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem. Freshw. Biol. 59: 573-583.
- Renard, E., Bachmann, V., Cariou, M.L. & Moreteau, J.C. (2000): Morphological and molecular differentiation of invasive freshwater species of the genus *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidea) suggest the presence of three taxa in French rivers. Mol. Ecol. 9: 2009-2016.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Sousa, R., Antunes, C. & Guilhermino, L. (2008): Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. Ann. Limnol. Int. J. Lim. 44: 85-94.
- Strayer, D. (1999): Effects of alien species on freshwater molluscs in North America. J. N.Am. Benthol. Soc. 18: 74-98.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.
- Weitere, M., Vohmann, A., Schulz, N., Linn, C., Dietrich, D. & Arndt, H. (2009): Linking environmental warming to the fitness of the invasive clam *Corbicula fluminea*. Global Change Biol. 15: 2838-2851.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Corbicula fluminea* – Grobgerippte Körbchenmuschel

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Corbicula fluminea</i> (O.F. Müller, 1774)</b> <b>Grobgerippte Körbchenmuschel</b> Synonyme: <i>Corbicula fluviatilis</i> ; Grobgestreifte Körbchenmuschel
	<i>Die Unterscheidung von Corbicula-Arten ist schwierig, Hybridisierung ist möglich, möglicherweise kommen weitere noch unbekannte Arten in Europa/Deutschland vor (Renard et al. 2000, Pfenninger et al. 2002).</i>
	Mollusca, Bivalvia, Corbiculidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Russischer Ferner Osten, China, Indochina, Malaysia, Ostasien, Afrika?
	<i>Die Einschleppung nach Europa erfolgte vermutlich aus Nordamerika, wohin die Art in den 1920er Jahren verschleppt wurde (CABI 2014).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser, Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle), Zierhandel
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt
<b>Erstnachweis:</b>	1983
	<i>Nach Hartog et al. (1992) erstmals 1983 in der Weser und ab 1987 im Rhein nachgewiesen.</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Konkurrenz um Raum und Nahrung und Verdrängung von Unioniden (Portugal, Sousa et al. 2008; Italien, Kamburska et al. 2013; USA, Strayer 1999).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Filtrierer von Planktonorganismen (auch Glochidien von Unioniden) und organischen Partikeln (mit sehr hohen Filtrationsraten) sowie Sedimentfresser. Die Auswirkungen sind nicht näher untersucht.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Rückgang von 70% der Phytoplanktonbiomasse und 61% der Primärproduktion sowie Auswirkungen auf Nährstoffzyklen; Akkumulation organischer Teilchen am Gewässergrund, wodurch sich die Wassertransparenz erhöht und Nahrungsnetze verändern (Belgien, Pigneur et al. 2014).</i>	<b>Ja</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Wasserstraßen weit verbreitet, im Osten seltener (Tittizer et al. 2000).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Entfernung sehr aufwändig (z.B. mit kleinflächiger Abdeckung des Bodens zur Sauerstoffreduktion), Ballastwasserbehandlung, Reinigung von Booten, Geräten und Ausrüstung beim Transport zwischen Gewässern (CABI 2014, Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Binnenwasserstraßen, Fließgewässer, Stillgewässer, Ästuare (Tittizer et al. 2000).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Variable Reproduktionsstrategien (getrennt geschlechtlich, Zwitter, Viviparie, Polyploidie, Androgenese). Bis zu 70000 Larven pro Weibchen pro Jahr, Geschlechtsreife nach 3-9 Monaten, Lebenserwartung 1-5 Jahre (Sousa et al. 2008).</i>	<b>Hoch</b>

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (Kanäle, im Handel gelegentlich verfügbar, mit Wasserpflanzen, Boot- sowie Angelzubehör, McMahon 1982) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Wasserströmungen).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Expansiv</b>
<i>Aufgrund der schwierigen taxonomischen Zuordnung nicht sicher bekannt, vermutlich zunehmend. Große Bestandesschwankungen (Ilarri et al. 2011).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Massenbestände über 1000 Tiere/m<sup>2</sup> (Ilarri et al. 2011).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Ja</b>
<i>Wärmere Wintertemperaturen haben positive, hohe Sommertemperaturen haben negative Auswirkungen; wärmere Gewässer(abschnitte), z.B. Kraftwerksausleitungen, werden bevorzugt (Petter et al. 2014).</i>	
<b><u>D) Ergänzende Angaben</u></b>	
<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Verstopfte Leitungen behindern die Wasserversorgung (Kühlung, Bewässerung) (CABI 2014).</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Bioindikator von Schadstoffen und Pathogenen (Graczyk et al. 2003). Gastronomie, Aquakultur, Fischköder (Asien, USA, CABI 2014).</i>	
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Übertragung von Trematoden (<i>Echinostoma</i> spp.) (Asien, CABI 2014).</i>	
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Nein</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- CABI (2014) *Corbicula fluminea*. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/88200>
- Graczyk, T.K., Conn, B.D., Marcogliese, D.J., Graczyk, H. & Lafontaine, Y. de (2003): Accumulation of human waterborne parasites by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian freshwater clams (*Corbicula fluminea*). Parasitol. Res. 89: 107-112.
- Hartog, C. den, Van Den Brink, F. & Van Der Velde, G. (1992): Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? J. Nat. Hist. 26: 1121-1129.
- Ilarri, M.I., Antunes, C., Guilhermino, L. & Sousa, R. (2011): Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. Biol. Invasions 13: 277-280.
- Kamburska, L., Lauceri, R., Beltrami, M., Boggero, A., Cardeccia, A., Guarneri, I., Manca, M. & Riccardi, N. (2013): Establishment of *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) in Lake Maggiore: a spatial approach to trace the invasion dynamics. BiolInvasions Records 2: 105-117.
- McMahon, R.F. (1982): The occurrence and distribution of the introduced asiatic freshwater clam, *Corbicula fluminea* (Müller) in North America: 1924-1982. The Nautilus 96: 134-141.
- Petter, G., Weitere, M., Richter, O. & Moenickes, S. (2014): Consequences of altered temperature and food conditions for individuals and populations: a dynamic energy budget analysis for *Corbicula fluminea* in the Rhine. Freshw. Biol. 59: 832-846.
- Pfenninger, M., Reinhardt, F. & Streit, B. (2002): Evidence for cryptic hybridization between different evolutionary lineages of the invasive clam genus *Corbicula* (Veneroidea, Bivalvia). J. Evol. Biol. 15: 818-829.
- Pigneur, L.-M., Falisse, E., Roland, K., Everbecq, E., Deliège, J.-F., Smits, J., Van Doninck, K. & Descy, J.-P. (2014): Impact of invasive Asian clams, *Corbicula* spp., on a large river ecosystem. Freshw. Biol. 59: 573-583.
- Renard, E., Bachmann, V., Cariou, M.L. & Moreteau, J.C. (2000): Morphological and molecular differentiation of invasive freshwater species of the genus *Corbicula* (Bivalvia, Corbiculidea) suggest the presence of three taxa in French rivers. Mol. Ecol. 9: 2009-2016.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Sousa, R., Antunes, C. & Guilhermino, L. (2008): Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. Ann. Limnol. Int. J. Limnol. 44: 85-94.
- Strayer, D. (1999): Effects of alien species on freshwater molluscs in North America. J. N.Am. Benthol. Soc. 18: 74-98.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Crassostrea gigas* – Pazifische Felsenauster

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg, 1793)</b> <b>Pazifische Felsenauster</b> Synonyme: <i>Ostrea gigas</i> ; Pazifische Auster <i>Es ist unklar, ob die Portugiesische Auster C. angulata (Lamarck, 1819) als Synonym zu werten ist.</i> Bivalvia, Ostreidae
<b>Lebensraum:</b>	Meer, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Aquakultur
<b>Ersteinbringung:</b>	1971 <i>1971 wurde erstmals Brut aus einer schottischen Brutanstalt für Zuchtversuche in perforierten Kunststoffkästen, die im Wattenmeer und in der Flensburger Förde ausgebracht wurden, importiert (Meixner &amp; Gerdener 1976). 1986 wurde mit der kommerziellen Zucht in der Bliedselbucht auf Sylt begonnen (Reise 1998).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1984 <i>Am 6. Juni 1984 auf einer niedersächsischen Miesmuschelbank gefunden; vermutlich driftete die Larve zwei Jahre zuvor von der niederländischen Küste ein, wo die Art seit 1965 kultiviert wird (Meixner 1984).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Bei dichten Beständen lokale Verdrängung heimischer Muschel- und Borstenwurmartarten (Wattenmeer, Markert et al. 2010; u.a. Neuseeland, USA, Leffler &amp; Greer 1991).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Hohe Filtrationsrate (Ren et al. 2000), Ausmaß ökologischer Auswirkungen auf Phytoplankter bisher unbekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Hybridisierung mit anderen gebietsfremden <i>Crassostrea</i> Arten (Gaffney &amp; Allen 1992), zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Vektor für eine Vielzahl von Krankheiten, Parasiten und Begleitarten, die heimische Arten gefährden (Wolff &amp; Reise 2002).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Umstrukturierung des Ökosystems Wattenmeer und Ausbildung großer Kalkaggregate (Kochmann et al. 2008, Nehring et al. 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Im gesamten Wattenmeer, vor allem im Bereich von Miesmuschelbänken (Nehls et al. 2009).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Einsammeln ist zeitaufwändig, aber bei kleinen Beständen in Einzelfällen aussichtsreich, Guy &amp; Roberts 2010). Die Verwendung von triploiden Austern, die sich in der Natur nur eingeschränkt fortpflanzen können, ist zu prüfen (Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Wattenmeer (Reise 1998, Nehls et al. 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Geschlechtsreife nach 1-2 Jahren, ein Weibchen produziert 20-100 Millionen Eier und kann in einer Saison ggf. auch mehrfach laichen (Meixner &amp; Gerdener 1976).</i>	<b>Hoch</b>

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (in Aquakultur genutzt, Reise 1998) und natürliche Fernausbreitung (Eier und Larven mit Meeresströmungen, Brandt et al. 2008).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Expansiv</b>
<i>Europäische Küsten (Reise 1998, Nehring et al. 2009).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Rascher Aufbau sehr dichter und großflächiger Bestände (Nehls et al. 2009).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Ja</b>
<i>Ausbreitung und Bestandsvermehrung ist bei Erwärmung wahrscheinlich (Diederich et al. 2005).</i>	

#### **D) Ergänzende Angaben**

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Fischerei, Tourismus, Wasserwirtschaft (vermutet, Nehring et al. 2009). Aufwuchsorganismus, der aufwändig von Schiffen und Booten beseitigt werden muss.</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Aquakultur, Fischerei (Austernsammeln ist seit 2005 in Schleswig-Holstein beschränkt erlaubt), Tourismus.</i>	
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Verletzungsgefahr bei Strandbesuchern (Gollasch pers. Beob.).</i>	
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Nein</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Eine Zuordnung sublitoraler Bänke von *C. gigas* zum FFH Lebensraumtyp 1170 „Riffe“ wird diskutiert.

#### **Quellen**

- Brandt, G., Wehrmann, A. & Wirtz, K.W. (2008): Rapid invasion of *Crassostrea gigas* into the German Wadden Sea dominated by larval supply. J. Sea Res. 59: 279-296.
- Diederich, S., Nehls, G., Beusekom, J.E.E. van & Reise, K. (2005): Introduced Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) in the northern Wadden Sea: Invasion accelerated by warm summers? Helgol. Mar. Res. 59: 97-106.
- Gaffney, P. & Allen, S. (1992): Genetic aspects of introduction and transfer of molluscs. J Shellfish Res. 11: 535-538.
- Guy, C. & Roberts, D. (2010): Can the spread of non-native oysters (*Crassostrea gigas*) at the early stages of population expansion be managed? Mar. Poll. Bull. 60: 1059-1064.
- Kochmann, J., Buschbaum, C., Volkenborn, N. & Reise, K. (2008): Shift from native mussels to alien oysters: Differential effects of ecosystem engineers. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 364: 1-10.
- Leffler, M. & Greer, J. (Hrsg.) (1991): The ecology of *Crassostrea gigas* in Australia, New Zealand, France and Washington State. University of Maryland Sea Grant publication UM-SG-TS-92.07: 25 S.
- Markert, A., Kröncke, I. & Wehrmann, A. (2010): Recently established *Crassostrea*-reefs vs. native *Mytilus*-beds: Differences in habitat engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). Biol. Invasions 12: 15-32.
- Meixner, R. (1984): Erster Wildfund einer pazifischen Auster *Crassostrea gigas*. Inf. Fischwirt. 31: 140.
- Meixner, R. & Gerdener, C. (1976): Untersuchungen über die Möglichkeit einer Fortpflanzung der eingeführten Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* in deutschen Küstengewässern. Arch. Fisch Wiss. 26: 155-160.
- Nehls, G., Witte, S., Büttger, H., Dankers, N., Jansen, J., Millat, G., Herlyn, M., Markert, A., Kristensen, P.S., Ruth, M., Buschbaum, C. & Wehrmann, A. (2009): Beds of blue mussels and Pacific oysters. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.), Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem 25: 1-29.
- Nehring, S., Reise, K., Dankers, N. & Kristensen, P.S. (2009): Alien species. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Hrsg.), Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem 25: 1-28.
- Reise, K. (1998): Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenberg. marit. 28: 167-175.
- Ren, J.S., Ross, A.H. & Schiel, D.R. (2000): Functional descriptions of feeding and energetics of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* in New Zealand. Mar. Ecol. Prog. Ser. 208: 119-130.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Wolff, W.J. & Reise, K. (2002): Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into the northern and western European waters. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Hrsg.), Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts, and management. Kluwer, Dordrecht: 193-205.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring, Karsten Reise & Stephan Gollasch  
2013-12-20, aktualisiert 2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Crepidula fornicata* – Amerikanische Pantoffelschnecke

**Systematik und Nomenklatur:** *Crepidula fornicata* (Linnaeus, 1758)

**Amerikanische Pantoffelschnecke**

Synonyme: –

Mollusca, Gastropoda, Calyptraeidae

**Lebensraum:** Meer

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordwestatlantik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Aquakultur (Austernimporte)

**Ersteinbringung:** Unbekannt

*Über den Zeitpunkt der Ersteinbringung liegen keine Informationen vor. Ende des 19. Jh. nach England und vermutlich mit Austernsetzlingen aus den Niederlanden nach Deutschland eingeschleppt.*

**Erstnachweis:** 1934

*Im August 1934 im Wattenmeer bei List/Sylt gefunden (Ankel 1935).*

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

**Unbekannt**

*Feldexperimente haben gezeigt, dass diese epizoisch auf Miesmuscheln lebende Art Entwicklung und Wachstum der Miesmuscheln reduzieren (Thieltges 2005). Bei höheren Beständen Nahrungs- und Raumkonkurrenz mit Muscheln (Thieltges et al. 2006) und anderen Benthos-Organismen (Frankreich, Blanchard 2009). Ob es dadurch zu einer Gefährdung heimischer Arten kommt, ist unbekannt. In Frankreich wurde beobachtet, dass Plattfische Gebiete mit Pantoffelschnecken aufgrund der Substratveränderungen meiden (Kostecki et al. 2011).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Nein**

*Dieser Filtrierer und ernährt sich von Planktonalgen. Bei Massenaufkommen insbesondere in nährstoffarmen Regionen könnten heimische Phytoplankton-Arten negativ beeinflusst werden (Frankreich, de Montaudouin et al. 1999, Kostecki et al. 2011). Mit einer Gefährdung heimischer Arten wird derzeit nicht gerechnet.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Begründete Annahme**

*Veränderungen im Nahrungsnetz durch lokale Verdrängung von Plattfischen möglich (Frankreich, Kostecki et al. 2011). Veränderungen der Sedimenteigenschaften durch Abgabe von Pseudofaeces und in der Folge Veränderungen der Abundanzen heimischer Arten (Frankreich, Vallet et al. 2003).*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

*Nach Buschbaum et al. (2012) an mehreren Untersuchungsorten in der Nordsee gefunden.*

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

*Reinigung von importierten Saatumuscheln (Austern), um weitere Einschleppungen der Pantoffelschnecke zu vermeiden.*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Wattenmeer (Buschbaum et al. 2012).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Die Art zeigt eine hohe Reproduktionsrate in der Spermatozoa auch exogen angelegt werden können, wodurch mehrere Reproduktionszyklen im Jahr möglich ist (Beninger et al. 2010).*

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (Aufwuchs an Schiffen, mit Aquakulturorganismen) und natürliche Fernausbreitung (der Larven durch Meeresströmungen) (Pechenik 1984).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Stabil</b>
<i>In Europa großräumig verbreitet. Keine aktuelle Arealerweiterung (Minchin et al. 1995).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Aufbau dichter und großflächiger Bestände, im Wattenmeer &gt;1200 Ind./m<sup>2</sup> mit Naßgewicht von &gt;5 kg/m<sup>2</sup>, im Limfjord sind die Naßgewichte vergleichbar mit <i>Mytilus edulis</i> Beständen (de Montaudouin et al. 1999, Thieltges et al. 2009, Jensen 2010).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Ja</b>
<i>Kalte Winter haben einen negativen Einfluss auf die Populationen (Thieltges et al. 2004, 2006). Mit ansteigenden Wassertemperaturen ist eine Bestandszunahme und Arealausweitung nach Norden möglich (Dürselen in Vorb.).</i>	
<b><u>D) Ergänzende Angaben</u></b>	
<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Aquakultur (Nahrungs- und Raumkonkurrenz mit z.B. Austern); Muschelfischerei (z.B. Miesmuscheln) (Thieltges 2005, KostECKI et al. 2011).</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Ja</b>
<i>Auswirkungen gegenüber Umwelt und heimischen Arten sind näher zu untersuchen.</i>	

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Ankel, W.E. (1935): Die Pantoffelschnecke, ein Schädling der Auster. *Natur und Volk* 65: 173-176.
- Beninger, P.G., Valdizan, A., Decottigies, P., Cognie, B. (2010): Field reproductive dynamics of the invasive slipper limpet, *Crepidula fornicata*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 390: 179-187.
- Blanchard, M. (2009): Recent expansion of the slipper limpet population (*Crepidula fornicata*) in the Bay of Mont-Saint-Michel (Western Channel, France). *Aquat. Living Resour.* 22: 11-19.
- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- de Montaudouin, X., Audemard, C. & Labourg P.-J. (1999): Does the slipper limpet (*Crepidula fornicata*, L.) impair oyster growth and zoobenthos biodiversity? A revisited hypothesis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 235: 105-124.
- Dürselen, C. (Hrsg.) (in Vorb.): Development of concepts and methods for compilation and assessment of selected anthropogenic pressures in the context of the Marine Strategy Framework Directive. UBA, Dessau.
- Jensen, K.R. (2010): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet, *Crepidula fornicata*. Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org): 11 S.
- Kostecki, C., Rochette, S., Girardin R., Blanchard, M., Desroy, N., Le Pape, O. (2011): Reduction of flatfish habitat as a consequence of the proliferation of an invasive mollusc. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 92: 154-160.
- 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. Conch.* 35: 247-254.
- Pechenik, J.A. (1984): The relationship between temperature, growth rate, and duration of planktonic life for larvae of the gastropod *Crepidula fornicata* (L.). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 74: 241-257.
- Thieltges, D.W. (2005): Impact of an invader: epizootic American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces survival and growth in European mussels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 286: 13-19.
- Thieltges, D.W., Strasser, M., van Beusekom, J. & Reise, K. (2004): Too cold to prosper – winter mortality prevents population increase of the introduced American slipper limpet *Crepidula fornicata* in northern Europe. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 311: 375-391.
- Thieltges, D.W., Strasser, M. & Reise, K. (2006): How bad are invaders in coastal waters? The case of the American slipper limpet *Crepidula fornicata* in western Europe. *Biol. Invasions* 8: 1673-1680.
- Vallet, C., Dauvin, J., Hamon, D. & Dupuy, C. (2001): Effect of the introduced common slipper shell on the supra-benthic biodiversity of the subtidal communities in the Bay of Saint-Brieuc. *Conserv. Biol.* 15: 1686-1690.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Dreissena bugensis* – Quagga-Muschel

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Dreissena bugensis</i> Andrusov, 1897</b> <b>Quagga-Muschel</b> Synonyme: <i>Dreissena rostriformis bugensis</i> Mollusca, Bivalvia, Dreissenidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südosteuropa, Osteuropa (Ponto-Kaspische Region)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle), Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	2004 <i>Van der Velde &amp; Platvoet (2007) vermuten eine Besiedlung des Mains aus der Donau und den Main-Donau-Kanal die einige Jahre zurück liegt. Heiler et al. (2013) errechneten 2004 als Jahr der Ersteinbringung.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2007 <i>Im Mai 2007 im Main bei Hörblach östlich von Würzburg festgestellt (van der Velde &amp; Platvoet 2007).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Rückgang der Abundanz und Diversität von benthischen Wirbellosen-Arten durch Nahrungs- und Raumkonkurrenz (USA, Nalepa et al. 2009). Die nahe verwandte Dreissena polymorpha verdrängt Unioniden durch Nahrungs- und Raumkonkurrenz (USA, Ricciardi et al. 1998).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Filtrierer von Planktonorganismen und organischen Partikeln. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Durch Filtration wird Wassertransparenz erhöht, Stickstoff- und Phosphorzyklus sowie Nahrungsnetze werden verändert (USA, Beekey et al. 2004, Conroy et al. 2005).</i>	<b>Ja</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Donau, Main, Rhein und norddeutschen Schifffahrtskanälen bis zur Elbe (Schöll et al. 2012).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Entfernung aufwändig, Ballastwasserbehandlung, Reinigung von Booten, Geräten und Ausrüstung beim Transport zwischen Gewässern (Matthews et al. 2012) (Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Im Rhithral und Potamal von Fließgewässern, in mesotrophen Seen und Ästuaren (van der Velde &amp; Platvoet 2007). In größeren Tiefen als Dreissena polymorpha, bevorzugt auf Hartsubstrat, aber auch auf weichem Untergrund vorkommend (Mills et al. 1996).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Es können bis zu 1 Million Eier pro Jahr produziert werden; Geschlechtsreife nach einem Jahr; Lebenserwartung bis zu 10 Jahren (CABI 2008).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Kanäle, mit Ballastwasser, Wasserpflanzen, Boot- sowie Angelzubehör) und natürliche Fernausbreitung (der Larven mit Wasserströmungen (Larvenphase bis zu vier Wochen); Verschleppung mit Wasservögeln unsicher) (Bij de Vaate 2010, CABI 2008).</i>	<b>Hoch</b>

<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Expansiv</b>
<i>Breitet sich im Rheineinzugsgebiet aktuell stark aus (Heiler et al. 2013, Marescaux et al. 2015).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Massenbestände filtrieren große Mengen Wasser und konsumieren so einen beträchtlichen Teil der Plankton-Biomasse (Beekey et al. 2004).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Unbekannt</b>
<i>Scheint höhere Temperaturen zu ertragen als <i>Dreissena polymorpha</i> (Thorp et al. 2002). Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.</i>	

#### **D) Ergänzende Angaben**

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Verstopfte Leitungen (<i>Dreissena polymorpha</i>, Minchin et al. 2002).</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Verletzungsgefahr bei Strandbesuchern (<i>Dreissena polymorpha</i>, Minchin et al. 2002).</i>	
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Nein</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Beekey, M.A., McCabe, D.J. & Marsden, J.E. (2004): Zebra mussels affect benthic predator foraging success and habitat choice on soft sediments. *Oecologia* 141: 164-170.
- Bij de Vaate, A. (2010): Some evidence for ballast water transport being the vector of the quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis* Andrusov, 1897) introduction into Western Europe and subsequent upstream dispersal in the River Rhine. *Aquatic Invasions* 5: 207-209.
- CABI (2008): <http://www.cabi.org/isc/datasheet/107770>
- Conroy, J.D., Edwards, W.J., Pontius, R.A., Kane, D.D., Zhang, H., Shea, J.F., Richey, J.N. & Culver, D.A. (2005): Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie. *Freshw. Biol.* 50: 1146-1162.
- Heiler, K., Bij de Vaate, A., Ekschmitt, K., von Oheimb, P., Albrecht, C. & Wilke, T. (2013): Reconstruction of the early invasion history of the quagga mussel (*D. rostriformis bugensis*) in Western Europe. *Aquatic Invasions* 8: 53-57.
- Marescaux, J., Boets, P., Lorquet, J., Sablon, R., Van Doninck, K. & Beisel, J.-N. (2015): Sympatric *Dreissena* species in the Meuse River: towards a dominance shift from zebra to quagga mussels. *Aquatic Invasions* 10: 287-298.
- Matthews, J., van der Velde, G., bij de Vaate, A. & Leuven, R. (2012): Key factors for spread, impact and management of Quagga mussels in the Netherlands. *Reports Environmental Science* 404, Nijmegen: 123 S.
- Mills, E.L., Rosenberg, G., Spidle, A.P., Ludyanskiy, M., Pligin, Y. & May, B. (1996): A review of the biology and ecology of the Quagga Mussel (*Dreissena bugensis*), a second species of freshwater Dreissenid introduced to North America. *Am. Zool.* 36: 271-286.
- Minchin, D., Lucy, F. & Sullivan, M. (2002): Zebra mussel: Impacts and spread. Distribution, Impacts and Management. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds), *Invasive Aquatic Species of Europe*. Kluwer, Dordrecht: 135-146.
- Nalepa, T.F., Fanslow, D.L. & Lang, G.A. (2009): Transformation of the offshore benthic community in Lake Michigan: recent shift from the native amphipod *Diporeia* spp. to the invasive mussel *Dreissena rostriformis bugensis*. *Freshw. Biol.* 54: 466-479.
- Ricciardi, A., Neves, R.J. & Rasmussen, J.B. (1998): Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *J. Anim. Ecol.* 67: 613-619.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Schöll, F., Eggers, T.O., Haybach, A., Gorka, M., Klima, M. & König, B. (2012): Verbreitung von *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in Deutschland (Mollusca: Bivalvia). *Lauterbornia* 74: 111-115.
- Thorp, J.H., Alexander, J.E. & Cobbs, G.A. (2002): Coping with warmer, large rivers: a field experiment on potential range expansion of northern quagga mussels (*Dreissena bugensis*). *Freshw. Biol.* 47: 1779-1790.
- Van der Velde, G. & Platvoet, D. (2007): Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). *Aquatic Invasions* 2: 261-264.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Dreissena polymorpha* – Wandermuschel

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)</b> <b>Wandermuschel</b> Synonyme: Zebramuschel, Dreikantmuschel Mollusca, Bivalvia, Dreissenidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südosteuropa, Osteuropa, Zentralasien, Kaukasus, Westasien (Ponto-Kaspische Region)
	<i>Im Tertiär in Mitteleuropa weit verbreitet. Rezente Einschleppung durch anthropogene Vektoren aus dem Schwarzen Meer. Ob Reliktpopulationen in Mitteleuropa überdauert haben, ist umstritten (Thienemann 1950).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle), Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1800-1824 <i>„Die Molluskenforscher des 18. Jh. kennen die Wandermuschel in Mitteleuropa nicht“ (Thienemann 1950).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1824 <i>Im Jahre 1824 aus der Havel und den Havelseen bei Potsdam gemeldet (Thienemann 1950).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Unioniden werden durch Nahrungs- und Raumkonkurrenz vollständig verdrängt; durch das Aufsitzen können Unioniden in das Substrat gedrückt werden (Osteuropa, Karatayev et al. 1997; USA, Ricciardi et al. 1998, Burlakova et al. 2000).</i>	Ja
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Filtrierer von Planktonorganismen und organischen Partikeln. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Durch Filtration wird Wassertransparenz erhöht, Stickstoff- und Phosphorzyklus sowie Nahrungsnetze werden verändert (USA, Beekey et al. 2004, Conroy et al. 2005).</i>	Ja
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Weit verbreitet und lokal häufig (Tittizer et al. 2000).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Entfernung sehr aufwändig, Biologische Kontrolle im Versuchsstadium (Aldridge et al. 2006, Molloy et al. 2013), Ballastwasserbehandlung, Reinigung von Booten, Geräten und Ausrüstung beim Transport zwischen Gewässern (Scheibner et al. 2015).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Im Rhithral und Potamal von Fließgewässern, in mesotrophen Seen und Ästuaren, auf hartem und weichem Untergrund (Tittizer et al. 2000).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Es können bis zu 1 Million Eier pro Jahr produziert werden; Geschlechtsreife nach einem Jahr; Lebenserwartung bis zu 10 Jahren (CABI 2008).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

Anthropogene (Kanäle, mit Ballastwasser, Wasserpflanzen, Boot- sowie Angelzubehör) und natürliche Fernausbreitung (der Larven mit Wasserströmungen (Larvenphase bis zu vier Wochen); Verschleppung mit Wasservögeln unsicher) (CABI 2008).

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

Nach einem Rückgang der Bestände in der Mitte des 20. Jh. scheint die Art wieder häufiger zu werden. Wird möglicherweise aber aktuell durch die neu eingeschleppte invasive *Dreissena bugensis* verdrängt (Marescaux et al. 2015). Genaue Verbreitungsdaten liegen kaum vor.

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Massenbestände filtrieren große Mengen Wasser und konsumieren so einen beträchtlichen Teil der Plankton-Biomasse (Beekey et al. 2004).

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Die möglichen Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Verstopfte Kühlleitungen und Rohre behindern die Wasserversorgung (Minchin et al. 2002); Schäden in den USA zwischen 1989 und 2004 über 267 Millionen Dollar (Connelly et al. 2007).

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Muscheln werden von Fischen gefressen). Landwirtschaft (als Fischmehl zu Dünger und Geflügelnahrung beigemischt). Bioindikator von Schadstoffen und Pathogenen (CABI 2008).

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Ja**

Verletzungsgefahr bei Strandbesuchern (Minchin et al. 2002).

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

### **Quellen**

- Aldridge, D.C., Elliott, P. & Moggridge, G.D. (2006): Microencapsulated BioBullets for the control of biofouling zebra mussels. *Environ. Sci. Technol.* 40: 975-979.
- Beekey, M.A., McCabe, D.J. & Marsden, J.E. (2004): Zebra mussels affect benthic predator foraging success and habitat choice on soft sediments. *Oecologia* 141: 164-170.
- Burlakova, L.E., Karatayev, A.Y. & Padilla, D.K. (2000): The impact of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on Unionid bivalves. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85: 529-541.
- CABI (2008): <http://www.cabi.org/isc/datasheet/85295>
- Connelly, N.A., O'Neill, C.R., Knuth, B.A. & Brown, T.L. (2007): Economic impacts of zebra mussels on drinking water treatment and electric power generation facilities. *Environ. Manage.* 40: 105-112.
- Conroy, J.D., Edwards, W.J., Pontius, R.A., Kane, D.D., Zhang, H., Shea, J.F., Richey, J.N. & Culver, D.A. (2005): Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie. *Freshw. Biol.* 50: 1146-1162.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E. & Padilla, D.K. (1997): The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. *J. Shellfish Res.* 16: 187-203.
- Marescaux, J., Boets, P., Lorquet, J., Sablon, R., Van Doninck, K. & Beisel, J.-N. (2015): Sympatric *Dreissena* species in the Meuse River: towards a dominance shift from zebra to quagga mussels. *Aquatic Invasions* 10: 287-298.
- Minchin, D., Lucy, F. & Sullivan, M. (2002): Zebra mussel: Impacts and spread. Distribution, Impacts and Management. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe*. Kluwer, Dordrecht: 135-146.
- Molloy, D., Mayer, D., Gaylo, M., Morse, J., Presti, K., Sawyko, P., Karatayev, A., Burlakova, L., Laruelle, F., Nishikawa, K. & Griffin, B. (2013): *Pseudomonas fluorescens* strain CL145A – A biopesticide for the control of zebra and quagga mussels (Bivalvia: Dreissenidae). *J. Invertebr. Pathol.* 113: 104-114.
- Ricciardi, A., Neves, R.J. & Rasmussen, J.B. (1998): Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *J. Anim. Ecol.* 67: 613-619.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. *Schweizerbart'sche V.* 809 S.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-72.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Ensis directus* – Amerikanische Schwertmuschel

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Ensis directus</i> (Gould in Binney, 1870)</b> <b>Amerikanische Schwertmuschel</b> Synonyme: <i>Ensis americanus</i> , <i>Solen directus</i> Mollusca, Bivalvia, Pharidae
<b>Lebensraum:</b>	Meer, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestatlantik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1978 <i>Da der Erstfund aus mindestens einjährigen Exemplaren bestand wird die Einschleppung für 1978 vermutet (von Cosel et al. 1982, Mühlenhardt-Siegel et al. 1983).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1979 <i>Zuerst 1979 in der deutschen Bucht im Bereich des Elbe-Ästuars gefunden (von Cosel et al. 1982).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Nahrungs- und Habitatkonkurrent zu heimischen Benthos-Arten, z.B. sind die heimischen <i>E. magnus</i> und <i>E. minor</i> weitgehend verdrängt worden (Frankreich, Belgien, Niederlande, Houziaux et al. 2011, Gollasch et al. 2015).</i>	Ja
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Dieser Filtrierer ernährt sich von Planktonalgen. Die Auswirkungen bei Massenvorkommen sind nicht untersucht.</i>	Unbekannt
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Wirt für heimische Parasiten (Krakau et al. 2006). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Die Filtriertätigkeit erhöht die Sedimentationsrate und verlagert die Nährstoffe im Lebensraum, eine Veränderung des Nahrungsnetzes wird vermutet (Niederlande, Tulp et al. 2010). Die Art wird von Meeresentom gefressen (Dekker &amp; Beukema 2012). Massenvorkommen können Stabilisation von Sedimenten erhöhen (Dannheim &amp; Rumohr 2012).</i>	Begründete Annahme
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Nahezu an der gesamten Nordseeküste (Buschbaum et al. 2012, Gollasch et al. 2015), teilweise massenhaft (Mühlenhardt-Siegel et al. 1983). Seit 1991 in der Ostsee in der Mecklenburger Bucht.</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Vorsorgliche Maßnahmen (Behandlung von Ballastwasser), Kommerzielle Nutzung durch Abfischen, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit) (Scheibner et al. 2015).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Wattenmeer (Buschbaum et al. 2012, Gollasch et al. 2015).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Hohe Reproduktionsrate (R-Strategie) (Dannheim &amp; Rumohr 2012). Geschlechtsreife nach einem Jahr (Cardoso et al. 2009).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

*Anthropogene (mit Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (der Larven mit Wasserströmungen; Larvenphase bis zu vier Wochen).*

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

*Keine nennenswerte Arealerweiterung in Deutschland seit einigen Jahren (Gollasch et al. 2015).*

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Rascher Aufbau sehr dichter Populationen und großflächiger Bestände mit bis zu 3000 Ind./m<sup>2</sup> (Mühlenhardt-Siegel et al. 1983).*

**Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*Große Temperaturtoleranz, kalte Winter scheinen die Verbreitung zu beschränken (Essink 1994). Modelle prognostizieren eine Arealzunahme bei Gewässererwärmung (Raybaud et al. 2015).*

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Scharfe Muschelschalen können Fischernetze beschädigen (Jensen 2015).*

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Fischerei (wird in Restaurants angeboten, Houziaux et al. 2011).*

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Verletzungsgefahr bei Strandbesuchern durch Schnittwunden an Füßen (Jensen 2015) möglich.*

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

**Quellen**

Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.

Cardoso, J., Witte, J. & van der Veer, H.W. (2009): Reproductive investment of the American Razor Clam *Ensis americanus* in the Dutch Wadden Sea. *J. Sea Res.* 62: 295-298.

Dannheim, J. & Rumohr, H. (2012): The fate of an immigrant: *Ensis directus* in the eastern German Bight. *Helgol. Mar. Res.* 66: 307-317.

Dekker, R. & Beukema, J.J. (2012): Long-term dynamics and productivity of a successful invader: The first three decades of the bivalve *Ensis directus* in the western Wadden Sea. *J. Sea Res.* 71: 31-40.

Essink, K., (1994): Foreign species in the Wadden Sea. Do they cause problems? *Wadden Sea Newsletter* 1: 9-11.

Gollasch, S., Kerckhof, F., Craeymeersch, J., Gouletquer, P., Jensen, K., Jelmert, A. & Minchin, D. (2015): Species Alert Report *Ensis directus*. Current Status of Invasions by the Marine Bivalve *Ensis directus*. ICES Cooperative Research Report 323: 32 S.

Houziaux, J.-S., Craeymeersch, J., Merckx, B., Kerckhof, F., Van Lancker, V., Courtens, W., Stienen, E., Perdon, J., Goudswaard, P.C., Van Hoey, G., Vigin, L., Hostens, K., Vincx, M. & Degraer, S. (2011): 'EnSIS' - Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report, Brussels, 105 S.

Jensen, K.R. (2015): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Ensis americanus*. Identification key to marine invasive species in Nordic waters – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org): 9 S.

Krakau, M., Thieltges, D. & Reise, K. (2006): Native parasites adopt introduced bivalves of the North Sea. *Biol. Invasions* 8: 919-925.

Mühlenhardt-Siegel, U., Dörjes, J. & Cosel, R. v. (1983): Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* (Conrad) in der Deutschen Bucht. II. Populationsdynamik. *Senckenberg. marit.* 15: 93-110.

Raybaud, V., Beaugrand, G., Dewarumez, J.-M. & Luczak, C. (2015): Climate-induced range shifts of the American jackknife clam *Ensis directus* in Europe. *Biol. Invasions* 17: 725-741.

Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.

Tulp, I., Craeymeersch, J., Leopold, M., van Damme, C., Fey, F. & Verdaat, H. (2010): The role of the invasive bivalve *E. directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 90: 116-128.

Vierna, J., Jensen, K.T., González-Tizón, A.M. & Martínez-Lage, A. (2012): Population genetic analysis of *Ensis directus* unveils high genetic variation in the introduced range and reveals a new species from the NW Atlantic. *Mar. Biol.* 159: 2209-2227.

von Cosel, R., Dörjes, J. & Mühlenhardt-Siegel, U. (1982): Die amerikanische Schwertmuschel *Ensis directus* (Conrad) in der Deutschen Bucht. I. Zoogeographie und Taxonomie im Vergleich mit den einheimischen Schwertmuschel-Arten. *Senckenberg. marit.* 14: 147-173.

**Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## Potamopyrgus antipodarum – Neuseeländische Zwergdeckelschnecke

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b>Potamopyrgus antipodarum (Gray, 1843)</b> <b>Neuseeländische Zwergdeckelschnecke</b> Synonyme: <i>Potamopyrgus crystallinus carinatus</i> , <i>P. jenkinsi</i> Mollusca, Gastropoda, Hydrobiidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Neuseeland
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1880-1887
<i>Aus England subfossil (16. Jh.?) bekannt; die rasche Ausbreitung erfolgte seit 1880 (Thienemann 1950).</i>	
<b>Erstnachweis:</b>	1887
<i>Nach Lassen (1978) 1887 in der Wismarer Bucht festgestellt. Nach Thienemann (1950) 1899 im Nord-Ostsee-Kanal, von dort entlang der Küsten und später in die Inlandflüsse vordringend (Tittizer et al. 2000).</i>	

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b>	<b>Begründete Annahme</b>
<i>Dichteabhängige Nahrungskonkurrenz mit Eintagsfliegenlarven (USA, Krist &amp; Charles 2012, Moore et al. 2012) und Schnecken (USA, Riley et al. 2008); Raumkonkurrenz mit Arten von Hartsubstraten (z.B. Gammarus pulex, Bithynia tentaculata, Schweiz, Schmidlin et al. 2012).</i>	
<b>Prädation und Herbivorie</b>	<b>Nein</b>
<i>Periphyton-, Makrophyten- und Detritusfresser. Auswirkungen auf Algenzönosen (USA, Krist &amp; Charles 2012). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
<b>Hybridisierung</b>	<b>Nein</b>
<i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b>	<b>Nein</b>
<i>Zwischenwirt für Trematoden (Zbikowski &amp; Zbikowska 2009). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b>	<b>Begründete Annahme</b>
<i>Dichtabhängige Änderungen in Nährstoffkreisläufen (USA, Hall et al. 2001, Arango et al. 2009, Moore et al. 2012) und in Nahrungsbeziehungen (USA, Riley et al. 2008).</i>	
 <b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b>	<b>Großräumig</b>
<i>In Deutschland weit verbreitet (Tittizer et al. 2000).</i>	
<b>Maßnahmen</b>	<b>Vorhanden</b>
<i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen (Trocknen von kontaminierten Geräten und Zubehör, Richards et al. 2004).</i>	
 <b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b>	<b>Ja</b>
<i>Fließ- und Stillgewässer, Brackwasser, Kanäle, Quellen (Tittizer et al. 2000, Glöer &amp; Meier-Brook 2003). Bevorzugt in anthropogen veränderten Gewässern. Sehr tolerant gegenüber dem Salzgehalt des Gewässers (Verbrugge et al. 2012).</i>	
<b>Reproduktionspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Parthenogenetische und sexuelle Vermehrung (Phillips &amp; Lambert 1989). Gebietsfremde Populationen bestehen überwiegend aus Weibchen und reproduzieren parthenogenetisch. 1 bis 6 Generationen pro Jahr, bis zu 230 Nachkommen pro Weibchen pro Jahr (Alonso &amp; Castro-Díez 2008).</i>	
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

*Anthropogene (mit Ballastwasser, Fischereizubehör, Booten, Alonso & Castro-Díez 2008) und natürliche Fernausbreitung (mit Wasservögeln; aktive Wanderung max. 1 m/Tag, Haynes et al. 1985).*

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

*Es liegen keine aktuellen Daten vor (vgl. Nehring 2000), vermutlich sind die Bestände in den letzten Jahren stabil.*

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Massenbestände von bis zu 500.000 Tieren/m<sup>2</sup> (Alonso & Castro-Díez 2008, 2012).*

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*Wärmere Gewässertemperaturen begünstigen das Populationswachstum (Moffitt & James 2012).*

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Fischerei (das Wachstum von Fischen wird verlangsamt, Alonso & Castro-Díez 2012).*

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Auswirkungen gegenüber Umwelt und heimischen Arten sollten untersucht werden.*

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

### **Quellen**

- Alonso, A. & Castro-Díez, P. (2008): What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? *Hydrobiologia* 614: 107-116.
- Alonso, A. & Castro-Díez, P. (2012): The exotic aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca): state of the art of a worldwide invasion. *Aquat. Sci.* 74: 375-383.
- Arango, C.P., Riley, L.A., Tank, J.L. & Hall, R.O. Jr. (2009): Herbivory by an invasive snail increases nitrogen fixation in a nitrogen-limited stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 1309-1317.
- Hall, R.O. Jr., Tank, J.L. & Dybdahl, M.F. (2001): Exotic snails dominate nitrogen and carbon cycling in a highly productive stream. *Univ. Wyoming National Park Service Research Center, Annual Report 25, Article 7: 7 S.*
- Haynes, A., Taylor, B.J. & Varley, M.E. (1985): The influence of the mobility of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith E.A.) (Prosobranchia: Hydrobiidae) on its spread. *Arch. Hydrobiol.* 103: 497-508.
- Krist, A. & Charles, C. (2012): The invasive New Zealand mudsnail, *Potamopyrgus antipodarum*, is an effective grazer of algae and altered the assemblage of diatoms more than native grazers. *Hydrobiologia* 694:143-151.
- Lassen, H.H. (1978): *Potamopyrgus jenkinsi* in Jutland. Distribution, dispersal, and colonization. *Fauna og Flora* 84: 73-79.
- Moffitt, C. & James, C. (2012): Dynamics of *Potamopyrgus antipodarum* infestations and seasonal water temperatures in a heavily used recreational watershed in intermountain North America. *Aquatic Invasions* 7: 193-202.
- Moore, J.W., Herbst, D.B., Heady, W.N. & Carlson, S.M. (2012): Stream community and ecosystem responses to the boom and bust of an invading snail. *Biol. Invasions* 14: 2435-2446.
- Nehring, S. (2000): Long-term changes in Prosobranchia (Gastropoda) abundances on the German North Sea coast: the role of the anti-fouling biocide tributyltin. *J. Sea Res.* 43: 151-165.
- Phillips, N.R. & Lambert, D.M. (1989): Genetics of *Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda: Prosobranchia): evidence for reproductive modes. *NZ J. Zool.* 16: 435-445.
- Richards, D.C., O'Connell, P. & Cazier Shinn, D. (2004): Simple control method to limit the spread of the New Zealand Mudsnail *Potamopyrgus antipodarum*. *N. Am. J. Fish. Manag.* 24: 114-117.
- Riley, L.A., Dybdahl, M.F. & Hall, R.O. Jr. (2008): Invasive species impact: asymmetric interactions between invasive and endemic freshwater snails. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 509-520.
- Schmidlin, S., Schmera, D. & Baur, B. (2012): Alien molluscs affect the composition and diversity of native macroinvertebrates in a sandy flat of Lake Neuchatel, Switzerland. *Hydrobiologia* 679: 233-249.
- Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 809 S.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-72.
- Verbrugge, L.N., Schipper, A.M., Huijbregts, M.A., van der Velde, G. & Leuven, R.S. (2012): Sensitivity of native and non-native mollusc species to changing river water temperature and salinity. *Biol. Invasions* 14: 1187-1199.
- Zbikowski, J. & Zbikowska, E. (2009): Invaders of an invader – Trematodes in *Potamopyrgus antipodarum* in Poland. *J. Invertebr. Path.* 101: 67-70.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Sinanodonta woodiana* – Chinesische Teichmuschel

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)</b> <b>Chinesische Teichmuschel</b> Synonyme: <i>Anodonta woodiana</i> ; Amurmuschel Mollusca, Bivalvia, Unionidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Ostasien (Amur, Jangtse)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Fischerei, Zierhandel <i>Mit infizierten (Glochidien) Besatzfischen eingebracht (Watters 1997). Wiederholt als europäische Großmuscheln (<i>Anodonta cygnea</i>, <i>Unio</i> sp.) zum Verkauf angeboten (u.a. Schoolmann et al. 2006).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>In Europa erstmals 1979 in Rumänien in einem Fischteich nachgewiesen, in dem seit 1959 aus Asien importierte Fische gezüchtet wurden (Sárkány-Kiss 1986).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1998 <i>1998 im Seilersee bei Iserlohn gefunden; vermutlich mit aus Ungarn importierten Gras- und Silberkarpfen in den See gelangt (Reichling 1999).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Raum- und vermutlich Nahrungskonkurrenz gegenüber Großmuscheln (<i>Anodonta</i>, <i>Unio</i>) in natürlichen und naturnahen Gewässern (Serbien, Paunovic et al. 2006; Ungarn, Benkö-Kiss et al. 2013).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Hohe Filtrationsrate (Wu et al. 2005), Ausmaß ökologischer Auswirkungen unbekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Muschellarven entwickeln sich in Bitterlingen und beeinträchtigen im Experiment den Fortpflanzungserfolg (Reichard et al. 2012). Es sind zahlreiche Parasiten vorhanden (Yurishinets 2009).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Auswirkungen von Dominanzbeständen unbekannt; Habitatveränderungen durch abgestorbene Schalen verändern die Makroinvertebratenzönosen (Ungarn, Bódis et al. 2014).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Nur wenige Vorkommen bekannt (Glöer &amp; Diercking 2009). Verwechslungen mit heimischen Arten sind möglich (Guarneri et al. 2014). In Europa weit verbreitet, aber zerstreute Vorkommen.</i>	<b>Kleinräumig</b>
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit) (Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Altarme, Seen, langsam fließende Gewässer (Fischer &amp; Ofenböck 2008, Cappelletti et al. 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Kann bis zu 12 Jahre alt werden, Geschlechtsreife nach einem Jahr (Dudgeon &amp; Morton 1983); ein Weibchen entlässt in einer Saison bis zu 200 Millionen Larven (Wächtler unpubl.).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (im Handel verfügbar, Unterstützung durch direkte und indirekte Besatzmaßnahmen)</i>	<b>Hoch</b>

und natürliche Fernausbreitung (Transport von Larven mit Wasserströmungen und mit Fischen).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

Unbekannt

Es liegen keine aktuellen Daten zur Verbreitung vor; in Europa zunehmend (Mienis 2003-2010).

**Monopolisierung von Ressourcen**

Unbekannt

Bei optimalen Lebensbedingungen werden hohe Abundanzen (bis zu 60 Ind./m<sup>2</sup>) und Biomassen (bis zu 25 kg/m<sup>2</sup>) ausgebildet (Polen, Kraszewski & Zdanowski 2007; Serbien, Paunovic et al. 2006).

**Förderung durch Klimawandel**

Ja

Wärmeliebend (Kraszewski & Zdanowski 2007).

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

Unbekannt

**Positive ökonomische Auswirkungen**

Keine

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

Keine

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

Ja

Verbreitung und ökologische Auswirkungen sollten überprüft werden.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

- Benkő-Kiss, A., Ferincz, A., Kováts, N. & Paulovits, G. (2013): Spread and distribution pattern of *Sinanodonta woodiana* in Lake Balaton. Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst. 408: 09.
- Bódis, E., Tóth, B., Szekeres, J., Borza, P. & Sousa, R. (2014): Empty native and invasive bivalve shells as benthic habitat modifiers in a large river. Limnologica 49: 1-9.
- Cappelletti, C., Cianfanelli, S., Beltrami, M.E. & Ciutti, F. (2009): *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae): a new non-indigenous species in Lake Garda (Italy). Aquatic Invasions 4: 685-688.
- Dudgeon, D. & Morton, B. (1983): The population dynamics and sexual strategy of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. J. Zool., Lond. 201: 161-183.
- Fischer, W. & Ofenböck, T. (2008): Beiträge zur Kenntnis der österreichischen Molluskenfauna XV. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) im Wiener Raum. Nachr.bl. erste Vorarlb. malak. Ges. 15: 69-70.
- Glöer, P. & Diercking, R. (2009): Atlas der Süßwassermollusken: Rote Liste, Verbreitung, Ökologie, Bestand und Schutz. Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt: 180 S.
- Guarneri, I., Popa, O.P., Gola, L., Kamburska, L., Lauceri, R., Lopes-Lima, M., Popa, L.O. & Riccardi, N. (2014): A morphometric and genetic comparison of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) populations: does shape really matter? Aquatic Invasions 9: 183-194.
- Kraszewski, A. & Zdanowski, B. (2007): *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca) - a new mussel species in Poland: occurrence and habitat preference in a heated lake system. Pol. J. Ecol. 55: 337-356.
- Mienis, H.K. (2003-2010): Additional information concerning the conquest of Europe by the invasive Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana*. Pt. 8 - Pt. 21. Ellipsaria 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 & 12.
- Paunovic, M., Csányi, B., Simic, V., Stojanovic, B. & Cakic, P. (2006): Distribution of *Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* (Lea, 1834) in inland waters of Serbia. Aquatic Invasions 1: 154-160.
- Reichard, M., Vrtílek, M., Douda, K. & Smith, C. (2012): An invasive species reverses the roles in a host-parasite relationship between bitterling fish and unionid mussels. Biol. Lett. 8: 601-604.
- Reichling, H.-J. (1999): Erstnachweis der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* in Deutschland. - Bemerkenswerte Molluskenfunde im Seilersee der Stadt Iserlohn. NABU Märkischer Kreisverb. 1999: 24-32.
- Sárkány-Kiss, A. (1986): *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) a new species in Romania (Bivalvia, Unionacea). Travaux du Museum d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa" 28: 119-121.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Schoolmann, G., Martens, A. & Grabow, K. (2006): Einschleppung und Verbreitung der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* (Lea) durch den Zoo- und Gartenfachhandel (Unionidae). Lauterbornia 58: 139-141.
- Watters, G.T. (1997): A synthesis and review of the expanding range of the Asian freshwater mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). The Veliger 40: 152-156.
- Wu, Q., Chen, Y. & Liu, Z. (2005): Filtering capacity of *Anodonta woodiana* and its feeding selectivity on phytoplankton. Ying Yong Sheng Tai Xue Bao 16: 2423-2427.
- Yurishinets, V.I. (2009): Symbiotic organisms of some alien species of freshwater fishes and mollusks of water bodies of the Danube River and Dnieper River basins. Rossiiskii Zhurnal Biologicheskikh Invasii 1: 37-42.

**Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring, Eckhard Schröder (†) & Wolfgang Rabitsch  
2010-11-26, aktualisiert 2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Anguillicoloides crassus* – Aal-Schwimmbblasenwurm

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Anguillicoloides crassus</i> Kuwahara, Niimi &amp; Hagaki, 1974</b> <b>Aal-Schwimmbblasenwurm</b> Synonyme: <i>Anguillicola crassus</i> Nematoda, Spirurida, Anguillicolidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser, Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren (Aale), Fischerei
<b>Ersteinbringung:</b>	1980-1982 <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt. Vermutlich Anfang der 1980er-Jahre mit infizierten importierten Japanischen Aalen aus Taiwan eingeschleppt (Taraschewski 2006).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1982 <i>1982 im Weser-Ems-Gebiet festgestellt, zugleich der Erstfund in Europa (Neumann 1985).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Aal-Schwimmbblasenparasit. Bei Jungaalen kann die Befallsrate mehr als 70 % erreichen (Peters &amp; Hartmann 1986, Thomas &amp; Ollevier 1992, Taraschewski 2006). Es wurde beobachtet, dass die Schwimmbblase von befallenen Aalen Entzündungen aufweisen kann, welche das Wachstum der Aale verlangsamen und die Sterblichkeitsrate erhöhen (van Banning 1991). Andere mögliche Auswirkungen des Parasiten, inklusive der beobachteten Bestandsreduzierung von Aalen, werden diskutiert, konnten aber nicht zweifelsfrei belegt werden (Taraschewski 2006).</i>	Ja
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Nord- und Ostsee weit verbreitet (Peters &amp; Hartmann 1986, Taraschewski et al. 1987, Lackschewitz et al. 2015).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Kontrolle von Lebendimporten von Aalen (Scheibner et al. 2015). Bei Salinitäten über 15 PSU nimmt die Befallsrate ab (Lefebvre &amp; Crivelli 2012).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>In hohen Prävalenzen (60-90%) mit dem Wirt vorkommend (Sures &amp; Streit 2001).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Eine große Anzahl von Parasiteneiern (mehrere 1000) werden in Aalschwimmbblasen gefunden (Kirk et al. 2000). Im Verdauungstrakt des Aals schlüpfen die Larven und werden ausgeschieden (de Charleroy et al. 1990). Larven benötigen Kopepoden als Zwischenwirte und werden ganzjährig in Aalen gefunden (de Charleroy et al. 1990, Szekely, 1996, Kirk et al. 2000).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

Anthropogene (durch Besatz infizierter Aale, Kanäle) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Wasserströmungen, Kirk et al. 2000; durch Wanderungen infizierter Aale, Taraschewski 2006; in Binnengewässern können bis zu 100% der Aale von dem Parasiten befallen sein, van Banning 1991).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

Sehr weit verbreitet in Deutschland, keine Arealerweiterung in den letzten 5-10 Jahren.

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

**Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Unbekannt**

Der Parasit wurde für den Rückgang der Aalbestände verantwortlich gemacht. Nach Taraschewski (2006) ist dies jedoch nicht belegt. Van Banning (1991) berichtet, dass infizierte Aale weniger Nahrung aufnehmen und dadurch abmagern, was zu wirtschaftlichen Verlusten in der Aalzucht führen kann.

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

- de Charleroy, D., Grisez, L., Thomas, K., Belpaire, C. & Ollevier, F. (1990): The life cycle of *Anguillicola crassus*. Dis. Aquat. Org. 8: 77-84.
- Kirk, R.S., Kennedy, C.R. & Lewis, J.W. (2000): Effect of salinity on hatching, survival and infectivity of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) larvae. Dis. Aquat. Org. 40: 211-218.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Lefebvre, F. & Crivelli, A.J. (2012): Salinity effects on anguillicolosis in Atlantic eels: a natural tool for disease control. Mar. Ecol. Prog. Ser. 471: 193-202.
- Neumann, W. (1985): Schwimmblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen. Fischer und Teichwirt 11: 322.
- Peters, G. & Hartmann, F. (1986): *Anguillicola*, a parasitic nematode of the swim bladder spreading among eel populations in Europe. Dis. Aquat. Org. 1: 223-230.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Sures, B. & Streit, B. (2001): Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. Parasitology 123: 185-191.
- Szekely, C (1996): Experimental studies on the infectivity of *Anguillicola crassus* third- stage larvae (Nematoda) from paratenic hosts. Folia Parasitologica 43: 305-311.
- Taraschewski, H. (2006): Hosts and parasites as aliens. J. Helminth. 80: 99-128.
- Taraschewski, H., Moravec, F., Lamah, T. & Anders, K. (1987): Distribution and morphology of two helminths recently introduced into European eel populations: *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala, Tenuisentidae). Dis. Aquat. Org. 3: 167-176.
- Thomas, K. & Ollevier, F. (1992): Population biology of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. Dis. Aquat. Org. 14: 163-170.
- van Banning, P. (1991): Swimbladder nematode (*Anguillicola crassus*) in the European eel (*Anguilla anguilla*). ICES Identification Leaflets for Diseases and Parasites of Fish and Shellfish. Leaflet No. 48: 4 S.

**Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Astacus leptodactylus* – Galizischer Sumpfkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz, 1823</b> <b>Galizischer Sumpfkrebs</b> Synonyme: <i>Pontastacus leptodactylus</i> , Europäischer Sumpfkrebs, Galizierkrebs, Teichkrebs, Türkischer Flusskrebs
	<i>Der Galizische Sumpfkrebs ist ökologisch und morphologisch variabel und gilt als Artenkomplex. Es wurden mehrere Unterarten beschrieben, deren taxonomischer Status noch unklar ist (Souty-Grosset et al. 2006, Maguire et al. 2014).</i>
	Arthropoda, Crustacea, Astacidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südosteuropa (Ponto-Kaspische Region)
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Fischerei
<b>Ersteinbringung:</b>	1880-1899
	<i>Möglicherweise schon in historischer Zeit in den Bodensee eingebracht, mit Sicherheit gelangten die ersten Exemplare Ende des 19. Jh. nach Deutschland durch Importe aus Galizien, worauf sich der deutsche Name bezieht (Chucholl &amp; Dehus 2011).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1880-1899
	<i>Galizierkrebse wurden Ende des 19. Jh. eingeführt und ausgesetzt (Chucholl &amp; Dehus 2011).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Heimische Flusskrebsarten werden möglicherweise verdrängt, wobei die Mechanismen nicht genau bekannt sind und auch gegenteilige Befunde vorliegen (Schweiz, Stucki &amp; Romer 2001; Bulgarien, Zaiko et al. 2010).</i>	Unbekannt
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Allesfresser. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Hybridisierung</b> <i>Hybridisierung mit dem Edelkrebs (<i>A. astacus</i>) ist umstritten, fertile Nachkommen sind nicht bekannt (Füreder &amp; Machino 2002).</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Überträger der amerikanischen Krebspest, die europäische Flusskrebsarten gefährdet (Alderman 1996, Schrimpff et al. 2012). Die Art ist selbst anfällig für die Erkrankung, längere Ko-Existenz mit dem Pathogen wurde aber beobachtet (Türkei, Svoboda et al. 2012). Es werden weitere Parasiten übertragen (<i>Saprolegnia</i>, <i>Fusarium</i>, <i>Thelohania</i>) (Souty-Grosset et al. 2006).</i>	Ja
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Durch Prädation, Herbivorie und Konkurrenz Veränderungen der Nahrungsnetze und der Lebensraumstruktur bei hohen Abundanzen sehr wahrscheinlich (GBNNSRA 2011).</i>	Begründete Annahme
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland zerstreut verbreitet (Souty-Grosset et al. 2006).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit) (Gherardi et al. 2011).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Sommerwarme, langsam fließende bis stehende Gewässer, auch in Gebirgsseen und im Brackwasser bis in 50 m Tiefe (Chucholl &amp; Dehus 2011).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b>	Gering

Weibchen legen bis zu 650 Eier, Geschlechtsreife nach 2-3 Jahren, Lebenserwartung 7-10 Jahre (Chucholl & Dehus 2011).

### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

Anthropogene (Kanäle, im Handel, zu Speisezwecken in Teichen gehalten, Chucholl & Dehus 2011) und natürliche Fernausbreitung (Eier und Larven mit Wasserströmungen, aktive Wanderung).

### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

Es wurden keine wesentlichen Arealveränderungen in den letzten Jahren beobachtet (Chucholl & Dehus 2011).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

### **Förderung durch Klimawandel**

**Nein**

Nach Modellberechnungen verringert sich das geeignete Areal in Europa im Klimawandel (Capinha et al. 2013).

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

Fischerei (Nahrungskonkurrenz mit Fischen bzw. Köderdiebstahl kommen vor, sind aber wirtschaftlich unbedeutend).

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Gastronomie), Tierhandel (Aquariumhandel) (Soutty-Grosset et al. 2006). Obwohl der Galizierkrebs im Speisekrebshandel meist nur geringe Preise erzielt, werden jährlich große Mengen aus Südosteuropa und dem Iran lebend importiert (Chucholl & Dehus 2011).

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- Alderman, D.J. (1996): Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. Rev. sci. tech. Off. int. Epiz. 15: 603-632.
- Capinha, C., Larson, E.R., Tricario, E., Olden, J.D. & Gherardi, F. (2013): Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. Conserv. Biol. 27: 731-740.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen: 92 S.
- Füreder, L. & Machino, Y. (2002): A revised determination key of freshwater crayfish in Europe. Ber. nat.-med. Verein Innsbruck 89: 169-178.
- GBNNSRA (2011): GB non-native species risk assessment. *Astacus leptodactylus* - Turkish Crayfish. <https://secure.fera.defra.gov.uk/nonnativespecies/downloadDocument.cfm?id=234>
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J. & Tricarico, E. (2011): Managing invasive crayfish: Is there a hope? Aquat. Sci. 73: 185-200.
- Maguire, I., Podnar, M., Jelica, M., Štambuk, A., Schrimpf, C., Schulz, H. & Klobucar, G. (2014): Two distinct evolutionary lineages of the *Astacus leptodactylus* species-complex (Decapoda : Astacidae) inferred by phylogenetic analyses. Invert. Syst. 28: 117-123.
- Schrimpf, A., Pârvulescu, L., Copilaș-Ciocianu, D., Petrusek, A. & Schulz, R. (2012): Crayfish plague pathogen detected in the Danube Delta – a potential threat to freshwater biodiversity in southeastern Europe. Aquatic Invasions 7: 503-510.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (2006): Atlas of crayfish in Europe. Publ. Scient. Muséum 64: 1-187.
- Stucki, T.P. & Romer, J. (1999): Will *Astacus leptodactylus* displace *Astacus astacus* and *Austropotamobius torrentium* in Lake Ägeri, Switzerland? Aquat. Sci. 63: 477-489.
- Svoboda, J., Kozubíková, E., Kozák, P., Kouba, A., Bahadır-Koca, S., Diler, Ö., Diler, I., Policar, T. & Petrusek, A. (2012): PCR detection of the crayfish plague pathogen in narrow-clawed crayfish inhabiting Lake Eğirdir in Turkey. Dis. Aquat. Org. 98: 255-259.
- Zaikov, A., Piskov, I. & Iliev, I. (2010): Investigation on shelter competition between narrow-clawed crayfish *Astacus leptodactylus* (Esch.) and noble crayfish *Astacus astacus* L. Bulg. J. Agricult. Sci. 16: 369-375.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Austrominius modestus* – Austral-Seepocke

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Austrominius modestus</i> (Darwin, 1854)</b> <b>Austral-Seepocke</b> Synonyme: <i>Elminius modestus</i> , Australische Seepocke Arthropoda, Crustacea, Austrobalanidae
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Australasiatische Gewässer, Südwestpazifik, Zentraler Südpazifik, Südostpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Schiffsrumpf, Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1953 <i>Kühl (1954) vermutet, dass die Ersteinbringung mittels Schiffsbewuchs im Jahr 1953 erfolgt ist. Die Ersteinbringung nach Europa erfolgte vermutlich Anfang der 1940er-Jahre nach England (Crisp 1958).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1953 <i>Der Erstfund im Elbeästuar bei Cuxhaven stammt von 1953 (Kühl 1954).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Einheimische Balaniden, insbesondere die eulitorale Semibalanus balanoides und die sublitorale Balanus crenatus, können lokal verdrängt werden (Witte et al. 2010; Niederlande, Gittenberger et al. 2010; Irland, Lawson et al. 2004; England, Gomes-Filho et al. 2010).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Im Wattenmeer, bei Helgoland und von Borkum bis Sylt (den Hartog 1959, Kühl 1963, Hauser &amp; Michaelis 1975, Harms 1993, Nehring &amp; Leuchs 1999, Witte et al. 2010). Nach Buschbaum et al. (2012) und Lackschewitz et al. (2015) an mehreren Untersuchungsstellen in der Nordsee gefunden.</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser, Reinigung von Schiffsrümpfen.</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Wattenmeer (Witte et al. 2010, Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Mehrere Reproduktionszyklen pro Jahr ermöglichen kurzfristige Massenentwicklungen (Witte et al. 2010).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Mee-resströmungen) (Bishop 1947, Allen 1953, Gollasch 2002, O’Riordan et al. 2009).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Stabil</b>

In Deutschland stabil, allerdings werden Arealausweitungen in England und Schottland beobachtet (O’Riordan et al. 2009, Nall et al. 2015).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

Ja

Kurzfristige Massenentwicklungen (Witte et al. 2010).

### **Förderung durch Klimawandel**

Ja

Massenvorkommen bei Sylt wurden nach mehreren milden Wintern und warmen Sommern beobachtet (Witte et al. 2010).

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

Ja

Aufwuchsorganismus, der aufwendig von Schiffen und Booten beseitigt werden muss.

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

Keine

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

Keine

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

Ja

Ermittlung von Besiedlungspotential in der Ostsee und nördlichen Nordsee sowie Auswirkungen durch weiteren Wassertemperaturanstieg.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

Allen, F.E. (1953): Distribution of marine invertebrates by ships. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 4: 307-316.

Bishop, M.W.H. (1947): Establishment of an immigrant barnacle in British coastal waters. Nature 4041: 501-502.

Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. Ocean Coast. Manage. 68: 89-101.

Crisp, D. (1958): The spread of *Elminius modestus* Darwin in North-West Europe. J. Mar. Biol. Ass. UK 37: 483-520.

den Hartog, C. (1959): Die Seepocke *Elminius modestus* auf Helgoland. Beaufortia 7: 207-209.

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. Helgol. Wiss. Meeresunters. 47: 1-34.

Hauser, B. & Michaelis, H. (1975): Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. Jb. Forschungsstelle Küste Norderney 26: 85-119.

Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B. (2010): Native and non-native species of hard substrata in the dutch wadden sea. Ned. Faun. Meded. 33: 21-76.

Gollasch, S. (2002): The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. Biofouling 18: 105-121.

Gomes-Filho, J.G., Hawkins, S.J., Aquino-Souza, R. & Thompson, R.C. (2010): Distribution of barnacles and dominance of the introduced species *Elminius modestus* along two estuaries in South-West England. Mar. Biodiv. Rec. 3: 1-11.

Kühl, H. (1954): Über das Auftreten von *Elminius modestus* Darwin in der Elbmündung. Helgol. Wiss. Meeresunters. 5: 53-56.

Kühl, H. (1963): Die Verbreitung von *Elminius modestus* Darwin (Cirripedia Thoricica) an der deutschen Küste. Curstaceana 5: 99-111.

Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.

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.

Nall, C.R., Guerin, A.J. & Cook, E.J. (2015): Rapid assessment of marine non-native species in northern Scotland and a synthesis of existing Scottish records. Aquatic Invasions 10: 107-121.

Nehring, S. & Leuchs, H. (1999): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste - Eine Übersicht. Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) 1200: 131 S.

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. Marine Biodiversity Records, Marine Biological Association of the United Kingdom: 4 S.

Witte, S., Buschbaum, C., van Beusekom, J. 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.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Callinectes sapidus* – Blaukrabbe

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896</b> <b>Blaukrabbe</b> Synonyme: – Arthropoda, Crustacea, Portunidae
<b>Lebensraum:</b>	Brackwasser, Meer
<b>Status:</b>	Unbeständig
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestatlantik, Zentraler Westatlantik, Südwestatlantik <i>Das Ursprungsgebiet ist die Atlantikküste von Kanada bis Uruguay; der Verbreitungsschwerpunkt liegt zwischen Massachusetts und Texas (FAO 2007).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser, Fischerei, Zierhandel
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1964 <i>Erstfund in der Elbemündung nahe Cuxhaven im September 1964 (Kühl 1965).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Beobachtungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Bei Massenaufreten könnte durch das breite Nahrungsspektrum (Fantle et al. 1999) Konkurrenz zu heimischen Arten auftreten, was bisher aber nicht untersucht ist.</i>	Unbekannt
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Breites Nahrungsspektrum (tierische und pflanzliche Nahrung, Aas, Detritus) (Fantle et al. 1999). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Wirtsorganismus für verschiedene Parasiten, von denen einige ein bislang nicht näher untersuchtes hohes Potential für negative Auswirkungen haben (Messick 2001, Shields &amp; Overstreet 2003).</i>	Unbekannt
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Auswirkungen auf das Nahrungsnetz scheinen bei Massenaufreten denkbar, sind aber bisher nicht untersucht.</i>	Unbekannt
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Bisher nur unregelmäßig Einzelfunde im Elbe- und Weser-Ästuar sowie im Ostfriesischen Wattenmeer (Kühl 1965, Nehring &amp; van der Meer 2010, Nehring 2011). Teilweise könnten die Individuen von etablierten Populationen in den niederländischen Ästuaren stammen (Wolf 2005, Nehring &amp; van der Meer 2010). Einzelfunde sind auch aus Dänemark bekannt (Nehring 2011). In vielen weiteren europäischen Ländern vorhanden (Nehring 2011).</i>	Kleinräumig
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (als Beifang in der Fischerei, Tiere sollten nicht wieder über Bord gegeben werden, Nehring et al. 2008), Sonstiges (Handelsverzicht, Öffentlichkeitsarbeit).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Wattenmeer, Ästuare (Nehring &amp; van der Meer 2010, Nehring 2011).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Geschlechtsreif nach 1 bis 1,5 Jahren, Weibchen können mehrfach im Jahr laichen, es werden bis zu 2 Millionen befruchtete Eier bei einem Reproduktionsvorgang abgegeben (Hill et al. 1989).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

*Anthropogene (Lebendimporte als Nahrungsmittel, Nehring et al. 2008; im Biofouling der Küstenschifffahrt, Nehring 2011) und natürliche Fernausbreitung (aktive Wanderungen bis zu 540 km, Larvendrift mit Meeresströmungen bis zu 69 Tage, Hill et al. 1989).*

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Unbekannt**

*Bislang liegen in Deutschland und Dänemark nur Einzelfunde vor (Nehring 2011), in den Niederlanden etablierte Populationen vorhanden (Wolff 2005). Der genaue Ausbreitungsverlauf ist unbekannt.*

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Unbekannt**

*Bei Massenaufreten sind Raum- und Nahrungsdominanz denkbar, aber nicht genauer untersucht.*

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*Wärmeliebende Art, die von steigenden Wassertemperaturen profitieren würde (Nehring 2011, Johanson 2015).*

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Aquakultur (kann Muschelfarmen schädigen, individuelle Fressrate von bis zu 575 Muscheln/Tag, Allen 2014), Fischerei (zerstört Stellnetze, schädigt gefangene Fische, Nehring 2011).*

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Nahrungsmittel (USA, FAO 2007).*

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Krankheitserreger (Potenzieller Träger von Stämmen des Bakteriums *Vibrio cholera*, das für das Ausbrechen von Cholera verantwortlich ist, Hill et al. 1989).*

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Die naturschutzfachlichen Auswirkungen sind näher zu untersuchen. Bessere Kenntnisse zu Vorkommen und zum Etablierungspotenzial sind auch im Hinblick auf mögliche Schäden in Muschelkulturen notwendig.*

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

Allen, U.S. (2014): CABI Invasive Species Compendium - *Callinectes sapidus* (blue crab).

<http://www.cabi.org/isc/datasheet/90126>

Fantle, M.S., Dittel, A.I., Schwalm, S.M., Epifanio, C.E. & Fogel, M.L. (1999): A food web analysis of the juvenile blue crab, *Callinectes sapidus*, using stable isotopes in whole animals and individual amino acids. *Oecologia* 120: 416-426.

FAO (Food and Agriculture Organization) (2007): Species Fact Sheet *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896. <http://www.fao.org/fishery/species/2632/en>

Gollasch, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. Verlag Dr. Kovac, Hamburg: 312 S.

Hill, J., Fowler, D.L. & Avyle, M.V. van den (1989): Species profiles: Life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (Mid-Atlantic) - Blue crab. U.S. Army Corps of Engineers, Vicksburg: 18 S.

Johnson, D.S. (2015): The savory swimmer swims north: a northern range extension of the blue crab *Callinectes sapidus*? *J. Crust. Biol.* 35: 105-110.

Kühl, H. (1965): Fang einer Blaukrabbe, *Callinectes sapidus* Rathbun (Crustacea, Portunidae) in der Elbmündung. *Arch. Fisch. Wiss.* 15: 225-227.

Messick, G. A. (2001): A review of potential diseases of blue crabs. *Bulletin of National Research Institute of Aquaculture, Supplement* 5: 81-87.

Nehring, S. (2011): Invasion history and success of the American blue crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in European and adjacent waters. In: Galil, B.S., Clark, P.F. & Carlton, J.T. (Hrsg.), *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. *Invading Nature* 6: 607-624.

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.

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. *Senckenberg. marit.* 38: 39-44.

Shields, J.D. & Overstreet, R.M. (2003): The Blue Crab: Diseases, parasites and other symbionts. *Faculty Publications from the Harold W. Manter Laboratory of Parasitology, Paper* 426: 119 S.

Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. *Zool. Med.* 79-1: 1-116.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring & Stephan Gollasch

2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Caprella mutica* – Japanischer Gespensterkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Caprella mutica</i> Schurin 1935</b> <b>Japanischer Gespensterkrebs</b> Synonyme: Pazifischer Gespensterkrebs, Asiatischer Gespensterkrebs Arthropoda, Crustacea, Caprellidae
<b>Lebensraum:</b>	Meer, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Aquakultur, Ballastwasser, Schiffsrumpf
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt
	<i>Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor. In Europa erstmals in den 1990er-Jahren in den Niederlanden, Belgien, Norwegen und Schottland beobachtet (Lackschewitz et al. 2015).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2004
	<i>Nach Buschbaum &amp; Gutow (2005) erstmals im Oktober 2004 in der Nordsee bei Sylt und Helgoland festgestellt.</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Die Art wird für das Verschwinden der heimischen <i>Caprella linearis</i> vor Helgoland verantwortlich gemacht (Laborversuche, Boos et al. 2009, 2011). Wahrscheinlich nur im Gezeitenbereich Auswirkungen möglich (Coolen et al. 2016). Insbesondere bei Massenentwicklungen wird Konkurrenz um Ressourcen angenommen (Cook et al. 2007).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Die omnivore Art ernährt sich überwiegend von Detritus, frisst aber auch regelmäßig Benthos-Organismen (Boos et al. 2011). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Buschbaum &amp; Gutow (2005) berichten von massenhaftem Auftreten entlang der deutschen Nordseeküste und nach Schückel et al. (2010) im Jadebusen. Nach Buschbaum et al. (2012) und Lackschewitz et al. (2011, 2015) an mehreren Untersuchungsstellen in der Nordsee gefunden, an manchen Stellen wieder verschwunden.</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser und Fischereizubehör. Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Im Wattenmeer und in Häfen (Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Mehrere Fortpflanzungsperioden mit jeweils über 300 Eiern pro Jahr (Ashton et al. 2006). Weibchen betreiben Brutpflege (Cook et al. 2007). Lebensdauer vermutlich 6-9 Monate (Boos et al. 2011).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

*Anthropogene (Schiffsbewuchs) und natürliche Fernausbreitung (kurze Distanzen an driftenden Makroalgen, Cook et al. 2007).*

### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Expansiv**

*Die Art breitet sich aus und tritt teilweise massenhaft entlang der deutschen Nordseeküste auf (Buschbaum & Gutow 2005, Schückel et al. 2010, Buschbaum et al. 2012). Nach Ashton et al. (2008) mehrfach in den Ost-Atlantik eingeschleppt.*

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Rascher Aufbau sehr dichter und weitflächiger Bestände, Massenaufreten mit mehr als 300.000 Ind./m<sup>2</sup> (Cook et al. 2007, Schückel 2010).*

### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

*Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Tritt als „Aufwuchs“ an Netzen, Fischkäfigen, Muschelkulturleinen, Pontons, Bojen, Booten und Makroalgen auf (Cook et al. 2007, Schückel 2010).*

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Untersuchungen zu den möglichen Auswirkungen auf heimische Arten.*

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

## **Quellen**

- Ashton, G.V., Boos, K., Shucksmith, R. & Cook, E.J. (2006): Rapid assessment of the distribution of marine non-native species in marinas in Scotland. *Aquatic Invasions* 4: 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.
- Boos, K., Cook, E.J., Gutow, L. & Franke, H.-D. (2009): Density dependent interference competition and displacement: non-native vs. native caprellids (Amphipoda, Crustacea). *Alfred-Wegener-Institute für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven*: 1 S.
- Boos, K., Ashton, G.V. & Cook E.J. (2011): The Japanese skeleton shrimp *Caprella mutica* (Crustacea, Amphipoda): a global invader of coastal waters. In: Galil, B.S., Clark, P.F. & Carlton, J.T. (Eds.), *In the wrong place – alien marine crustaceans: distribution, biology and impacts*. Springer, Dordrecht: 129-156.
- 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., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- 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.
- Coolen, J.W.P., Lengkeek, W., Degraer, S., Kerckhof, F., Kirkwood, R.J. & Lindeboom, H.J. (2016): Distribution of the invasive *Caprella mutica* Schurin, 1935 and native *Caprella linearis* (Linnaeus, 1767) on artificial hard substrates in the North Sea: separation by habitat. *Aquatic Invasions* 11: 437-449.
- Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2011): Schnellerfassung von Neobiota in der Nordsee und Ostsee. Abschlußbericht. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein und Niedersächsische Landesbetriebe für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz: 54 S.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Schückel, S. (2010): "Aliens in der Nordsee" - der Gespensterkrebs *Caprella mutica* erobert die südliche Nordsee. Infos aus dem Stipendienprogramm. Nr. 40, Ausgabe III: 3 S.
- 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, Ergänzungsbd. 1: S85-S89.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Cercopagis pengoi* – Kaspischer Wasserfloh

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Cercopagis pengoi</i> (Ostroumov, 1891)</b> <b>Kaspischer Wasserfloh</b> Synonyme: – Arthropoda, Crustacea, Cercopagididae
<b>Lebensraum:</b>	Brackwasser, Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Westliches Schwarzes Meer, Östliches Schwarzes Meer (Ponto-Kaspische Region)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser, Schiffsrumpf
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2004 <i>Erstmals entlang der Ostseeküste (Mecklenburg-Vorpommern) gefunden (Lackschewitz et al. 2015). Es ist möglich, dass C. pengoi schon früher aufgetreten ist, aber übersehen wurde. Bereits 2002 fand Olszewska (2006) die Art an einer Station nahe Swinemünde nur wenige Kilometer von der Grenze Polen-Deutschland entfernt.</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Nahrungskonkurrenz mit Fischen (USA, Bushnoe et al. 2003) und Zooplankton (Finnland, Lehtiniemi &amp; Gorokhova 2008; USA, Laxson et al. 2003). Konkurrenz zu den Cladoceren Bosmina coregoni maritima, Evadne nordmanni und Pleopsis polyphemoides (Estland, Ojaveer et al. 2004).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Negative Bestandsentwicklungen durch Fraßdruck auf Zooplanktonarten wahrscheinlich (USA, Benoit et al. 2002, Laxson et al. 2003; Finnland, Lehtiniemi &amp; Gorokhova 2008).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Veränderungen der Zooplanktongemeinschaft bzw. Änderungen im Nahrungsnetz (Ostsee, Ojaveer et al. 2011; Great Lakes, Benoit et al. 2002), entlang der deutschen Ostseeküste unwahrscheinlich, da das Salzgehaltsoptimum (5-8 PSU) der Art niedriger liegt (Gorokhova et al. 2000).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Vorkommen in der vorpommerschen Boddenküste (Lackschewitz et al. 2015). Einzelfunde in Polen (Olszewska 2006). Weit verbreitet in der Ostsee (Gorokhova et al. 2000).</i>	<b>Kleinräumig</b>
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Es gibt keine erfolgversprechenden Maßnahmen zur Entfernung. Nur vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser und Fischereizubehör. Sonstiges (Öffentlichkeitsarbeit).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Stillgewässer, Ästuar, Ostsee (Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Teilweise parthenogenetische Fortpflanzung mit Dauereiern (Simm &amp; Ojaveer 2006). Populationen mit mehr als 95% parthenogenetischen Weibchen (USA, Ontariosee, Ojaveer et al. 2001).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

Anthropogene (Ballastwasser, Fischereizubehör, Jacobs & Maclsaac 2007) und natürliche Fernausbreitung (mit Meeresströmungen).

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Expansiv**

Olszewska (2006) vermutete eine westliche Ausbreitung in der Ostsee, während Lackschewitz et al. (2015) dies wegen des hohen Salzgehaltes für unwahrscheinlich halten. Gorokhova et al. (2000) geben als obere Salzgehaltsgrenze 13-15 PSU an. Demnach wäre ein Auftreten entlang der deutschen Ostseeküste bis zur dänisch-deutschen Grenze möglich.

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Hohe Abundanzen, max. jährliches Mittel 420 Ind./m<sup>3</sup>, Maximum über 1200 Ind./m<sup>3</sup> (Ojaveer et al. 2004, Simm & Ojaveer 2006). 74% der Zooplanktonbiomasse (Ojaveer et al. 2001).

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Siedelt an Fischernetzen und Leinen, Jacobs & Maclsaac 2007; aufwändige Reinigungen, Schäden in den USA wurden auf 5 Mio. USD jährlich geschätzt, Pimentel et al. 2005).

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Fischnährtier, Antsulevich & Välipakka 2000; Anteil aber gering, Ojaveer et al. 2004).

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

Überprüfung möglicher Auswirkungen auf heimische Arten.

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

### **Quellen**

- Antsulevich, A. & Välipakka, P. (2000): *Cercopagis pengoi* – new important food object of the Baltic Herring in the Gulf of Finland. Internat. Rev. Hydrobiol. 85: 609-619.
- Benoit, H.P., Johannsson, O.E., Warner, D.M., Sprules, W.G. & Rudstam, L.G. (2002): Assessing the impact of a recent predatory invader: the population dynamics, vertical distribution, and potential prey of *Cercopagis pengoi* in Lake Ontario. Limnol. Oceanogr. 47: 626-635.
- Bushnoe, T., Warner, D., Rudstam, L. & Mills, E. (2003): *Cercopagis pengoi* as a new prey item for alewife (*Alosa pseudoharengus*) and rainbow smelt (*Osmerus mordax*) in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 29: 205-212.
- Gorokhova, E., Aladin, N., Dumont, H.J. (2000): Further expansion of the genus *Cercopagis* (Crustacea, Branchiopoda) in the Baltic Sea, with notes on the taxa present and their ecology. Hydrobiologia 429: 207-218.
- Jacobs, M.J. & Maclsaac, H.J. (2007): Fouling of fishing line by the waterflea *Cercopagis pengoi*: a mechanism of human-mediated dispersal of zooplankton? Hydrobiologia 583: 119-126.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Laxson, C.L., McPhedran, K.N., Makarewicz, J.C., Telesh, I.V. & Maclsaac, H.J. (2003): Effects of the non-indigenous cladoceran *Cercopagis pengoi* on the lower food web of Lake Ontario. Freshw. Biol. 48: 2094-2106.
- Lehtiniemi, M. & Gorokhova, E. (2008): Predation of the introduced cladoceran *Cercopagis pengoi* on the native copepod *Eurytemora affinis* in the northern Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 362: 193-200.
- Ojaveer, H., Kuhns, L.A., Barbiero, R.P. & Tuchman, M.L. (2001): Distribution and population characteristics of *Cercopagis pengoi* in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 27: 10-18.
- Ojaveer, H., Simm, M. & Lankov, A. (2004): Population dynamics and ecological impact of the non-indigenous *Cercopagis pengoi* in the Gulf of Riga (Baltic Sea). Hydrobiologia 522: 261-269.
- Ojaveer, H., Kotta, J., Pollumäe, A., Pollupüü, M., Jaanus, A. & Vetemaa, M. (2011): Alien species in a brackish water temperate ecosystem: Annual-scale dynamics in response to environmental variability. Environ. Res. 111: 933-942.
- Olszewska, A. (2006): New records of *C. pengoi* (Ostroumov 1891) in the southern Baltic. Oceanologia 48: 319-321.
- Pimentel, D. (2005): Aquatic nuisance species in the New York State Canal and Hudson River systems and the Great Lakes basin: an economic and environmental assessment. Environm. Manag. 35: 692-701.
- Simm, M. & Ojaveer, H. (2006): Taxonomic status and reproduction dynamics of the non-indigenous *Cercopagis* in the Gulf of Riga (Baltic Sea). Hydrobiologia 554: 147-154.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Chelicorophium curvispinum* – Süßwasser-Röhrenkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Chelicorophium curvispinum</i> (G.O. Sars, 1895)</b> <b>Süßwasser-Röhrenkrebs</b> Synonyme: <i>Corophium curvispinum</i> Arthropoda, Crustacea, Corophiidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südosteuropa, Osteuropa, Kaukasus (Ponto-Kaspische Region)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle), Ballastwasser, Schiffsrumpf
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1912 <i>Erstfund durch Wundsch (1912) im Müggelsee bei Berlin. In der Ostsee 1932 im Stettiner Haff (Neuhaus 1933).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Bei Massenvorkommen wurde eine Verdrängung von Asseln (<i>Asellus aquaticus</i>) und Gefährdung von verschiedenen Chironomiden beobachtet (Kinzelbach et al. 1997, Bij de Vaat et al. 2002, Leuven et al. 2009).</i>	Ja
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Die Schlammröhren verhindern bzw. begünstigen die Besiedlung durch verschiedene Arten, insbesondere Gammariden. Die Filtrationsleistung bei Massenbeständen (bis zu 700.000 Ind./m<sup>2</sup>) und die Nutzung als Nahrung durch Fische und Gammariden kann zu Veränderungen im Nahrungsnetz führen (Rhein, Deutschland, Haas et al. 2002, van Riel et al. 2006).</i>	Ja
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Binnengewässern, z.B. Oder, Warnow, Spree, Havel, Elbe, Weser, Donau, Rhein, auch in schwachen Brackwasserbereichen der Ost- und Nordsee (ARGE ELBE 1991, Bij de Vaate et al. 2002, Eggers &amp; Martens 2008, Leuven et al. 2009).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser, Reinigung von Schiffsrümpfen und Ausbreitungssperren in Kanälen (Scheibner et al. 2015).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Binnengewässer, Ästuare (Lackschewitz et al. 2015).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Frühes Erreichen des Fortpflanzungsalters, mehrere Fortpflanzungsperioden pro Jahr (den Hartog et al. (1992)).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

*Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser, Kanäle, Bij de Vaat et al. 2002, Leuven et al. 2009) und natürliche Fernausbreitung (mit Wasserstömungen).*

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

*In den letzten Jahren keine nennenswerte Arealerweiterung.*

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

*Massenbestände bis zu 700.000 Ind./m<sup>2</sup> (Bij de Vaat et al. 2002, van Riel et al. 2006).*

**Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

*Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Fischerei (Fischnährtier, van Riel et al. 2006, Grabowski et al. 2007).*

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

**Quellen**

ARGE ELBE (1991): Das oberflächennahe Zoobenthos der Elbe als Indikator für die Gewässerqualität. Wassergütestelle Elbe, Hamburg: 108 S.

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. Aqu. Sci.* 59: 1159-1174.

den Hartog, C., Van den Brink, F.W. & Van der Velde, G. (1992): Why was the invasion of the river Rhine by *Corophium curvispinum* and *Corbicula* species so successful? *J. Nat. Hist.* 26: 1121-1129.

Eggers, T.O. & Martens, A. (2008): Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). *Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007 (Münster)*, Werder 2008: 176-180.

Grabowski, M., Jazdzewski, K. & Konopacka, A. (2007): Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda. *Aquatic Invasions* 2: 25-38.

Haas, G., Brunke, M. & Streit, B. (2002): Fast turnover in dominance of exotic species in the Rhine River determines biodiversity and ecosystem function: an affair between amphipods and mussels. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Hrsg.), *Invasive Aquatic Species of Europe: Distribution, Impacts and Management*. Kluwer, Dordrecht: 426-432.

Kinzelbach, R., Homma, S. & Geiter, O. (1997): Aquatische Neozoen in Europa. Newsletter der Arbeitsgruppe Neozoen, Allgemeine und Spezielle Zoologie, Universität Rostock. *Neozoen (Rostock)* 1: 7-8.

Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. *Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste*. LLUR, Flintbek: 216 S.

Leuven, R.S., van der Velde, G., Baijens, I., Snijders, J., van der Zwart, C., Lenders, H.J. & bij de Vaate, A. (2009): The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biol. Invasions* 11: 1989-2008.

Neuhaus, E. (1933): Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 31: 427-489.

Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): *Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere*. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.

Van Riel, M.C., van der Velde, G., Rajagopal, S., Marguillier, S., Dehairs, F. & bij de Vaate, A. (2006): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia* 565: 39-58.

Wundsch, H.H. (1912): Eine neue Spezies des Genus *Corophium* Latr. aus dem Müggelsee bei Berlin. *Zool. Anz.* 39: 729-738.

**Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch & Stefan Nehring

2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Dikerogammarus villosus* – Großer Höckerflohkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Dikerogammarus villosus</i> (Sowinsky, 1894)</b> <b>Großer Höckerflohkrebs</b> Synonyme: – Arthropoda, Crustacea, Gammaridae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südosteuropa, Osteuropa, Zentralasien, Kaukasus, Westasien (Ponto-Kaspische Region)
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Transport entlang von Wasserstraßen (inkl. Kanäle), Ballastwasser
<b>Ersteinbringung:</b>	1980-1991
	<i>Es ist anzunehmen, dass diese auffallende Art nicht lange unentdeckt geblieben ist. Die Ersteinbringung ist vermutlich nur wenige Jahre vor dem Erstnachweis erfolgt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1991
	<i>1991 in der Donau bei Jochenstein nachgewiesen (Weinzierl et al. 1996).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Nahrungs- und Raumkonkurrenz und Verdrängung von Gammarus roeselii (Hesselschwerdt et al. 2008) und anderen Gammaridae.</i>	Ja
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Omnivor (Hellmann et al. 2015). Fraßdruck auf Amphipoden (z.B. Gammarus duebeni, G. fossarum) und Makroinvertebraten (z.B. Caenis robusta, Ischnura elegans) hoch, deren Bestände zurückgehen (Niederlande, Dick &amp; Platvoet 2000; experimentell: Dick et al. 2002, Kinzler &amp; Maier 2003).</i>	Ja
<b>Hybridisierung</b> <i>Eine Gefährdung heimischer Arten ist nicht zu erwarten.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Eine Gefährdung heimischer Arten ist nicht zu erwarten.</i>	Nein
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Verringerung der Biodiversitätsindices in aquatischen Ökosystemen (England, MacNeil et al. 2013). Ein Übergreifen auf terrestrische Nahrungsbeziehungen wurde festgestellt (Gergs et al. 2014). Höhere Streuabbauraten beeinflussen Nährstoffzyklen (England, Truhlar et al. 2014).</i>	Ja
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland weit verbreitet (Eggers &amp; Martens 2008).</i>	Großräumig
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Ausbreitungssperren in Kanälen, Reinigung von Booten, Angel- und Tauchzubehör (Scheibner et al. 2015).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Fließ- und Stillgewässer, Kanäle; unter Steinen und in Steinschüttungen (Eggers &amp; Martens 2008).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Multivoltin, bis zu 188 Eier pro Weibchen, Geschlechtsreife nach 1-2 Monaten (Kley &amp; Maier 2003).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser, Kanäle, Tauchausrüstung, Bacela-Spychalska et al. 2013) und natürliche Fernausbreitung (mit Wasserstömungen).</i>	Hoch

<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b> <i>Besiedelt in Deutschland zunehmend auch Stillgewässer, in Europa expansiv (CABI 2009).</i>	<b>Expansiv</b>
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b> <i>Bildet lokal monodominante Zönosen (van Riel et al. 2006).</i>	<b>Ja</b>
<b>Förderung durch Klimawandel</b> <i>Empfindlicher gegenüber höheren Temperaturen als heimische Arten (Maazouzi et al. 2011).</i>	<b>Unbekannt</b>

#### D) Ergänzende Angaben

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b> <i>Fischerei (frisst Fischnährtier, Fischeier und kleine Jungfische, Casellato et al. 2007).</i>	<b>Ja</b>
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b> <i>Fischerei (wird von Fischen gefressen, CABI 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Nein</b>

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Bacela-Spychalska, K., Grabowski, M., Rewicz, T., Konopacka, A. & Wattier, R. (2013): The 'killer shrimp' *Dikerogammarus villosus* (Crustacea, Amphipoda) invading Alpine lakes: overland transport by recreational boats and scuba-diving gear as potential entry vectors? *Aqu. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 23: 606-618.
- CABI (2009): <http://www.cabi.org/isc/datasheet/108309>
- Casellato, S., Visentin, A. & la Piana, G. (2007): The predatory impact of *D. villosus*, a danger for fish. In: Gherardi, F. (ed.): *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Springer: 495-506.
- Dick, J.T.A. & Platvoet, D. (2000): Invading predatory crustacean *Dikerogammarus villosus* eliminates both native and exotic species. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 977-983.
- Dick, J.T.A., Platvoet, D. & Kelly, D.W. (2002): Predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 1078-1084.
- Eggers, T.O. & Martens, A. (2008): Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht. In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (Hrsg.), Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007*: 176-180.
- Gergs, R., Koester, M., Schulz, R. & Schulz, R. (2014): Potential alteration of cross-ecosystem resource subsidies by an invasive aquatic macroinvertebrate: implications for the terrestrial food web. *Freshw. Biol.* 59: 2645-2655.
- Hellmann, C., Worischka, S., Mehler, E., Becker, J., Gergs, R. & Winkelmann, C. (2015): The trophic function of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) in invaded rivers: a case study in the Elbe and Rhine. *Aquatic Invasions* 10: 385-397.
- Hesselschwerdt, J., Necker, J. & Wantzen, K. (2008): Gammarids in Lake Constance: habitat segregation between the invasive *D. villosus* and the indigenous *G. roeselii*. *Fund. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol.* 173: 177-186.
- Kinzler, W. & Maier, G. (2003): Asymmetry in mutual predation: possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. *Arch. Hydrobiol.* 157: 473-481.
- Kley, A. & Maier, G. (2003): Life history characteristics of the invasive freshwater gammarids *D. villosus* and *Echinogammarus ischnus* in the river Main and the Main-Donau canal. *Arch. Hydrobiol.* 156: 457-469.
- Maazouzi, C., Piscart, C., Legier, F. & Hervant, F. (2011): Ecophysiological responses to temperature of the "killer shrimp" *Dikerogammarus villosus*: Is the invader really stronger than the native *Gammarus pulex*? *Comp. Biochem. Physiol. A* 159: 268-274.
- MacNeil, C. Boets, P., Lock, K. & Goethals, P. (2013): Potential effects of the invasive 'killer shrimp' (*Dikerogammarus villosus*) on macroinvertebrate assemblages and biomonitoring indices. *Freshw. Biol.* 58: 171-182.
- Truhlar, A.M., Dodd, J.A. & Aldridge, D.C. (2014): Differential leaf-litter processing by native (*Gammarus pulex*) and invasive (*Dikerogammarus villosus*) freshwater crustaceans under environmental extremes. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24: 56-65.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): *Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Van Riel, M.C., van der Velde, G., Rajagopal, S., Marguillier, S., Dehairs, F. & bij de Vaate, A. (2006): Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia* 565:39-58.
- Weinzierl, A., Potel, S. & Banning, M. (1996): *Obesogammarus obesus* (Sars 1894) (Amphipoda, Gammaridae) in der oberen Donau. *Lauterbornia* 26: 87-89.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Eriocheir sinensis* – Chinesische Wollhandkrabbe

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Eriocheir sinensis</i> Milne Edwards, 1853</b> <b>Chinesische Wollhandkrabbe</b> Synonyme: – Arthropoda, Crustacea, Varunidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser, Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik <i>Wladiwostock bis Südchina, Nordjapan und Taiwan. Hauptverbreitungsgebiet ist das Gelbe Meer (Panning 1950).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Ballastwasser, Schiffsrumpf
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Aufgrund des Fundortes des Erstnachweises (flußaufwärts hinter zwei Wehren) wurde vermutet, dass das Tier bzw. dessen Eltern schon einige Jahre zuvor eingeschleppt wurde(n) (Panning 1950).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1912 <i>Erstfund eines ausgewachsenen Männchens (4-5 Jahre alt) am 26. September 1912 in der Aller bei Rethem (Schnakenbeck 1924). In der Ostsee seit den 1920er-Jahren (Peters 1933).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Bei Massenaufreten Nahrungskonkurrent zu heimischen Arten (Peters 1933). Ob es dadurch zu einer Gefährdung heimischer Arten kommt, ist ungenügend bekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Breites Nahrungsspektrum (tierische und pflanzliche Nahrung, Aas, Detritus) mit Prädationsdruck auf einheimische Muschelarten (Sphaerium, Pisidium, Anodonta, Unio) und Fischeier (u.a. Salmo) (Peters 1933, Webster et al. 2015). Eine Gefährdung heimischer Arten wird angenommen.</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Kann den Erreger der Krebspest übertragen (Schrimpf et al. 2014).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Welche ökosystemaren Auswirkungen Massenentwicklungen (Panning 1950) sowie erhöhte Erosion durch den Bau von Grabgängen (Peters 1933) haben, ist unbekannt. Wird von Lachseeschwalben gefressen (Risch et al. 2016).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Entlang der gesamten deutschen Küsten an Nord- und Ostsee, insbesondere in größeren Ästuaren und vielen Binnengewässern (z.B. Havel, Spree, Oder) (Nehring 2016).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Migrationsbarrieren mit Fangvorrichtungen im Unterlauf, Fang bzw. Beifang in der Fischerei, Peters 1933, Fladung 2000), Minimierung Ausbreitung (Behandlung von Ballastwasser, Reinigung von Schiffsaufwuchs, Ökosperren in Kanälen) (Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Wattenmeer, Ästuare, Binnengewässer (Peters 1933).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Geschlechtsreife nach 3-5 Jahren, einmalige Eiablage (bis zu einer Million Eier) (Peters 1933).</i>	<b>Gering</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser, Kanäle) und natürliche Fernausbreitung (aktive (katadrome) Wanderungen in Gewässern bis zu 562 km pro Jahr, Peters 1933, Herborg et al. 2003; kann auch kurze Strecken über Land zurücklegen, Anger 1990).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

Keine weitere Ausbreitung in den letzten Jahrzehnten (Nehring 2016).

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Rascher Aufbau sehr dichter Populationen (Peters 1933).

**Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Arealveränderungen sind nicht auszuschließen (Experimentell an Larven, Anger 1991).

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Beschädigen Stellnetze, fressen Köder, gefangene Fische, Fischlaich), Wasserwirtschaft (durch Grabgänge Erosion in Uferböschungen und -befestigungen, verstopfen Rechen an Wasserversorgungsleitungen) (Peters 1933, Fladung 2000, Webster et al. 2015).

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (als Köder für Aalkörbe, Verkauf an Restaurants), Landwirtschaft (Dünger auf Feldern, Nahrungsbeigabe für Nutztiere) (Panning 1952), Tourismus (bei Massenaufkommen).

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Unbekannt**

Zwischenwirt für einen den Menschen befallenden Lungentrematoden (Asien, bei Verzehr von ungekochten Krabben, benötigt als Zwischenwirt tropische Kronenschnecke, Stentiford et al. 2005). Trematode und Schnecke bisher in Europa nicht nachgewiesen.

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Art der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014.

**Quellen**

Anger, K. (1990): Der Lebenszyklus der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in Norddeutschland: Gegenwärtiger Stand des Wissens und neue Untersuchungen. Seevögel 11: 32-37.

Anger K. (1991): Effects of temperature and salinity on the larval development of the Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* (Decapoda: Grapsidae). Mar. Ecol. Prog. Ser. 72: 103-110.

Fladung, 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, Band 5: 82 S.

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.

Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten 438: 134 S.

Panning, A (1950): Der gegenwärtige Stand der Wollhandkrabbenfrage. Zool. Anz. 144, Ergänz.-Bd.: 719-732.

Peters, N. (1933): B. Lebenskundlicher Teil. In: Peters, N. & Panning, A. (Hrsg.), Die chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards) in Deutschland. Akad. Verlagsges., Leipzig: 59-177.

Risch, M., Herden, C., Tittebrand, A., Denker, W., Hälterlein, B., Förster, H. & Günther, K. (2016): 1.8 Artenschutzprojekt für die Lachseeschwalbe in Dithmarschen. In: MELUR (Hrsg.), Jahresbericht 2016 zur biologischen Vielfalt - Jagd und Artenschutz. Kiel: 30-36.

Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.

Schnakenbeck, W. (1924): Ueber das Auftreten chinesischer Krabben in der Unterelbe. Schr. für Süßwasser- und Meereskunde. 2: 125-129

Schrimpf, A., Schmidt, T. & Schulz, R. (2014): Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). Aquatic Invasions 9: 203-209.

Stentiford, G. D., Bateman, K., Koofhethile, K. & Rangdale, R. (2005): Survey of Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) from the Thames estuary to investigate their potential as vectors for the metacercarial stage of the human lung fluke (*Paragonimus westermani*). CEFAS, LPHA, Corporation of London: 18 S.

Webster, J.M., Clark, P.E. & Morrill, D. (2015): Laboratory based feeding behaviour of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis* (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Varunidae): fish egg consumption. Aquatic Invasions 10: 313-326.

**Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring & Stephan Gollasch  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Gammarus tigrinus* – Gefleckter Flußflohkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Gammarus tigrinus</i> Sexton, 1939</b> <b>Gefleckter Flußflohkrebs</b> Synonyme: Getigter Flußflohkrebs Arthropoda, Crustacea, Gammaridae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestatlantik <i>Das Ursprungsgebiet liegt in den tidebeeinflussten Ästuarien und Flußmündungen der nordamerikanischen Atlantikküste (Bousfield 1973).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Fischerei
<b>Ersteinbringung:</b>	1955 <i>1955 wurden Tiere aus England (Mündungsgebiet Mersey River) für eine Zucht zur Vorbereitung auf eine fischereilich motivierte Ausbringung importiert (Schmitz 1956). Da die erste Zucht misslang, wurden 1956 und 1957 Tiere aus Wyken Slough (England) importiert, deren Zucht gelang (Schmitz 1960). Vor der Ersteinbringung nach Deutschland in England vermutlich mit Ballastwasser eingeschleppt (Klein 1969).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1957 <i>1957 wurden aus der angelegten Zucht ca. 1000 Individuen bei Freudenthal in der Werra in gazebespannten Holzkästen ausgebracht, deren Haltbarkeit bewusst begrenzt war (Schmitz 1960). Bereits zwei Jahre später bestand eine stabile Population in Bereich Werra-Weser (Fries &amp; Tesch 1965). Im Ostseebereich nach Bulnheim (1976) zuerst 1975 in der Schlei bei Schleswig.</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<b><u>A) Gefährdung der Biodiversität</u></b>	<b><u>Vergebene Wertstufe</u></b>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Eine Verdrängung heimischer Amphipodenarten (<i>G. duebeni</i>, <i>G. zaddachi</i> und <i>G. pulex</i>) ist in Bereichen mit geringen Salzgehalten zu beobachten (Pinkster 1975, Bulnheim 1976, Reissal et al. 2016).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Ausmaß des Fraßdrucks vor allem auf frisch gehäutete bzw. kleinere heimische Amphipodenarten ist unbekannt (vgl. Dick et al. 1996).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Welche Auswirkungen Massenentwicklungen haben, ist unbekannt (Fries &amp; Tesch 1965).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>Weit verbreitet in Kanälen, Fließgewässern, Ästuarbereichen und flachen Küstenbereichen der Ostsee (Tittizer et al. 2000, Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen zur Verhinderung einer weiteren Ausbreitung (Behandlung von Ballastwasser, Reinigung von Schiffsrümpfen, Ausbreitungssperren in Kanälen).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Fließgewässer, Ästuar, flache Küstenbereiche (Tittizer et al. 2000, Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b>	<b>Hoch</b>

Geschlechtsreife innerhalb von zwei Monaten, mehrere Generationen im Jahr (Pinkster 1975).

### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser, Kanäle) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Wasserströmungen) (Fries & Tesch 1965, Bulnheim 1976).

### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Zurückgehend**

In den Binnengewässern gehen die Bestände inzwischen deutlich zurück, was neben der abnehmenden Salzbelastung der Flüsse auf die Ausbreitung des invasiven Gammariden *Dikerogammarus villosus* in den 1990er Jahren zurückgeführt wird (Tittizer et al. 2000).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Ja**

Massenentwicklungen wurden in der Weser beobachtet (Fries & Tesch 1965).

### **Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.

## **D) Ergänzende Angaben**

### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Ertragsverluste durch Befall von Kiemen und die Haut von Fischen, die in Fanggeräten gefangen wurden und daher nicht flüchten können, Fries & Tesch 1965).

### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Fischnährtier, Fries & Tesch 1965, Bulnheim 1980; Reinigung von Fischfanggeräten durch Wegfraß von Algen und Detritus, Fries & Tesch 1965).

### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

## **Quellen**

- Bulnheim, H.-P. (1976): *Gammarus tigrinus*, ein neues Faunenelement der Ostseeförde Schlei. Schr. Naturw. Ver. Schlesw.-Holst. 46: 79-84.
- Dick, J.T.A. (1996): Post-invasion amphipod communities of Lough Neagh, N. Ireland: influences of habitat selection and mutual predation. J. Anim. Ecol. 65: 756-767.
- Fries, G. & Tesch, F.W. (1965): Der Einfluß des Massenvorkommens von *Gammarus tigrinus* Sexton auf Fische und niedere Tierwelt in der Weser. Arch. Fisch. Wiss. 16: 133-150.
- Herbst, V. (1982): Amphipoden in salzbelasteten niedersächsischen Oberflächengewässern. Gewässer u. Abwässer 68/69: 35-40.
- Herhaus, K.F. (1978): Die ersten Nachweise von *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, und *Chaetogammarus ischnus* (Stebbing, 1906) (Crustacea, Amphipoda, Gammaridae) im Einzugsgebiet der Ems und ihre verbreitungsgeschichtliche Einordnung. Natur und Heimat 38: 71-77.
- Klein, G. (1969): Amphipoden aus der Wesermündung und der Helgoländer Bucht, mit Beschreibung von *Talorchestia frisiae* n.sp. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 11: 173-194.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Pinkster, S. (1975): The introduction of the alien amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea, Amphipoda) in the Netherlands and its competition with indigenous species. Hydrobiol. Bull. 9: 131-138.
- Reisalu, G., Kotta, J., Herkül, K. & Kotta, I. (2016): The invasive amphipod *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 displaces native gammarid amphipods from sheltered macrophyte habitats of the Gulf of Riga. Aquatic Invasions 11: 45-54.
- Ruoff, K. (1965): Neues von dem in die Weser eingebürgerten Flohkrebs, *Gammarus tigrinus* Sexton. Der Fischwirt 11: 1-2.
- Schmitz, W. (1956): Salzgehaltsschwankungen in der Werra und ihre fischereilichen Auswirkungen. Vom Wasser 23: 113-136.
- Schmitz, W. (1960): Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. Arch. Hydrobiol. 57: 223-225.
- Tesch, F.W. & Fries, G. (1963): Die Auswirkungen des eingebürgerten Flohkrebsses (*Gammarus tigrinus*) auf Fischbestand und Fischerei in der Weser. Der Fischwirt 11: 319-326.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. Lauterbornia 39: 1-72.

## **Bearbeitung und Prüfung**

Stefan Nehring & Stephan Gollasch

2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Hemigrapsus sanguineus* – Japanische Felsenkrabbe

**Systematik und Nomenklatur:** *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835)

**Japanische Felsenkrabbe**

Synonyme: Asiatische Strandkrabbe

Arthropoda, Crustacea, Varunidae

**Lebensraum:** Meer, Brackwasser

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordwestpazifik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Schiffsrumpf, Ballastwasser

**Ersteinbringung:** Unbekannt

*Über die Ersteinbringung liegen keine Informationen vor. Erste europäische Funde liegen aus 1999 (Frankreich, Niederlande) vor; ob die Erstbesiedlung aus benachbarten Küstenabschnitten oder durch Direktimporte aus Asien oder Nordamerika erfolgte ist unbekannt (Lackschewitz et al. 2015).*

**Erstnachweis:** 2006

*Erstfunde 2006 im Holmer Siel, auf Amrum und bei Norderney (Obert et al. 2007, Landschoff et al. 2013).*

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

*Nahrungs- und Habitatkonkurrenz zu *Carcinus maenas* wird angenommen (Dauvin et al. 2009, Griffen et al. 2011, Landschoff et al. 2013, Gothland et al. 2014, Spilmont et al. 2015). In den USA wurde *C. maenas* weitgehend verdrängt (Lohrer & Whitlach 2002, O'Connor 2014). In Frankreich wird Konkurrenz zu Muscheln in Aquakultur vermutet (Dauvin et al. 2009).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Unbekannt**

*Die omnivoren Tiere ernähren sich überwiegend von Mollusken, z.B. juvenilen Miesmuscheln und Strandschnecken. Negative Auswirkungen bei Massenentwicklungen sind möglich (USA, Lohrer & Whitlach 2002). Die Übertragbarkeit auf Deutschland ist unbekannt.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Unbekannt**

*Im Herkunftsgebiet von einem Parasiten befallen (*Sacculina senta*) (Takashi & Matsuura 1994). Es ist unklar, ob auch heimische Arten als Wirt fungieren können. Potenzieller Träger des für Krebstiere oft tödlichen Erregers der Weißfleckenkrankheit (WSSV - White Spot Syndrom Virus) (OIE 2016).*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Eine lokale Verdrängung von *C. maenas* ist möglich (Frankreich, Dauvin et al. 2009; USA, Lohrer & Whitlach 2002, O'Connor 2014), die Auswirkungen auf das Nahrungsnetz sind unbekannt.*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

*Nach Buschbaum et al. (2012) und Lackschewitz et al. (2015) an mehreren Untersuchungsstellen in der Nord- und Ostsee gefunden.*

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

*Vorsorgliche Maßnahmen, z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser und Reinigung von Schiffsrümpfen (Scheibner et al. 2015).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Im Wattenmeer (Buschbaum et al. 2012).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*3-4 Bruterfolge im Jahr in denen mehrere Zehntausend Eier gelegt werden (Gothland et al. 2014).*

##### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

*Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Meeresströmungen) (Landschoff et al. 2013).*

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

*Entlang der deutschen Nordseeküste in nahezu allen geeigneten Habitaten (Landschoff et al. 2013). In Frankreich weitere Ausbreitung (Dauvin et al. 2009, Gothland et al. 2014).*

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Unbekannt**

*Massenentwicklungen von über 300 Tieren/m<sup>2</sup> sind bekannt, die Bestände reduzieren sich aber in der Folge (USA, Dauvin et al. 2009).*

#### **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

*Die Verbreitung wird durch Salinität und Wassertemperatur begrenzt (Stephenson et al. 2009). Bei Anstieg der Wassertemperaturen könnte sich die Art weiter nach Norden ausbreiten.*

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Zurzeit sind keine negativen ökonomischen Auswirkungen bekannt, jedoch sind Schäden in der Aquakultur möglich (Dauvin et al. 2009).*

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Auswirkungen gegenüber Umwelt und heimischen Arten sind näher zu untersuchen.*

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

### **Quellen**

- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- Dauvin, J.-C., Tous Rius, A. & 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.
- Gothland, M., Dauvin, J.-C., Denis, L., Dufossé, F., Jobert, S., Ovaert, J., Pezy, J.-P., Tous Rius, A. & Spilmont, N. (2014): Biological traits explain the distribution and colonisation ability of the invasive shore crab *Hemigrapsus takanoi*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 142: 41-49.
- Griffen, B.D., Altman, I., Hurley, J. & Mosblack, H. (2011): Reduced fecundity by one invader in the presence of another: A potential mechanism leading to species replacement. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 406: 6-13.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Landschoff, J., Lackschewitz, D., Keszy, 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.
- Lohrer, A. & Whitlatch, R. (2002): Relative impacts of two exotic brachyuran species on blue mussel populations in Long Island Sound. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 227: 135-144.
- 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.
- Obert, B., Herlyn, M. & Grotjahn, M. (2007): First records of two crabs from the North West Pacific *Hemigrapsus sanguineus* and *H. takanoi* at the coast of Lower Saxony, Germany. *Waddensea Newsletter* 33: 21-22.
- OIE (2016): White spot disease. Manual of diagnostic tests for aquatic animals. OIE: 14 S.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Spilmont, N., Gothland, M. & Seuront, L. (2015): Exogenous control of the feeding activity in the invasive Asian shore crab *Hemigrapsus sanguineus* (De Haan, 1835). *Aquatic Invasions* 10: 327-332.
- Stephenson, E.H., Steneck, R.S. & Hadlock Seeley, R. (2009): Possible temperature limits to range expansion of non-native Asian shore crabs in Maine. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 375: 21-31.
- Takashi, T. & Matsuura, S. (1994): Laboratory studies on molting and growth of the Shore Crab, *Hemigrapsus sanguineus* de Haan, parasitized by a Rhizocephalan Barnacle. *Biol. Bull.* 186: 300-308.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Hemigrapsus takanoi* – Pinsel-Felsenkrabbe

**Systematik und Nomenklatur:** *Hemigrapsus takanoi* Asakura & Watanabe, 2005

**Pinsel-Felsenkrabbe**

Synonyme: Asiatische Strandkrabbe

*Hemigrapsus penicillatus* wurde früher als Synonym zu *H. takanoi* angesehen. Markert et al. (2014) haben gezeigt, dass *H. takanoi* und *H. penicillatus* zwei verschiedene Arten sind. Genetische Untersuchungen belegen, dass in Deutschland beide Arten auftreten, die morphologisch schwierig zu trennen sind (Markert et al. 2014).

Arthropoda, Crustacea, Varunidae

**Lebensraum:** Meer, Brackwasser

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordwestpazifik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Schiffsrumpf, Ballastwasser

**Ersteinbringung:** 1993

*H. takanoi* wurde 1993, rund ein Jahr vor dem ersten Freilandfund in Europa (1994 in West-Frankreich nahe La Rochelle) am Schiffsrumpf eines Handelsschiffes nach dessen Dockung in Bremerhaven gefunden (Gollasch 1999).

**Erstnachweis:** 2007

Erstfund bei Norddeich (Nordsee) (Obert et al. 2007).

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

Nahrungs- und Habitatkonkurrent zu *Carcinus maenas* wird angenommen (van den Brink et al. 2012, Gothland et al. 2014). In Dänemark dominiert *H. takanoi* die *C. maenas*-Population (Dauvin et al. 2009). In Frankreich wird Konkurrenz zu Muscheln in Aquakultur vermutet (Dauvin et al. 2009).

##### **Prädation und Herbivorie**

Nein

Die omnivoren Tiere ernähren sich überwiegend von Mollusken, z.B. juvenilen Miesmuscheln und Strandschnecken. Mögliche Auswirkungen bei Massenentwicklungen sind nicht untersucht. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

##### **Hybridisierung**

Nein

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

Unbekannt

Träger des für Krebstiere oft tödlichen Erregers der Weißfleckenkrankheit (WSSV - White Spot Syndrom Virus) (OIE 2016). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

Unbekannt

Eine lokale Verdrängung von *C. maenas* ist möglich (Frankreich, Dauvin et al. 2009; USA, O'Connor 2014), die Auswirkungen auf das Nahrungsnetz sind unbekannt.

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

Großräumig

Nach Buschbaum et al. (2012) und Lackschewitz et al. (2015) an mehreren Untersuchungsstellen in der Nord- und Ostsee gefunden. In Frankreich in und nahe Häfen gefunden (Gothland et al. 2014).

##### **Maßnahmen**

Vorhanden

Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser und Reinigung von Schiffsrümpfen (Scheibner et al. 2015).

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

Ja

Im Wattenmeer (Buschbaum et al. 2012).

##### **Reproduktionspotenzial**

Hoch

3-4 Bruterfolge im Jahr in denen mehrere Zehntausend Eier gelegt werden (Gothland et al. 2014).

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Meeresströmungen) (Landschoff et al. 2013).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Stabil</b>
<i>Entlang der deutschen Nordseeküste in nahezu allen geeigneten Habitaten (Landschoff et al. 2013). In Frankreich weitere Ausbreitung (Dauvin et al. 2009).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Nein</b>
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Unbekannt</b>
<i>Für einen Populationsrückgang in Frankreich wurde ein strenger Winter als mögliche Ursache vermutet (Gothland et al. 2014). Demnach könnte eine Zunahme der Wassertemperaturen sich positiv auswirken.</i>	

#### **D) Ergänzende Angaben**

<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Unbekannt</b>
<i>Zurzeit sind keine negativen ökonomischen Auswirkungen bekannt, jedoch sind Schäden in der Aquakultur möglich (Dauvin et al. 2009).</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Ja</b>
<i>Auswirkungen gegenüber Umwelt und heimischen Arten sind näher zu untersuchen.</i>	

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- Dauvin, J.-C., Tous Rius, A. & 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.
- Gollasch, S. (1999): The Asian decapod *Hemigrapsus penicillatus* (de Haan, 1833) (Decapoda, Grapsidae) introduced in European waters, status quo and future perspective. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 52: 359-366.
- Gothland, M., Dauvin, J.-C., Denis, L., Dufossé, F., Jobert, S., Ovaert, J., Pezy, J.P., Tous Rius, A. & Spilmont, N. (2014): Biological traits explain the distribution and colonisation ability of the invasive shore crab *Hemigrapsus takanoi*. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 142: 41-49.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Landschoff, J., Lackschewitz, D., Keszy, 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.
- Markert, A., Raupach, M.J., Segelken-Voigt, A. & Wehrmann, A. (2014): Molecular identification and morphological characteristics of native and invasive Asian brush-clawed crabs (Crustacea: Brachyura) from Japanese and German coasts: *Hemigrapsus penicillatus* (De Haan, 1835) versus *Hemigrapsus takanoi* Asakura & Watanabe 2005. *Organisms Diversity & Evolution* 14: 369-382.
- 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.
- Obert, B., Hertlyn, M. & Grotjahn, M. (2007): First records of two crabs from the North West Pacific *Hemigrapsus sanguineus* and *H. takanoi* at the coast of Lower Saxony, Germany. *Waddensea Newsletter* 33: 21-22.
- OIE (2016): White spot disease. Manual of diagnostic tests for aquatic animals. OIE: 14 S.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- van den Brink, A.M., Wijnhoven, S. & McLay, C.L. (2012): Competition and niche segregation following the arrival of *Hemigrapsus takanoi* in the formerly *Carcinus maenas* dominated Dutch delta. *J. Sea Res.* 73: 126-136.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Orconectes immunis* – Kalikokrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Orconectes immunis</i> (Hagen, 1870)</b> <b>Kalikokrebs</b> Synonyme: Papierschalenkrebs Arthropoda, Crustacea, Cambaridae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordöstliche U.S.A., Südöstliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A., Nordwestliche U.S.A., Westliches Kanada, Östliches Kanada
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Fischerei (Angelköder), Zierhandel
<i>Die Art war vor ihrem Erstnachweis 1993 nicht im Handel erhältlich und wird in Kanada als Angelköder verwendet. Nach Gelmar et al. (2006) ist der Import durch kanadische Soldaten am wahrscheinlichsten.</i>	
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1993 <i>Ein Einzeltier wurde im Herbst 1993 in einer Pfütze am Schifunger Baggersee gefunden (Gelmar et al. 2006).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Aktionsliste

<b><u>A) Gefährdung der Biodiversität</u></b>	<b><u>Vergebene Wertstufe</u></b>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Konkurrenz und Verdrängung des gebietsfremden <i>O. limosus</i> im Rhein beobachtet (Chucholl et al. 2008), für heimische Flusskrebse vermutet (Chucholl 2012).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Allesfresser. Bei hohen Populationsdichten werden Wasserpflanzen eliminiert, Froschlaich und Wirbellose (u.a. Mollusken, ggfs. Libellenlarven) beeinträchtigt (Chucholl &amp; Dehus 2011, Aquarium-experimente Ott 2016; USA, Soutty-Grosset et al. 2006).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Hybridisierung wurde zwischen verschiedenen <i>Orconectes</i>-Arten beobachtet (USA, Soutty-Grosset et al. 2006). In Deutschland jedoch keine heimischen <i>Orconectes</i>-Arten.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Überträger der amerikanischen Krebspest, die europäische Flusskrebsearten gefährdet (Schrimpf et al. 2013).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Der Kalikokrebs ist eine grabende Art, die mehrere Wohnröhren pro Quadratmeter anlegt (Chucholl &amp; Dehus 2011). Dadurch könnte wie bei anderen <i>Orconectes</i>-Arten eine Resuspendierung von Sedimenten zu ansteigender Wassertrübung führen (USA, Soutty-Grosset et al. 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland im Rhein auf rund 100 km zwischen Mannheim und Achern vorkommend (Dussling &amp; Hoffmann 1998, Dehus et al. 1999, Schrimpf et al. 2013, Chucholl 2016). Bisläng in Europa keine weiteren Vorkommen bekannt.</i>	<b>Kleinräumig</b>
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Krebssperren, Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Ökosperren in Kanälen, Öffentlichkeitsarbeit) (Gherardi et al. 2011, Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Vegetationsreiche stehende und langsam fließende Gewässer mit schlammigem und weichem</i>	<b>Ja</b>

Bodengrund, Rheinaue und Altarme; auch in periodisch austrocknenden Gewässern, Baggerseen, kleine Kanäle (Chucholl & Dehus 2011).

**Reproduktionspotenzial**

Hoch

Weibchen legen bis zu 500 Eier, Geschlechtsreife innerhalb eines Jahres, Lebenserwartung 2,5-4 Jahre (Chucholl & Dehus 2011).

**Ausbreitungspotenzial**

Hoch

Anthropogene (Kanäle, im Handel und Verwendung als Angelköder, Gelmar et al. 2006) und natürliche Fernausbreitung (aktive Wanderungen, auch über Land, Landschoff et al. 2013).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

Expansiv

Nach dem Erstfund hat sich die Art im Bereich des Rheins rasch ausgebreitet (Schrimpf et al. 2013, Chucholl 2016).

**Monopolisierung von Ressourcen**

Nein

**Förderung durch Klimawandel**

Unbekannt

Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

Ja

Fischerei (Besatz mit profitableren heimischen Arten wird verhindert; Veränderungen der Makrophytenbestände können Auswirkungen auf den Fischbestand haben, Soutty-Grosset et al. 2006).

**Positive ökonomische Auswirkungen**

Ja

Tierhandel (Aquariumhandel, Angelköder, Soutty-Grosset et al. 2006).

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

Keine

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

Nein

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

**Quellen**

- Chucholl, C. (2012): Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 404, 04
- Chucholl, C. (2016): The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. *Biol. Invasions* 18: 1967-1988.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen: 92 S.
- Chucholl, C., Stich, H.B. & Maier, G. (2008): Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. *Fund. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol.* 172: 27-36.
- Dehus, P., Dussling, U. & Hoffmann, C. (1999): Notes on the occurrence of the Calico Crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany. *Freshwater Crayfish* 12: 786-790.
- Dussling, U. & Hoffmann, C. (1998): First discovery of a population of *Orconectes immunis* in Germany. *IAA Newsletter* 20: 5.
- Gelmar, C., Pätzold, F., Grabow, C. & Martens, A. (2006): Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebs breitet sich schnell in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 56: 15-25.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J. & Tricarico, E. (2011): Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquat. Sci.* 73: 185-200.
- Ott, J. (2016): Der Kalikokrebs (*Orconectes immunis*) (HAGEN, 1870) - eine gravierende Bedrohung für FFH-Libellen- und Amphibien-Arten in der Rheinaue (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 13: 495-504.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Schrimpf, A., Chucholl, C., Schmidt, T. & Schulz, R. (2013): Crayfish plague agent detected in populations of the invasive North American crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in the Rhine River, Germany. *Aquatic Invasions* 8: 103-109.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (2006): Atlas of crayfish in Europe. *Publ. Scient. Muséum* 64: 1-187.

**Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Orconectes limosus* – Kamberkrebs

**Systematik und Nomenklatur:** *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)

**Kamberkrebs**

Synonyme: *Cambarus affinis*

Arthropoda, Crustacea, Cambaridae

**Lebensraum:** Süßwasser

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordöstliche U.S.A., Östliches Kanada

**Einführungsweise:** Absichtlich

**Einfuhrvektoren:** Fischerei

**Ersteinbringung:** 1895

*Importierte Tiere aus Polen (von Max von dem Borne 1890 erstmals für Europa eingeführt und im Bereich der unteren Oder bei Barnówko freigesetzt) wurden in der Havel bei Potsdam ausgesetzt (Souty-Grosset et al. 2006).*

**Erstnachweis:** 1895

*Importierte Tiere aus Polen wurden in der Havel bei Potsdam ausgesetzt (Souty-Grosset et al. 2006).*

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

**Begründete Annahme**

*Konkurrenz mit dem Edelkrebs möglich (Polen, Schulz et al. 2006).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Begründete Annahme**

*Allesfresser (Vojtkovska et al. 2014); Bei hohen Populationsdichten werden Wasserpflanzen eliminiert (Schweden, Nyström & Strand 1996).*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Hybridisierung wurde zwischen verschiedenen Orconectes-Arten beobachtet (USA, Souty-Grosset et al. 2006). In Deutschland jedoch keine heimischen Orconectes-Arten.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Ja**

*Überträger der amerikanischen Krebspest, die europäische Flusskrebsarten gefährdet (Kozubíková et al. 2011, Schrimpf et al. 2013). Auch Wasserschimmel-Arten (*Saprolegnia* spp.) werden übertragen (Hirsch et al. 2008).*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Unbekannt**

*Gräbt weniger häufig Wohnröhren als andere Orconectes-Arten; Resuspendierung von Sedimenten könnte zu ansteigender Wassertrübung und erhöhter Erosion führen (USA, Souty-Grosset et al. 2006). Ob eine Gefährdung heimischer Arten besteht, ist unbekannt.*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Großräumig**

*In Deutschland weit verbreitet (Nehring 2016).*

##### **Maßnahmen**

**Vorhanden**

*Mechanische Bekämpfung (Krebssperren, Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Ökosperrren in Kanälen, Öffentlichkeitsarbeit) (Gherardi et al. 2011, Scheibner et al. 2015).*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Bevorzugt in größeren stehenden oder langsam fließenden Gewässern in geringen Höhenlagen (Chucholl & Dehus 2011).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Weibchen legen bis zu 680 Eier, Geschlechtsreife nach 1-2 Jahren, Lebenserwartung 3-4 Jahre (Chucholl & Dehus 2011), parthenogenetische Fortpflanzung möglich (Buřič et al. 2013).*

##### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

Anthropogene (Kanäle, im Handel und Verwendung als Angelköder, Chucholl & Dehus 2011) und natürliche Fernausbreitung (aktive Wanderungen, Puky 2014).

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

Lokal rückläufig (z.B. im Rhein vom Kalikokrebs verdrängt, Chucholl et al. 2008).

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

**Förderung durch Klimawandel**

**Nein**

Nach Modellberechnungen verringert sich das geeignete Areal in Europa im Klimawandel (Capinha et al. 2013).

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Besatz mit profitableren heimischen Arten wird verhindert; Veränderungen der Makrophytenbestände können Auswirkungen auf den Fischbestand haben) (Soutty-Grosset et al. 2006).

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Zierhandel (Aquariumhandel), Fischerei (Angelköder), Tierzucht (Gastronomie) (Soutty-Grosset et al. 2006).

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Art der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014.

**Quellen**

- Buřič, M., Kouba, A. & Kozák, P. (2013): Reproductive plasticity in freshwater invader: from long-term sperm storage to parthenogenesis. PLoS ONE 8(10): e77597.
- Capinha, C., Larson, E.R., Tricario, E., Olden, J.D. & Gherardi, F. (2013): Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. Conserv. Biol. 27: 731-740.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen: 92 S.
- Chucholl, C., Stich, H.B. & Maier, G. (2008): Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. Fund. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol. 172: 27-36.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J. & Tricarico, E. (2011): Managing invasive crayfish: Is there a hope? Aquat. Sci. 73: 185-200.
- Hirsch, P.E., Nechwatal, J. & Fischer, P. (2008): A previously undescribed set of *Saprolegnia* spp. in the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*, Rafinesque). Fund. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol. 172: 161-165.
- Kozubíková, E., Viljamaa-Dirks, S., Heinikainen, S. & Petrusek, A. (2011): Spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* carry a novel genotype of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*. J. Inv. Path. 108: 214-216.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten 438: 134 S.
- Nyström, P. & Strand, J.A. (1996): Grazing by a native and exotic crayfish on aquatic macrophytes. Freshw. Biol. 36: 673-682.
- Puky, M. (2014): Invasive crayfish on land: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Decapoda: Cambaridae) crossed a terrestrial barrier to move from a side arm into the Danube river at Szeremle, Hungary. Acta zool. bulg. Suppl. 7: 143-146.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Naturschutz und Biologische Vielfalt 141(2): 626 S.
- Schrimpf, A., Chucholl, C., Schmidt, T. & Schulz, R. (2013): Crayfish plague agent detected in populations of the invasive North American crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in the Rhine River, Germany. Aquatic Invasions 8: 103-109.
- Schulz, H.K., Śmietana, P., Maiwald, T., Oidtmann, B. & Schulz, R. (2006): Case studies on the co-occurrence of *Astacus astacus* (L.) and *Orconectes limosus* (Raf.): Snapshots of a slow displacement. Freshw. Crayfish 15: 212-219.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (2006): Atlas of crayfish in Europe. Publ. Scient. Muséum 64: 1-187.
- Vojkovska, R., Horká, I. & Duris, Z. (2014): The diet of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* in the Czech Republic. Cent. Eur. J. Biol. 9: 58-69.

**Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Pacifastacus leniusculus* – Signalkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)</b> <b>Signalkrebs</b> Synonyme: Kalifornischer Krebs, Amerikanischer Edelkrebs Arthropoda, Crustacea, Astacidae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Westliches Kanada, Nordwestliche U.S.A., Südwestliche U.S.A.
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Fischerei
<b>Ersteinbringung:</b>	1972 <i>Importierte Tiere aus Schweden (dort 1959 erstmals für Europa eingeführt) wurden 1972 eingeführt (Hager 2006).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1972 <i>Importierte Tiere wurden 1972 an Abnehmer verteilt und sehr wahrscheinlich sofort freigesetzt (Hager 2006).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Konkurrenz mit und lokale Auslöschung von heimischen Flusskrebsarten (England, Peay et al. 2009); Raumkonkurrenz mit und Bestandesreduktion von juvenilen Salmoniden und benthischen Fischen (England, Guan &amp; Wiles 1997, Griffiths et al. 2004, Bubb et al. 2009, Peay et al. 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Allesfresser (Bondar et al. 2005); negativer Einfluss auf Fischeier und Jungfische im Experiment (Edmonds et al. 2011).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Eine Gefährdung heimischer Arten ist nicht zu erwarten.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Überträger der amerikanischen Krebspest, die europäische Flusskrebsarten gefährdet (Holdich et al. 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Veränderung der Sedimentationsraten (England, Johnson et al. 2011, Harvey et al. 2014), des Nahrungsnetzes (England, Guan &amp; Wiles 1997) und der Zönose (Finnland, Ruokonen et al. 2014).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland weit verbreitet (Nehring 2016).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Krebssperren, Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Ökosperren in Kanälen, Öffentlichkeitsarbeit) (vgl. Dana et al. 2010, Gherardi et al. 2011, Scheibner et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Kleine und große Fließ- und Stillgewässer (Chucholl &amp; Dehus 2011).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Weibchen legen bis zu 400 Eier, Geschlechtsreife nach 1-3 Jahren, Lebenserwartung 8-11 Jahre (Chucholl &amp; Dehus 2011).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Kanäle, im Handel verfügbar, Teichhaltung zu Speisezwecken) und natürliche Fernausbreitung (aktive Wanderungen bis zu 6,7 Kilometer pro Jahr, Bubb et al. 2004).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Expansiv</b>

Regional in Baden-Württemberg in starker Ausbreitung begriffen (Chucholl & Dehus 2011).

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

**Förderung durch Klimawandel**

**Nein**

Nach Modellen verringert sich das geeignete Areal in Europa im Klimawandel (Capinha et al. 2013).

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Prädation auf Salmoniden und Veränderungen der Makrophytenbestände können Auswirkungen auf den Fischbestand haben) (Peay et al. 2009).

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (Gastronomie), Tierhandel (Aquariumhandel) (Chucholl & Dehus 2011).

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Art der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014.

**Quellen**

- Bondar, C.A., Bottriell, K., Zeron, K. & Richardson, J.S. (2005): Does trophic position of the omnivorous signal crayfish in a stream food web vary with life history stage or density? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2632-2639.
- Bubb, D.H., Thom, T.J. & Lucas, M.C. (2004): Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshw. Biol.* 49: 357-368.
- Bubb, D.H., O'Malley, O.J., Gooderham, A.C. & Lucas, M.C. (2009): Relative impacts of native and non-native crayfish on shelter use by an indigenous benthic fish. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 19: 448-455.
- Capinha, C., Larson, E.R., Tricario, E., Olden, J.D. & Gherardi, F. (2013): Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. *Conserv. Biol.* 27: 731-740.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen: 92 S.
- Dana, E.D., López-Santiago, J., García-de-Lomas, J., García-Ocaña, D.M., Gámez, V. & Ortega, F. (2010): Long-term management of the invasive *P. leniusculus* in a small mountain stream. *Aquatic Invasions* 5: 317-322.
- Edmonds, N.J., Riley, W.D. & Maxwell, D.L. (2011): Predation by *Pacifastacus leniusculus* on the intra-gravel embryos and emerging fry of *Salmo salar*. *Fish. Manag. Ecol.* 18: 521-524.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J. & Tricarico, E. (2011): Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquat. Sci.* 73: 185-200.
- Griffiths, S.W., Collen, P. & Armstrong, J.D. (2004): Competition for shelter among over-wintering signal crayfish and juvenile Atlantic salmon. *J. Fish Biol.* 65: 436-447.
- Guan, R.-Z. & Wiles, P.R. (1997): Ecological impact of introduced crayfish on benthic fishes in a British lowland river. *Conserv. Biol.* 11: 641-647.
- Hager, H. (2006): Die Einführung des Signalkrebses (*Pacifastacus leniusculus*) in Europa. *forum flusskrebse* 5: 3-21.
- Harvey, G.L., Henshaw, A.J., Moorhouse, T.P., Clifford, N.J., Holah, H., Grey, J. & Macdonald, D.W. (2014): Invasive crayfish as drivers of fine sediment dynamics in rivers. *Earth Surf. Process. Landforms* 39: 259-271.
- Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C. & Sibley, P.J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 11: 394-395.
- Johnson, M.F., Rice, S. & Reid, I. (2011): Increase in coarse sediment transport associated with disturbance of gravel river beds by signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Earth Surf. Process. Landforms* 36: 1680-1692.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten 438: 134 S.
- Peay, S., Guthrie, N., Spees, J., Nilsson, E. & Bradley, P. (2009): The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 12: 394-395.
- Ruokonen, T., Karjalainen, J. & Hämäläinen, H. (2014): Effects of an invasive crayfish on the littoral macroinvertebrates of large boreal lakes are habitat specific. *Freshw. Biol.* 59: 12-25.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.

**Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Palaemon macrodactylus* – Wander-Felsengarnele

**Systematik und Nomenklatur:** *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902

**Wander-Felsengarnele**

Synonyme: –

Arthropoda, Crustacea, Palaemonidae

**Lebensraum:** Meer, Brackwasser

**Status:** Etabliert

**Ursprüngliches Areal:** Nordwestpazifik

**Einführungsweise:** Unabsichtlich

**Einfuhrvektoren:** Ballastwasser

**Ersteinbringung:** Unbekannt

*Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor. Vermutlich Anfang der 1990er-Jahre nach Europa eingebracht und möglicherweise 1992 in der Themsemündung vorkommend (Lackschewitz et al. 2015).*

**Erstnachweis:** 2004

*Erstfund in der Geeste (Weser Ästuar) (González-Ortegón et al. 2007).*

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

#### A) Gefährdung der Biodiversität

#### Vergebene Wertstufe

##### **Interspezifische Konkurrenz**

##### **Begründete Annahme**

*Nahrungskonkurrenz mit heimischen Garnelen kann bei hohen Abundanzen nicht ausgeschlossen werden (Frankreich, Béguer et al. 2007; Spanien, Chícharo et al. 2009, González-Ortegón et al. 2010, Lejeune et al. 2014).*

##### **Prädation und Herbivorie**

**Nein**

*Die omnivore Art lebt überwiegend räuberisch von Krebstieren, Muscheln, Fisch- und Insektenlarven (Ashelby et al. 2013). Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Hybridisierung**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

##### **Krankheits- und Organismenübertragung**

**Unbekannt**

*Die Einschleppung von Pilzinfektionen wird als potenzielle Gefahr gesehen (Ashelby et al. 2004). Es liegen keine genaueren Informationen dazu vor.*

##### **Negative ökosystemare Auswirkungen**

**Nein**

*Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.*

#### B) Zusatzkriterien

##### **Aktuelle Verbreitung**

**Kleinräumig**

*Nach Lackschewitz et al. (2011, 2015) an mehreren Untersuchungsstellen in der Nordsee gefunden. Einzelfunde im Nordostseekanal (Dürr 2010) und in den Niederlanden (González-Ortegón et al. 2007), Frankreich (Béguer et al. 2007, 2011), der Iberischen Halbinsel (Chícharo et al. 2009), im Schwarzen Meer (Micu & Niță 2009) und in der Ostsee (Janas & Tutak 2014).*

##### **Sofortmaßnahmen**

**Unbekannt**

*Erfolgsaussichten bei Beseitigung auch von kleinen Beständen unbekannt. Vorsorgliche Maßnahmen wie z.B. Verhinderung der Verschleppung durch Behandlung von Ballastwasser oder Reinigung von Schiffsrümpfen.*

#### C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien

##### **Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen**

**Ja**

*Im Wattenmeer (González-Ortegón et al. 2007, Lackschewitz et al. 2015).*

##### **Reproduktionspotenzial**

**Hoch**

*Weibchen legen mehrere Gelege im Jahr und produzieren bis zu 2800 Eier, die Lebensdauer beträgt 2 bis 3 Jahre (Micu & Niță 2009).*

##### **Ausbreitungspotenzial**

**Hoch**

*Anthropogene (Schiffsbewuchs, Ballastwasser; durch große Temperatur- und Salzgehaltstoleranz hohe Überlebenswahrscheinlichkeit) und natürliche Fernausbreitung (Larven mit Meeresströmungen) (Béguer et al. 2007, González-Ortegón et al. 2007, 2013, Lejeusne et al. 2014).*

#### **Aktueller Ausbreitungsverlauf**

*Eine Ausbreitung des Areals wird beobachtet (Lackschewitz et al. 2015).*

**Expansiv**

#### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

#### **Förderung durch Klimawandel**

*Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

**Unbekannt**

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

*Fischerei, Aquakultur (wahrscheinlich nur in wärmeren Regionen, z.B. im Donaudelta, Micu & Niță 2009).*

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Ja**

*Auswirkungen gegenüber Umwelt und heimischen Arten sind näher zu untersuchen.*

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

### **Quellen**

- Ashelby, C.W., Worsfold, T.M. & Fransen, C.H. (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. Assoc. 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.
- 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.
- Chícharo, M.A., Leitão, T., Range, P., Gutierrez, C., Morales, J., Morais, P. & Chícharo, 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.
- Dürr, A. (2010): Untersuchungen zur Populations- und Fortpflanzungsbiologie von Garnelen in der westlichen Ostsee. Diplomarbeit. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts Universität zu Kiel.
- González-Ortegón, E., Cuesta, J. & Schubart, C. (2007): First record of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) from German waters. Helgol. Mar. Res. 61: 67-69.
- González-Ortegón, E., Cuesta, J., 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.
- González-Ortegón, E., Pascual, E. & Drake, P. (2013): Respiratory responses to salinity, temperature and hypoxia of six caridean shrimps from different aquatic habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 445: 108-115.
- Janas, U. & Tutak, B. (2014): First record of the oriental shrimp *Palaemon macrodactylus* M. J. Rathbun, 1902 in the Baltic Sea. Oceanol. Hydrobiol. Stud. 43: 431-435.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Lejeusne, C., Latchere, O., Petit, N., Rico, C. & Green, A.J. (2014): Do invaders always perform better? Comparing the response of native and invasive shrimps to temperature and salinity gradients in southwest Spain. Estuar. Coast. Shelf Sci. 136: 102-111.
- Micu, D. & Niță, V. (2009): First record of the Asian prawn *Palaemon macrodactylus* Rathbun, 1902 (Caridea: Palaemonidae) from the Black Sea. Aquatic Invasions 4: 597-604.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Procambarus clarkii* – Roter Amerikanischer Sumpfkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)</b> <b>Roter Amerikanischer Sumpfkrebs</b> Synonyme: Roter Teichkrebs, Süßwasserhummer Arthropoda, Crustacea, Cambaridae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser, Brackwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Mexiko, Südöstliche U.S.A., Nordöstliche U.S.A., Zentrale nördliche U.S.A.
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Fischerei, Zierhandel
<b>Ersteinbringung:</b>	1973-1976 <i>Der Erstimport nach Europa erfolgte 1973 nach Spanien (Gherardi 2006).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1975-1976 <i>Im Hechtsee (Burlafingen/Neu-Ulm) wurden 1975/76 weniger als 50 Tiere ausgesetzt (Chucholl 2011).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Managementliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Negative Auswirkungen auf Amphibien (Spanien, Cruz et al. 2006a; Italien, Ficetola et al. 2011).</i>	<b>Ja</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Allesfresser (Correia 2003); negative Auswirkungen auf Amphibien (Spanien, Cruz et al. 2006b), Makrophyten und Wirbellose (Italien, Gherardi &amp; Acquistapace 2007).</i>	<b>Ja</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Eine Gefährdung heimischer Arten ist nicht zu erwarten.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Überträger der amerikanischen Krebspest, die europäische Flusskrebsarten gefährdet (Holdich et al. 2009).</i>	<b>Ja</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Die grabende Tätigkeit erhöht die Wassertrübe und verringert die Photosynthese der Wasserpflanzen (Spanien, Rodríguez et al. 2005).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland und Nachbarländern verbreitet (Souty-Grosset et al. 2006, Nehring 2016).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Krebssperren, Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Ökosperrern, Öffentlichkeitsarbeit) (Schmiedel et al. 2015).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Langsame Fließ- und Stillgewässer (Souty-Grosset et al. 2006).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Weibchen legen bis zu 650 Eier, Geschlechtsreife nach 1-3 Jahren, Lebenserwartung bis 6 Jahre (Chucholl &amp; Dehus 2011), bis zu vier Reproduktionszyklen im Jahr (Spanien, Peruzza et al. 2015).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Kanäle, im Handel, zu Speisezwecken in Teichen gehalten, Soutty-Grosset et al. 2006, Chucholl 2013) und natürliche Fernausbreitung (Eier und Larven mit Wasserströmungen, aktive Wanderung bis zu 3 Kilometer pro Jahr, Bernardo et al. 2011).</i>	<b>Hoch</b>
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b> <i>In Deutschland vermutlich lokal zunehmend, Kartierungsdaten fehlen; in Europa expansiv (Souty-</i>	<b>Expansiv</b>

Grosset et al. 2006, Chucholl 2011).

### **Monopolisierung von Ressourcen**

**Nein**

### **Förderung durch Klimawandel**

**Ja**

Nach Modellberechnungen vergrößert sich das geeignete Areal in Europa im Klimawandel (Capinha et al. 2013), im Labor profitiert die Art von einer Gewässererwärmung (Gherardi et al. 2013). Kann sich auch an kältere Bedingungen erfolgreich adaptieren (Peruzza et al. 2015).

### **D) Ergänzende Angaben**

#### **Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Landwirtschaft (Schäden in Reisfeldern durch Wohnröhren und Fraß, Correia & Ferreira 1995).

#### **Positive ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

Fischerei (der weltweit meist produzierte Speisekrebs), Zierhandel (Aquarium) (Souty-Grosset et al. 2006).

#### **Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

#### **Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Nein**

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Art der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014.

### **Quellen**

- Capinha, C., Larson, E.R., Tricario, E., Olden, J.D. & Gherardi, F. (2013): Effects of climate change, invasive species, and disease on the distribution of native European crayfishes. *Conserv. Biol.* 27: 731-740.
- Chucholl, C. (2011): Disjunct distribution pattern of *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda, Astacida, Cambaridae) in an artificial lake system in Southwestern Germany. *Aquatic Invasions* 6: 109-113.
- Chucholl, C. (2013): Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biol. Invasions* 15: 125-141.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen: 92 S.
- Correia, A.M. (2003): Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. *Ann. Zool. Fennici* 40: 517-528.
- Correia, A.M. & Ferreira, O. (1995): Burrowing behavior of the introduced Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda:Cambaridae) in Portugal. *J. Crust. Biol.* 15: 248-257.
- Cruz, M.J., Rebelo, R. & Crespo, E.G. (2006a): Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography* 29: 329-338.
- Cruz, M.J., Pascoal, S., Tejado, M. & Rebelo, R. (2006b): Predation by an exotic crayfish, *Procambarus clarkii*, on Natterjack Toad, *Bufo calamita*, Embryos. *Copeia* 2006: 274-280.
- Ficetola, G.F., Siesa, M.E., Manenti, R., Bottoni, L., De Bernardi, F. & Padoa-Schioppa, E. (2011): Early assessment of the impact of alien species: differential consequences of an invasive crayfish on adult and larval amphibians. *Diversity Distrib.* 17: 1141-1151.
- Gherardi, F. (2006) Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 39: 175-191.
- Gherardi, F. & Acquistapace, P. (2007): Invasive crayfish in Europe: the impact of *Procambarus clarkii* on the littoral community of a Mediterranean lake. *Freshw. Biol.* 52: 1249-1259.
- Gherardi, F., Coignet, A., Souty-Grosset, C., Spigoli, D. & Aquiloni, L. (2013): Climate warming and the agonistic behaviour of invasive crayfishes in Europe. *Freshw. Biol.* 58: 1958-1967.
- Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C. & Sibley, P.J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 394-395, 11.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. BfN-Skripten 438: 134 S.
- Peruzza, L., Piazza, F., Manfrin, C., Celeste Bonzi, L.C., Battistella, S. & Giulianini, P.G. (2015): Reproductive plasticity of a *Procambarus clarkii* population living 10°C below its thermal optimum. *Aquatic Invasions* 10: 199-208.
- Rodríguez, C., Bécares, E., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. (2005): Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biol. Invasions* 7: 75-85.
- Scheibner, C., Roth, M., Nehring, S., Schmiedel, D., Wilhelm, E.-G. & Winter, S. (2015): Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland, Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 141(2): 626 S.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D. & Haffner, P. (Eds.) (2006): Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris: 188 S.

### **Bearbeitung und Prüfung**

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Procambarus fallax f. virginalis* – Marmorkrebs

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Procambarus fallax f. virginalis</i> Martin et al. 2010</b> <b>Marmorkrebs</b> Synonyme: – Arthropoda, Crustacea, Cambaridae
<b>Lebensraum:</b>	Süßwasser
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Südöstliche U.S.A.
<b>Einführungsweise:</b>	Absichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Zierhandel
<b>Ersteinbringung:</b>	1994-96 <i>Mitte der 1990er-Jahre im Aquarienhandel aufgetaucht (Chucholl et al. 2012).</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2003 <i>Ein Einzeltier wurde 2003 in einem Baggersee bei Eggenstein-Leopoldshafen, Landkreis Karlsruhe, in Baden-Württemberg festgestellt (Marten et al. 2004).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Es liegen keine Untersuchungen aus klimatisch vergleichbaren Regionen vor (z.B. Jones et al. 2008). Verwandte Arten haben negative Auswirkungen (P. clarkii, Spanien, Cruz et al. 2006).</i>	Unbekannt
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Es liegen keine Untersuchungen aus klimatisch vergleichbaren Regionen vor. Verwandte Arten haben negative Auswirkungen (P. clarkii, Spanien, Cruz et al. 2006).</i>	Unbekannt
<b>Hybridisierung</b> <i>Eine Gefährdung heimischer Arten ist nicht zu erwarten.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Überträger der amerikanischen Krebspest, die europäische Flusskrebsarten gefährdet (Holdich et al. 2009) und möglicherweise anderer Pathogene (Vogt et al. 2004).</i>	Ja
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Es liegen keine Untersuchungen aus klimatisch vergleichbaren Regionen vor. Verwandte Arten haben negative Auswirkungen (P. clarkii, Spanien, Rodríguez et al. 2005).</i>	Unbekannt
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland zerstreut verbreitet (Nehring 2016). In Europa aus den Niederlanden, Italien, der Slowakei und Schweden gemeldet (Chucholl et al. 2012, Bohman et al. 2013).</i>	Kleinräumig
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Krebssperren, Entnahme aus der Natur), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Ökosperrren, Öffentlichkeitsarbeit) (Gherardi et al. 2011).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Fließ- und Stillgewässer (Chucholl et al. 2012).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Weibchen legen mehrmals pro Jahr bis zu 700 Eier, Erreichen der Geschlechtsreife und Lebenserwartung unbekannt (Chucholl &amp; Dehus 2011); obligat parthenogenetische Fortpflanzung (Martin et al. 2010a).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b> <i>Anthropogene (Kanäle, im Handel, Chucholl 2013) und natürliche Fernausbreitung (Eier und Larven mit Wasserströmungen, aktive Wanderung, auch über Land, Chucholl et al. 2012).</i>	Hoch

## Aktueller Ausbreitungsverlauf

Expansiv

In Deutschland und Europa stark zunehmend (Wendt 2011, Chucholl et al. 2012, Bohman et al. 2013, Nehring 2016).

## Monopolisierung von Ressourcen

Nein

## Förderung durch Klimawandel

Ja

Nach Klimamodellen sind weite Teile Mitteleuropas als Lebensraum geeignet (Feria & Faulkes 2011), Wintertemperaturen wirken aber limitierend (Martin et al. 2010b, Bohman et al. 2013).

## D) Ergänzende Angaben

### Negative ökonomische Auswirkungen

Unbekannt

Verwandte Arten verursachen Schäden in der Fischerei und Landwirtschaft (*P. clarkii*, Portugal, Correia & Ferreira 1995).

### Positive ökonomische Auswirkungen

Ja

Zierhandel (Aquarium, Chucholl 2013).

### Negative gesundheitliche Auswirkungen

Keine

### Wissenslücken und Forschungsbedarf

Nein

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401. Art der Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014.

## Quellen

- Bohman, P., Edsman, L., Martin, P. & Scholtz, G. (2013): The first Marmorkrebs (Decapoda: Astacida: Cambaridae) in Scandinavia. *BiolInvasions Records* 2: 227-232.
- Chucholl, C. (2013): Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biol. Invasions* 15: 125-141.
- Chucholl, C. & Dehus, P. (2011): Flusskrebse in Baden-Württemberg. Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (FFS), Langenargen: 92 S.
- Chucholl, K., Morawetz, H. & Groß, H. (2012): The clones are coming – strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis*] records from Europe. *Aquatic Invasions* 7: 511-519.
- Correia, A.M. & Ferreira, O. (1995): Burrowing behavior of the introduced Red Swamp Crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda:Cambaridae) in Portugal. *J. Crust. Biol.* 15: 248-257.
- Cruz, M.J., Rebelo, R. & Crespo, E.G. (2006): Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. *Ecography* 29: 329-338.
- Feria, T.P. & Faulkes, Z. (2011): Forecasting the distribution of Marmorkrebs, a parthenogenetic crayfish with high invasive potential, in Madagascar, Europe, and North America. *Aquatic Invasions* 6: 55-67.
- Gherardi, F., Aquiloni, L., Diéguez-Urbeondo, J. & Tricarico, E. (2011): Managing invasive crayfish: Is there a hope? *Aquat. Sci.* 73: 185-200.
- Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C. & Sibley, P.J. (2009): A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 11: 394-395.
- Jones, J.P.G., Rasamy, J.R., Harvey, A., Toon, A., Oidtmann, B., Randrianarison, M.H., Raminosoa, N. & Ravoahangimalala, O.R. (2008): The perfect invader: a parthenogenetic crayfish poses a new threat to Madagascar's freshwater biodiversity. *Biol. Invasions* 11: 1475-1482.
- Marten, M., Werth, C. & Marten, D. (2004): Der Marmorkrebs (Cambaridae, Decapoda) in Deutschland - ein weiteres Neozoon im Einzugsgebiet des Rheins. *Lauterbornia* 50: 17-23.
- Martin, P., Dorn, N.J., Kawai, T., van der Heiden, C. & Scholtz, G. (2010a): The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procambarus fallax* (Hagen, 1870). *Contrib. Zool.* 79: 107-118.
- Martin, P., Shen, H., Füllner, G. & Scholtz, G. (2010b): The first record of the parthenogenetic Marmorkrebs (Decapoda, Astacida, Cambaridae) in the wild in Saxony (Germany) raises the question of its actual threat to European freshwater ecosystems. *Aquatic Invasions* 5: 397-403.
- Nehring, S. (2016): Die invasiven gebietsfremden Arten der ersten Unionsliste der EU-Verordnung Nr. 1143/2014. *BfN-Skripten* 438: 134 S.
- Rodríguez, C., Bécares, E., Fernández-Aláez, M. & Fernández-Aláez, C. (2005): Loss of diversity and degradation of wetlands as a result of introducing exotic crayfish. *Biol. Invasions* 7: 75-85.
- Vogt, G., Tolley, L. & Scholtz, G. (2004): Life stages and reproductive components of the Marmorkrebs (Marmorkrebs), the first parthenogenetic decapod crustacean. *J. Morph.* 261: 286-311.
- Wendt, W. (2011): Erstnachweis des invasiven Marmorkrebses, *Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginialis*, für Sachsen. *Forum Flusskrebse* 15: 39-42.

## Bearbeitung und Prüfung

Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Styela clava* – Keulenascidie

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Styela clava</i> Herdman, 1881</b> <b>Keulenascidie</b> Tunicata, Ascidiacea, Styelidae Synonyme: <i>Styela mammiculata</i> , Faltenascidie, Warzige Seescheide
<b>Lebensraum:</b>	Meer
<b>Status:</b>	Etabliert
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik <i>Das Ursprungsgebiet ist der Nordwestpazifik von Sibirien bis Japan und Korea (Millar 1960).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Schiffsrumpf, Biovektoren (Austern)
<b>Ersteinbringung:</b>	1953-1997 <i>Minchin et al. (2006) vermuten eine Einschleppung nach Großbritannien (Erstfund 1953) mit Marineschiffen. Ersteinbringung nach Deutschland ist demnach entweder durch verdriftete Exemplare oder Importe mit Austern erfolgt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	1997 <i>Der Erstfund erfolgte im Herbst 1997 bei List/Sylt (Nordsee) in der Nähe einer Austernfarm (Reise 1998).</i>

### Einstufungsergebnis: Potenziell invasive Art - Handlungsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Negative Auswirkungen (Nahrungs- und Raumkonkurrenz) auf andere filtrierende Organismen (insbesondere Muscheln und Manteltiere) bei Massenentwicklungen möglich (England, Lützen 1999; USA, Clarke &amp; Therriault 2007).</i>	<b>Begründete Annahme</b>
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Reduziert bei Massenentwicklung Planktondichte (USA, LeBlanc et al. 2007). Es ist unbekannt, ob es zur Gefährdung heimischer Arten kommen kann.</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Besitzt das Potenzial zur Übertragung von problematischen Planktonalgen (Rosa et al. 2013).</i>	<b>Unbekannt</b>
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	<b>Nein</b>
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>An mehreren Untersuchungsorten in der Nordsee gefunden (Sylt, Wilhelmshaven, Helgoland und Norderney (Lützen 1999, Krone et al. 2007, Buschbaum et al. 2012)).</i>	<b>Großräumig</b>
<b>Maßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (Erfolgsaussichten auch bei kleinen Beständen unbekannt), Vorsorgliche Maßnahmen (Verhinderung der Verschleppung durch Kontrolle von Lebendimporten von Austern, Reinigung von Schiffsrümpfen). Chemische Bekämpfung (nur Laborexperimente, Willis &amp; Woods 2011).</i>	<b>Vorhanden</b>
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Im Wattenmeer (Lackschewitz et al. 2015).</i>	<b>Ja</b>
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Die Reproduktion findet erst bei mehrere Tage anhaltenden Wassertemperaturen über 16 °C statt (Davis et al. 2007). Vermutlich mehrere Tausend Eier, Geschlechtsreife nach 6-10 Monaten, Lebenserwartung bis zu 3 Jahre (Clarke &amp; Therriault 2007).</i>	<b>Hoch</b>

<b>Ausbreitungspotenzial</b>	<b>Hoch</b>
<i>Anthropogene (als Aufwuchs an Schiffen, mit Aquakulturorganismen, Davis et al. 2007; durch relativ kurze Larvalphase ist Ausbreitung durch Ballastwasser unwahrscheinlich) und natürliche Fernausbreitung (Transport von Larven mit Meeresströmungen).</i>	
<b>Aktueller Ausbreitungsverlauf</b>	<b>Stabil</b>
<i>Seit mehr als 10 Jahren keine größeren Arealerweiterung (vgl. Davis et al. 2007).</i>	
<b>Monopolisierung von Ressourcen</b>	<b>Ja</b>
<i>Bestandsdichten über 1000 Ind./m<sup>2</sup> (Kanada, Clarke &amp; Therriault 2007).</i>	
<b>Förderung durch Klimawandel</b>	<b>Nein</b>
<i>Keine Förderung durch Klimawandel in Deutschland. Eine Ausbreitung nach Nordeuropa (Norwegen und nordwestliches Schweden) ist derzeit durch kalte Winterwassertemperaturen begrenzt; dies könnte sich bei steigenden Wassertemperaturen ändern (Davis et al. 2007).</i>	
<b><u>D) Ergänzende Angaben</u></b>	
<b>Negative ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Aquakultur, Schifffahrt, Wasserwirtschaft (Reinigung besiedelter Flächen, Rosa et al. 2013).</i>	
<b>Positive ökonomische Auswirkungen</b>	<b>Ja</b>
<i>Gastronomie (In Korea eine Delikatesse und wird nach Europa exportiert, Clarke &amp; Therriault 2007).</i>	
<b>Negative gesundheitliche Auswirkungen</b>	<b>Keine</b>
<b>Wissenslücken und Forschungsbedarf</b>	<b>Ja</b>
<i>Mögliche Auswirkungen auf heimische Arten und Lebensräume sind zu untersuchen.</i>	

**Anmerkung:** Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.

#### **Quellen**

- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean Coast. Manage.* 68: 89-101.
- Clarke, C.L. & Therriault, T. (2007): Biological synopsis of the invasive tunicate *S. clava* (Herdman, 1881). Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2807: 23 S.
- Davis M.H. & Davis, M.E. (2007): The distribution of *Styela clava* (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342: 182-184.
- Davis M.H., Lützen, J. & Davis, M.E. (2007): The spread of *Styela clava* Herdman, 1882 (Tunicata, Ascidiacea) in European waters. *Aquatic Invasions* 2: 378-390.
- 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.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- LeBlanc, A.R., Bourque, D., Landry, T., Davidson, J. & MacNair, N.G. (2007): The predation of zooplankton by the blue mussel (*Mytilus edulis*) and the clubbed tunicate (*Styela clava*). *Can. Techn. Rep. Fish. Aqu. Sci.* 2684: 18 S.
- Lützen, J. (1999): *Styela clava* Herdman (Urochordata, Ascidiacea) a successful immigrant to North West Europe: ecology, propagation and chronology of spread. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 52: 383-391.
- Millar, R.H. (1960): The identity of the Ascidiaceans *Styela manniculata* Carlisle and *S. calva* Herdman. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 39: 509-511.
- Minchin, D., Davis, M.H. & Davis, M.E. (2006): Spread of the Asian tunicate *Styela clava* Herdman, 1882 to the east and south-west coasts of Ireland. *Aquatic Invasions* 1: 91-96.
- Nunn, J.D. & Minchin, D. (2009): Further expansions of the Asian tunicate *Styela clava* Herdman 1882 in Ireland. *Aquatic Invasions* 4: 591-596.
- Reise, K. (1998): Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. *Senckenberg. marit.* 28: 167-175.
- Rosa, M., Holohan, B.A., Shumway, S. E., Bullard, S. G., Wikfors, G. H., Morton, S. & Getchis, T. (2013): Biofouling ascidians on aquaculture gear as potential vectors of harmful algal introductions. *Harmful Algae* 23: 1-7.
- Willis, K.J. & Woods, C.M. (2011): Managing invasive *Styela clava* populations: Inhibiting larval recruitment with medetomidine. *Aquatic Invasions* 6: 511-514.

#### **Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch, Wolfgang Rabitsch & Stefan Nehring  
2017-01-15

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertung

## *Didemnum vexillum* – Tropf-Seescheide

<b>Systematik und Nomenklatur:</b>	<b><i>Didemnum vexillum</i> Kott, 2002</b> <b>Tropf-Seescheide</b> Synonyme: <i>Didemnum vestum</i> Tunicata, Ascidiacea, Didemnidae
<b>Lebensraum:</b>	Meer, Brackwasser
<b>Status:</b>	Unbeständig
<b>Ursprüngliches Areal:</b>	Nordwestpazifik <i>Genetische Studien lassen vermuten, dass das Ursprungsgebiet im Nordwestpazifik liegt (Stefaniak et al. 2012).</i>
<b>Einführungsweise:</b>	Unabsichtlich
<b>Einfuhrvektoren:</b>	Biovektoren (Austern), Schiffsrumpf <i>Die Ersteinbringung nach Europa erfolgte wahrscheinlich mit Austern als Besatz für Aquakultur (CABI 2011). Ausbreitung innerhalb von Europa zudem als Schiffsaufwuchs (CABI 2011).</i>
<b>Ersteinbringung:</b>	Unbekannt <i>Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt.</i>
<b>Erstnachweis:</b>	2016 <i>Nahe des Hörnummer Hafens (Sylt) wurde in 2016 flächiger Bewuchs auf Steinen und Muschelaggregaten nachgewiesen (Lackschewitz, pers. Mitt.).</i>

### Einstufungsergebnis: Invasive Art - Aktionsliste

<u>A) Gefährdung der Biodiversität</u>	<u>Vergebene Wertstufe</u>
<b>Interspezifische Konkurrenz</b> <i>Rasche und großflächige Überwucherung von Hartsubstraten und Verdrängung von heimischen Hartbodenbewohnern (USA, Daley &amp; Scavia 2008). Wächst auch auf Tieren und Seegras mit unbekanntem Auswirkungen (Valentine et al. 2007, Carman &amp; Grunden 2010, Dijkstra &amp; Nolan 2011).</i>	Ja
<b>Prädation und Herbivorie</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Hybridisierung</b> <i>Zum gegenwärtigen Zeitpunkt keine Gefährdung heimischer Arten bekannt.</i>	Nein
<b>Krankheits- und Organismenübertragung</b> <i>Besitzt das Potenzial zur Übertragung von problematischen Planktonalgen (Rosa et al. 2013).</i>	Unbekannt
<b>Negative ökosystemare Auswirkungen</b> <i>Bei ausgedehnten Didemnum-Matten könnten die Nahrungsbeziehungen zwischen bodenlebenden Wirbellosen und Fischen unterbrochen werden (USA, Valentine et al. 2007).</i>	Unbekannt
<b><u>B) Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Aktuelle Verbreitung</b> <i>In Deutschland bislang nur bei Sylt nachgewiesen (Lackschewitz, pers. Mitt.). In angrenzenden Gebieten Erstfunde 1991 in den Niederlanden (Gittenberger 2010), 1998 in Frankreich, 2005 in Irland und 2008 in Großbritannien (Griffith et al 2009, Minchin 2007).</i>	Kleinräumig
<b>Sofortmaßnahmen</b> <i>Mechanische Bekämpfung (nur bei sehr kleinem Bestand aussichtsreich, Coutts &amp; Forrest 2007; Austernkulturgestelle können durch längere Lagerung an Land vom Bewuchs befreit werden, Beveridge et al. 2011), Verhinderung absichtlicher Ausbringung, Sonstiges (Antifoulinganstrich zur Prävention weiterer Ausbreitung, Kontrolle von Lebendimporten von z.B. Austern).</i>	Vorhanden
<b><u>C) Biologisch-ökologische Zusatzkriterien</u></b>	
<b>Vorkommen in natürlichen, naturnahen und sonstigen naturschutzfachlich wertvollen Lebensräumen</b> <i>Marine Lebensräume (Lambert 2009).</i>	Ja
<b>Reproduktionspotenzial</b> <i>Asexuelle Fortpflanzung durch Fragmentierung von Kolonien (Daley &amp; Scavia 2008).</i>	Hoch
<b>Ausbreitungspotenzial</b>	Hoch

*Anthropogene (als Aufwuchs an Schiffen oder mit Aquakulturgeräten bzw. -organismen, Lambert 2009, Pannell & Coutts 2007; durch relativ kurze Larvalphase ist Ausbreitung durch Ballastwasser unwahrscheinlich) und natürliche Fernausbreitung (Transport von Larven mit Meeresströmungen).*

**Aktueller Ausbreitungsverlauf**

**Stabil**

*In Europa seit 1991 leicht zunehmende Nachweise (Lambert 2009).*

**Monopolisierung von Ressourcen**

**Unbekannt**

*Bei großen Kolonien nicht auszuschließen.*

**Förderung durch Klimawandel**

**Unbekannt**

*Mögliche Auswirkungen des Klimawandels sind nicht untersucht.*

**D) Ergänzende Angaben**

**Negative ökonomische Auswirkungen**

**Ja**

*Aquakultur, Bauwerke (Gittenberger 2010; in Großbritannien wurde der mögliche Schaden für Muschelfarmen auf umgerechnet 1,5-7,7 Millionen Euro in 10 Jahren geschätzt, NN 2010).*

**Positive ökonomische Auswirkungen**

**Keine**

**Negative gesundheitliche Auswirkungen**

**Keine**

**Wissenslücken und Forschungsbedarf**

**Keine**

**Anmerkung:** *Bewertungsmethode nach BfN-Skripten 401.*

**Quellen**

- Beveridge, C., Cook, E.J., Brunner, L., MacLeod, A., Black, K. Brown, C. & Manson, F.J. (2011): Initial response to the invasive carpet sea squirt, *Didemnum vexillum*, in Scotland. SNH Commissioned Report 413: 24 S.
- CABI (2011): Invasive Species Compendium – Datasheet *Didemnum vexillum*.  
<http://www.cabi.org/isc/datasheetreport?dsid=107996>
- Carman, M.R. & Grunden, D.W. (2010): First occurrence of the invasive tunicate *Didemnum vexillum* in eelgrass habitat. *Aquatic Invasions* 5: 23-29.
- Coutts, A.D.M. & Forrest, B.M. (2007): Development and application of tools for incursion response: lessons learned from the management of the fouling pest *Didemnum vexillum*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342:154-162.
- Daley, B.A. & Scavia, D. (2008): An integrated assessment of the continued spread and potential impacts of the colonial ascidian, *Didemnum* sp. A, in U.S. waters. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 78: 61 S.
- Dijkstra, J.A. & Nolan, R. (2011): Potential of the invasive colonial ascidian, *Didemnum vexillum*, to limit escape response of the sea scallop, *Placopecten magellanicus*. *Aquatic Invasions* 6: 451-456.
- Gittenberger, A. (2010): Risk analysis of the colonial sea-squirt *Didemnum vexillum* Kott, 2002 in the Dutch Wadden Sea, a UNESCO World Heritage Site. GiMaRIS Report 2010.08: 32 S.
- Griffith, K., Mowat, S., Holt, R.H.F., Ramsay, K., Bishop, J.D.D., Lambert, G. & Jenkins, S.R. (2009): First records in Great Britain of the invasive colonial ascidian *Didemnum vexillum* Kott, 2002. *Aquatic Invasions* 4: 581-590.
- Lambert, G. (2009): Adventures of a sea squirt sleuth: unravelling the identity of *Didemnum vexillum*, a global ascidian invader. *Aquatic Invasions* 4: 5-28.
- Minchin, D. (2007): Rapid coastal survey for targeted alien species associated with floating pontoons in Ireland. *Aquatic Invasions* 2: 63-70.
- NN (2010): Mussel beds fear as killer sea squirt found in Devon estuary. *Western Morning News*, Dec. 31, 2010.  
<http://www.accessmylibrary.com/article-1G1-245880881/mussel-beds-fear-killer.html>
- Pannell, A. & Coutts, A.D.M. (2007): Treatment methods used to manage *Didemnum vexillum* in New Zealand. NZ Marine Farming Association Inc., Blenheim: 29 S.
- Rosa, M., Holohan, B.A., Shumway, S.E., Bullard, S.G., Wikfors, G.H., Morton, S. & Getchis, T. (2013): Biofouling ascidians on aquaculture gear as potential vectors of harmful algal introductions. *Harmful Algae* 23: 1-7.
- Stefaniak, L., Zhang, H., Gittenberger, A., Smith, K., Holstinger, K., Lin, S. & Whitlatch, R.B. (2012): Determining the native region of the putatively invasive ascidian *Didemnum vexillum* Kott, 2002. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 422-423: 64-71.
- Valentine, P.C., Collie, J.S., Reid, R.N., Asch, R.G., Guida, V.G., Blackwood, D.S. (2007): The occurrence of the colonial ascidian *Didemnum* sp. on Georges Bank gravel habitat - Ecological observations and potential effects on groundfish and scallop fisheries. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 342: 179-181.

**Bearbeitung und Prüfung**

Stephan Gollasch & Stefan Nehring  
2013-01-15, aktualisiert 2017-01-15

## Anhang 1: Artenliste der aquatischen Archäomyceten (Pilze), Archäophyten (Niedere Pflanzen) und Archäozoen (Wirbellose Tiere) in Deutschland

Stefan Nehring<sup>1</sup> & Wolfgang Rabitsch<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Bundesamt für Naturschutz, Bonn

<sup>2</sup> Umweltbundesamt, Wien

### 1 EINLEITUNG

Seitdem Menschen neue Gebiete besiedeln und Handel betreiben, überwinden auch Pflanzen, Pilze und Tiere direkt oder indirekt biogeographische Grenzen. Das Jahr 1492 wird dabei als symbolischer Zeitpunkt (Entdeckung Amerikas durch Kolumbus: Historischer Beginn der Neuzeit) gesehen und markiert den Beginn eines umfangreichen interkontinentalen Austauschs von Arten, den sogenannten Neobiota (Crosby 1986, Mann 2013, siehe auch Anhang 2 in diesem Band). Vor dem Jahr 1492 eingeführte oder eingeschleppte und seitdem dauerhaft etablierte Arten werden als Archäobiota bezeichnet (Geiter et al. 2002, BfN 2005, Kowarik 2010). Traditionsgemäß werden diese alteingebürgerten Arten im Naturschutz den heimischen Arten gleichgestellt.

Arten die in historischer Zeit, d.h. bis vor der letzten Kaltzeit vor rund 12.500 Jahren (Jungpleistozän), Bestandteile der Fauna und Flora Deutschlands waren, aber bereits in dieser historischen Zeit ausgestorben sind, und danach vom Menschen absichtlich oder unabsichtlich in dieses Gebiet gebracht wurden, sind je nach Einbringungs- und ggfs. Etablierungszeitpunkt als Archäo- oder Neobiota zu werten. Dazu zählt zum Beispiel die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*), die aus dem Miozän für Europa fossil belegt ist, deren rezente Vorkommen aber auf Einschleppungen mit der Binnenschifffahrt im 19. Jh. zurückzuführen sind (Thienemann 1950).

Im Vergleich zu den in Deutschland nicht natürlicherweise vorkommenden Gefäßpflanzen, von denen rund 250 Arten, die ausschließlich terrestrisch vorkommen, als Archäophyta klassifiziert sind, sind bei allen anderen taxonomischen Großgruppen nur wenige Archäobiota bekannt (BfN 2016). Das gilt insbesondere für die aquatischen Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere, bei denen nur die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*) als Archäozoon angesprochen werden kann (Abb. 1, siehe Kap. 2).



Abb. 1: Die aus Nordamerika stammende Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*) wurde wahrscheinlich schon durch die Wikinger in Nordeuropa eingebracht. (© S. Nehring)

Der Unterschied in der Anzahl speziell zu den Gefäßpflanzen beruht vor allem auf drei Besonderheiten:

- Die archäophytischen Gefäßpflanzen stammen größtenteils aus dem vorder- oder zentralasiatischen Raum und umfassen besonders die Kulturfolger aus der Zeit der Neolithischen Revolution (8000 v. Chr. bis 2000 v. Chr.). Vor 5.000 Jahren holten sich die Menschen der Frühsteinzeit nicht nur die bekannten Kulturpflanzen ins Land, vom Getreide bis zu den Obstbäumen, sondern unbeabsichtigt auch eine große Zahl vergesellschafteter Pflanzenarten, die sogenannten Ackerunkräuter, die den Großteil der Archäophyta in Deutschland bilden. Ein Interesse des Menschen hinsichtlich einer absichtlichen Einbringung aquatischer Arten war damals noch nicht sehr stark ausgeprägt. Unter den Wirbeltieren ist nur der Karpfen (*Cyprinus carpio*) zu nennen, dessen Kultivierung in Mitteleuropa im 8. Jh. begann (Füllner et al. 2005) und sich durch schon damals vielfachen Besatz früh etablieren konnte (Nehring et al. 2015). Für die unabsichtliche Einbringung aquatischer Arten waren vor 1492 die Möglichkeiten äußerst begrenzt. Der interkontinentale Seehandel war unbedeutend und stark genutzte Schifffahrtskanäle waren noch nicht vorhanden. Erst in den letzten rund 150 Jahren hat sich die absichtliche und unabsichtliche Einbringung aquatischer Arten in unsere Gewässer deutlich erhöht (siehe Teil I, Nehring et al. 2013, 2015).
- Zum Zweiten liegt dieser Unterschied auch auf der hohen natürlichen Mobilität speziell von marinen Arten begründet. So ist bei etlichen in Küstengewässern lebenden Arten heute nicht mehr zu entscheiden, ob sie schon vor 1492 direkt oder indirekt durch den Menschen oder durch natürliche Arealerweiterungen in das Gebiet gelangt sind. Teilweise könnten auch beide Ereignisse parallel zum Tragen gekommen sein. Im Rahmen der vorliegenden Bearbeitung konnten diesbezüglich 32 Arten identifiziert werden, die entsprechend in Teil I und Anhang 2 als kryptogen beurteilt sind. Dazu zählt z.B. die Schiffsbohrmuschel (*Teredo navalis*). Nach Schütz (1961) liegt das Ursprungsgebiet in den Mündungsgebieten der mittel- und nordeuropäischen Flüsse, nach Wolff (2005) ist die Schiffsbohrmuschel ein Kosmopolit mit unbekannter Herkunft, da bereits in frühen Jahren mit der Seefahrt verschleppt. Auch Borges et al. (2014) können dies nicht abschließend klären und bezeichnen die Art als kryptogen. Der Erstfund für die Nordsee (Cuxhaven) ist aus 1791 belegt (Woltmann 1791 zit. in Kühl 1972). In den Niederlanden wird die Art seit 1731 gefunden (Sellius 1733).
- Zum Dritten sind die wissenschaftlichen Erkenntnisse zum historischen Vorkommen aquatischer Arten, speziell bei den hier behandelten taxonomischen Gruppen, im Vergleich zu den Gefäßpflanzen und Wirbeltieren deutlich schlechter. Neben den relativ geringen Nutzungsmöglichkeiten der Arten waren vor allem auch lange Zeit sicherlich ein eingeschränktes wissenschaftliches Interesse sowie technische Schwierigkeiten zur Probengewinnung dafür ausschlaggebend.

In Kapitel 2 „Artenliste der aquatischen Archäobiota“ sind für die einzige archäobiotische Art aus den drei bearbeiteten Gruppen in einer Tabelle die zusammenfassenden Angaben aus den im BfN vorliegenden „Allgemeinen Angaben“ (siehe auch Teil I in diesem Band) aufgeführt. Für die Art gibt es zusätzlich eine spezifische Anmerkung, in der schwerpunktmäßig in kurzer Form der aktuelle Wissensstand zur Einbringung und zum Vorkommen in Deutschland dargelegt wird. Alle zitierten Arbeiten werden im Kapitel 3 „Quellen“ bibliographisch aufgeführt.



### 3 QUELLEN

- BfN, Bundesamt für Naturschutz (2005): Gebietsfremde Arten – Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 128: 30 S.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (2016): <http://neobiota.bfn.de/23241.html>
- Borges, L.M.S., Merckelbach, L.M., Sampaio, I. & Cragg, S.M. (2014): Diversity, environmental requirements, and biogeography of bivalve wood-borers (Teredinidae) in European coastal waters. *Front. Zool.* 11: 13 S.
- Crosby, A.W. (1986) *Ecological Imperialism: The Biological Expansion of Europe, 900-1900*. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 390 S.
- Cross, M.E., Bradley, C.R., Cross, T.F., Culloty, S., Lynch, S., McGinnity, P., O’Riordan, R.M., Vartia, S. & Prodohl, P.A. (2016): Genetic evidence supports recolonisation by *Mya arenaria* (L.) of Western Europe from North America. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 549: 99-112.
- Füllner, G., Pfeiffer, M. & Zarske, A. (2005): *Atlas der Fische Sachsens. Geschichte, Verbreitung, Gefährdung, Schutz*. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden: 351 S.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. Umweltbundesamt, Texte 25/02: 173 S., Anhänge.
- Havinga, B. (1929): Krebse und Weichtiere. In: Lübbert, H. & Ehrenbaum, E. (Hrsg.), *Handbuch der Seefischerei Nordeuropas, Band III, Heft 2*. Schweizerbart’sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 147 S.
- Hessland, I. (1945): On the quaternary *Mya* Period in Europe. *Ark. Zool. (Stockholm)*, 37 A (8): 1-51, Taf. 1.
- Kowarik, I. (2010): *Biologische Invasionen - Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa, 2. Aufl.* Stuttgart, Ulmer: 492 S.
- Kühl, H. (1950): Studien über die Sandklaffmuschel *Mya arenaria*. *Arch. Fischereiwiss.* 2: 25-39.
- Kühl, H. (1972): Hydrography and biology of the Elbe estuary. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 10: 225-309.
- Mann, C.C. (2013): *Kolumbus' Erbe: Wie Menschen, Tiere, Pflanzen die Ozeane überquerten und die Welt von heute schufen*. Rowohlt, Hamburg: 816 S.
- Nehring, S., Kowarik, I., Rabitsch, W. & Essl, F. (Hrsg.) (2013): *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Gefäßpflanzen*. BfN-Skripten 352: 202 S.
- Nehring, S., Rabitsch, W., Kowarik, I. & Essl, F. (Hrsg.) (2015): *Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde Wirbeltiere*. BfN-Skripten 409: 222 S.
- Petersen, K.S., Rasmussen, K.L., Heinemeier, J. & Rud, N. (1992): Clams before Columbus? *Nature* 359: 679.
- Schütz, L. (1961): Verbreitung und Verbreitungsmöglichkeiten der Bohrmuschel *Teredo navalis* L. und ihr Vordringen in den NO-Kanal bei Kiel. *Kieler Meeresforschung* 17: 228-236.
- Sellius, G. (1733): *Historia naturalis teredinis seu xylophagi marini tubulo conchoidis speciatim Belgici*. Trajecti ad Rehenum, xxxiv+356 S.
- Strauch, F. (1972): Phylogenese, Adaption und Migration einiger nordischer mariner Molluskengenera (*Neptunea*, *Panomya*, *Cyrtadaria* und *Mya*). *Abh. senckenberg. naturforsch. Ges.* 531: 1-211, 11 Taf.
- Thienemann, A. (1950): *Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas*. Schweizerbart’sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 809 S.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine in The Netherlands. *Zool. Meded.* 79: 1-116.

# Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere

## Anhang 2: Artenliste der aquatischen Neomyceten (Pilze), Neophyten (Niedere Pflanzen) und Neozoen (Wirbellose Tiere) in Deutschland

Wolfgang Rabitsch <sup>1</sup>, Stephan Gollasch <sup>2</sup>, Maike Isermann <sup>3</sup> & Stefan Nehring <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Umweltbundesamt, Wien

<sup>2</sup> GoConsult, Hamburg

<sup>3</sup> Universität Bremen, Bremen

<sup>4</sup> Bundesamt für Naturschutz, Bonn

### 1 EINLEITUNG

Der vorliegende Anhang enthält eine Übersicht aller vom Menschen seit 1492 absichtlich oder unabsichtlich in Deutschland freigesetzten gebietsfremden aquatischen Pilze, Niederen Pflanzen und Wirbellosen Tiere. Zusätzlich werden auch die Arten aufgeführt, deren Herkunft fachlich nicht sicher als gebietsfremd oder heimisch beurteilt werden konnte und daher als kryptogen gelten. Desweiteren sind auch einzelne Arten enthalten, die in der Literatur als gebietsfremde Arten für Deutschland geführt werden, jedoch nach aktuellem Wissenstand bisher nicht in der freien Natur aufgetreten sind oder die sich bei der Überprüfung als heimische Arten herausgestellt haben. Die zwei anderen aquatischen Gruppen (Höhere Pflanzen und Wirbeltiere) wurden bereits bei Nehring et al. (2013, 2015b) behandelt.

Grundlage der Bearbeitung der Pilze und Niederen Pflanzen waren verschiedene Datenbanken, u.a. DAISIE ([www.europe-aliens.org](http://www.europe-aliens.org)); die Nomenklatur der Algen richtet sich nach der Datenbank Algaebase ([www.algaebase.org](http://www.algaebase.org); Guiry & Guiry 2015), die insbesondere auch weiterführende Quellen lieferte. Die Nomenklatur der Moose richtet sich nach Tropicos ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org); Missouri Botanical Garden); wesentliche Informationen über die Vorkommen in Deutschland wurden Meinunger & Schröder (2007) entnommen.

Grundlage der Bearbeitung der limnischen Wirbellosen war die Artenliste von Geiter et al. (2002), die durch kritische Prüfung der Primärliteratur sowie durch Recherchen nach neueren Literaturangaben aktualisiert wurde. Als Grundlage für der Bearbeitung der marinen Wirbellosen dienten verschiedene Publikationen, insbesondere die Übersichtsarbeiten von Nehring & Leuchs (1999), Gollasch & Nehring (2006), Gollasch et al. (2009) und Lackschewitz et al. (2015). Diese wurden durch Kontakte in Gremienarbeit und zu KollegInnen sowie einer umfangreichen Literatur- und Datenbankrecherche (z.B. DAISIE, NOBANIS, AquaNIS) aktualisiert und komplettiert.

Die folgende Übersicht ist in die Gruppen (Kapitel 2) Neomyceten (Pilze und Flechten), (Kapitel 3) Neophyten (Niedere Pflanzen inklusive Spezialfall Cyanobakteria) sowie (Kapitel 4) Neozoen (Wirbellose Tiere) gegliedert. Die drei Gruppen werden jeweils nach pragmatischen Gesichtspunkten aufgegliedert, die verwendeten taxonomischen Gruppen entsprechen nicht immer systematischen Gesichtspunkten. Für jede dieser Gruppen wurde eine Tabelle erstellt, die die zusammenfassenden Angaben aus den im BfN für jede Art vorliegenden „Allgemeinen Angaben“ (siehe auch Teil I in diesem Band) enthält. Zusätzlich wird ggfs. das Ergebnis aus der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung (Teil III) angegeben. Für jede aufgeführte Art gibt es eine spezifische Anmerkung, in der schwerpunktmäßig in kurzer Form der aktuelle Wissensstand zum Erstnachweis (bzw. zur ersten Freisetzung) sowie zur aktuellen Verbreitung in Deutschland dargelegt wird. Die zitierte Literatur wird in Kapitel 5 „Quellen“, getrennt für die drei Gruppen, aufgeführt.





<i>Codium fragile</i> ssp. <i>fragile</i>	Grüne Gabelalge	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1930	x
<i>Colpomenia peregrina</i>	Austermdieb	x													–	
<i>Compsopogon caeruleus</i>	-		x	x											1963-1966	
<i>Corethron pennatum</i>	-	x			x										1990	
<i>Coscinodiscus wailesii</i>	Wailes-Kieselalge	x	x	x											1977-1978	x
<i>Dasya ballouuviana</i>	-	x	x	x											1960er	
<i>Desmarestia viridis</i>	-	x		x												
<i>Devaleraea ramentacea</i>	-	x	x	x											1975	
<i>Dictyota dichotoma</i>	Gemeine Gabelzunge	x		x												
<i>Encyonema triangulatum</i>	-		x	x											2006	
<i>Fibrocapsa japonica</i>	Japanischer Flagellat	x		x											1992	x
<i>Fucus evanescens</i>	Klauentang	x	x	x											1990	x
<i>Gomphosphenia oahuensis</i>	-			x												
<i>Gracilaria gracilis</i>	-	x													–	
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	Besentang	x	x	x											2002	x
<i>Gymnodinium aureolum</i>	-	x		x											1968	
<i>Gymnodinium catenatum</i>	-	x													–	
<i>Gymnodinium nolleri</i>	-	x		x											–	
<i>Halurus flosculosus</i>	-	x													–	
<i>Heterostigma akashiwo</i>	-	x		x											1993	
<i>Himantothalia elongata</i>	Riementang	x													–	
<i>Karenia mikimotoi</i>	-	x		x											1968	
<i>Karlodinium veneticum</i>	-	x	x	x												
<i>Lennoxia faveolata</i>	-	x		x											2009	
<i>Lepidodinium chlorophorum</i>	-	x		x											1990	
<i>Mastocarpus stellatus</i>	Kraussterntang	x		x												
<i>Mediopyxis helysta</i>	-	x		x											2003	
<i>Neosiphonia harveyi</i>	-	x		x											1972	
<i>Pleurosigma simonsenii</i>	-	x													–	
<i>Proboscia indica</i>	-	x	x	x											1966-1971	
<i>Prorocentrum minimum</i>	-	x	x	x												
<i>Prorocentrum triestinum</i>	Schmale Zweigelfalge	x		x											1980-1992	x



<i>Riccia rhenana</i>	Rheinisches Sternlebermoos	x	x	x		
<i>Ricciocarpos natans</i>	Schwimmlebermoos	x				-
<i>Taxiphyllum barbieri</i>	Java-Moos		x			-

## Spezifische Anmerkungen

### Cyanobacteria (Blaualgen)

*Nodularia spumigena* (Cyanobacteria, Nostocaceae): Das ursprüngliche Areal ist zu klären, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln. Vorkommen sind aus Europa (Lakowitz 1929), Neuseeland und Australien (Sivonen et al. 1989), Südost- und Südwestasien, dem Südatlantik und Nordamerika bekannt (Guiry & Guiry 2015). 1821 vor Nordey und 1839 vor Wangerooe (Nordin 1974) festgestellt. Verursachte im August 1990 in einem Brackwasser-Badesee in Wilhelms-haven den Tod von zwei Hunden (Nehring 1993). Nachweise in der gesamten Ostsee, von der Beltsee bis zur finnischen Küste (Lakowitz 1929, Sivonen et al. 1989). Die Art produziert ein Peptid (Nodularin), das bei Aufnahme u.a. tödlich für Rinder, Pferde, Schafe, Hunde, Schweine, Mäuse, Hühner, Puten und evtl. auch für andere Vögel und Fische sein kann (Hallegraeff 1992, 2003, Nehring 1993, Guiry & Guiry 2015).

### Algen

*Achnanthydium rivulare* (Ochrophyta, Bacillariophyceae): Kryptogene Art. Nach IKSR (2015) im Oberrhein nachgewiesen. Die Typus-Population stammt aus Nordamerika. Die Art zeigt dort aber morphologische Besonderheiten, die bei europäischen Nachweisen fehlen. Möglicherweise liegt eine Verwechslung mit nah- verwandten Arten vor (Hofmann et al. 2011). Das ursprüngliche Areal ist zu klären, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln.

*Achnanthydium subhudsonis* (Ochrophyta, Bacillariophyceae): Kryptogene Art. Nach Hofmann et al. (2011) in Bächen und Flüssen Bayerns und Baden- Württembergs nachgewiesen. Genauere Angaben fehlen bisher. Ob dieses in den Tropen weit verbreitete Taxon in Mitteleuropa eingeschleppt wurde oder bis- lang übersehen worden ist, ist unklar. Das ursprüngliche Areal ist zu klären, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln.

*Acrochaetium catenulatum* (Rhodophyta, Acrochaetiaceae): Erstnachweis der pazifischen Art im Oosterschelde-Ästuar (Ouwerkerk, Niederlande) evtl. zusammen mit *A. densum* am 07.12.1967 (Stegenga & Vroman 1976, vgl. Wolff 2005), ein weiterer Nachweis in Norwegen (Gollasch et al. 2009). Die Art gilt in den Nieder- landen als etabliert, so dass ein Vorkommen in der Nordsee Deutschlands wahrscheinlich ist. Es liegt bislang aber kein Nachweis aus deutschen Gewässern vor.

*Aglaothamnion halliae* (Rhodophyta, Callithamniaceae): Die von der nord- und südamerikanischen Atlantikküste stammende Art wurde am 21.07.1960 erstmals in der Nordsee vor Helgoland (irrtümlich als *Callithamnion byssoides*) gemeldet, wo ein evtl. ständiges, aber nicht häufiges Vorkommen besteht (Kornmann & Sahling 1983). Nach Lackschewitz et al. (2015) ist die Identität dieser Funde unklar, aus der dt. Ostsee sind keine Vorkommen bekannt (Guiry & Guiry 2015), jedoch kommt *A. halliae* im Kattegat und der Beltsee vor (Dänemark, Schweden; Lackschewitz et al. 2009).

*Alexandrium minutum* (Dinophyta, Goniodomataceae): Erstnachweis einiger lebender Dauerstadien im April 1993 in der Kieler Bucht (Nehring 1994). In der Nord- see 1992 in den Niederlanden (Nehring 1998a) und 1996 im Skagerrak, Schweden (Gollasch et al. 2007). Insgesamt in der Nordsee weit verbreitet, in der Deut- schen Bucht jedoch selten (Hoppenrath et al. 2009). In der Ostsee liegt nur ein Nachweis aus der Kieler Bucht vor (Nehring 1997). Kann Paralytische Muschel- vergiftung (PSP) hervorrufen (Hallegraeff 1993, Hoppenrath et al. 2009). Möglicherweise wurden Muschelvergiftungen um 1890 in Wilhelmshaven durch *Alexand- rium*-Arten bedingt (Elbrächter 1994). Subletale Auswirkungen durch Schädigung der inneren Organe bei *Littorina littorea* (Frankreich; Neves et al. 2015). Auch

die Monopolisierung von Ressourcen ist bekannt (Algenblüten mit bis zu 25 Mio. bzw. 480 Mio. Zellen/L; Taiwan, Australien, Faust & Gullledge 2002). *Alexandrium tamarense* (Dinophyta, Goniomataceae): Das ursprüngliche Areal ist nicht bekannt (Wolff 2005, Gollasch et al. 2009). Erstmals wurde weniger Individuen zwischen 1972 und 1974 im Wattenmeer bei List, Sylt (Drebes & Elbrächter 1976). 1989 in den Niederlanden (Peperzak 1994), 1991 vor Terschelling (Niederlande; Peperzak et al. 1996). Erstmals in der Ostsee 1980 im Kattegat und der Beltsee (Schweden; Olenin et al. 2007). Potenziell Paralytische Muschelvergiftung (PSP) hervorrufend (Hallegraeff 1993, Elbrächter 1994, Hoppenrath et al. 2009). Westeuropäische Populationen sind im Allgemeinen nicht toxisch, im Unterschied zu jenen in Schottland (Hoppenrath et al. 2009) und Norwegen (Hopkins 2002). Möglicherweise wurden Muschelvergiftungen um 1890 in Wilhelmshaven durch *Alexandrium*-Arten bedingt (Elbrächter 1994). Wurde in geringen Abundanzen nur vor Sylt nachgewiesen (Drebes & Elbrächter 1976), kommt jedoch in allen Ozeanen mit Ausnahme der Antarktis vor (Hoppenrath et al. 2009), in den Niederlanden etabliert (Wolff 2005). In der dt. Ostsee fehlend; jedoch im Öresund (Pankow 1990). Algenblüten mit bis zu 10 Mio. Zellen/L dominierten Planktongemeinschaften in Kaltwasserregionen (Farøer, Faust & Gullledge 2002).

*Anthamionella spirographidis*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Anthamionella ternifolia*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Bonnemaisonia hamifera* (Rhodophyta, Bonnemaisoniaceae): Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt, liegt aber vermutlich gegen Ende des 19. Jh. (1893 Erstmals in Europa, Isle of Wight; Guiry & Guiry 2015). Wahrscheinlich mit Austern aus Japan eingebracht (Hopkins 2002). Das Ablassen von Beifang hat evtl. die Einbringung bei Helgoland bedingt (Wallentinus 2002). Erstmals des Sporophyten *Trailiella intricata* 1944 durch Koch (1949), des Gametophyten am 06.06.1962; 1968 und 1969 massenhaft vor Helgoland (Kornmann & Sahling 1962, 1977). Erstmals der *Trailiella*-Phase 1890 und *Bonnemaisonia*-Phase 1893 im Ärmelkanal bei Falmouth (Cornwall) und Studland (Dorset) (Farnham 1980). Seit 1902 im Kattegat und in der Beltsee (Schories & Selig 2006), in der Flensburger Förde bei Helts Banke am 30.09.1989 nachgewiesen (Dänemark, Sund Laursen 1991), wahrscheinlich aber nicht in der dt. Ostsee vorkommend (Schories et al. 2009). In der dt. Nordsee selten (Schories et al. 2013). Im ost- und nordfriesischen Wattenmeer und vor Helgoland (Schories et al. 2009), jedoch nur die *Trailiella*-Phase (Kornmann & Sahling 1985); im Großen Belt und dem Smålandfahrwasser Dänemarks nachgewiesen (Thomsen et al. 2007). Allelopathischer Effekt verhindert Ansiedlung heimischer Algen an ihren Vorkommensstandorten (Potin 2012). Um Helgoland nach relativ milden Herbst- und Winterbedingungen massenhaft nachgewiesen (Kornmann & Sahling 1977, Kuhlenskamp et al. 2009).

*Callithamnion tetragonum* (Rhodophyta, Callithamniaceae): Die Herkunft der kryptogenen Art ist unklar: gebietsfremd (Schories et al. 2009) (evtl. aus dem nördlichen oder südlichen Mittelmeer?) oder heimisch, jedoch sehr selten (Lackschewitz et al. 2015). In den Niederlanden als heimisch eingestuft (Stegenga 2005). Driftnachweis 1871 an der ostfriesischen Küste (Kolbe 2006) und am 31.01.1898 auf Helgoland (Kuckuck 1955). Erstmals 2007 vor Helgoland (Bartsch & Kuhlenskamp 2009). Kommt nur selten in der dt. Nordsee vor, Nachweise aus dem ostfriesischen Wattenmeer und vor Helgoland (Schories et al. 2009); in der Ostsee im Öresund und Großen Belt (Pankow 1990). Das Wiederauftreten dieser wärmtoleranten Art vor Helgoland stellt möglicherweise eine nördliche Arealerweiterung dar (Colijn & Fanger 2011).

*Capartogramma crucicula* (Ochrophyta, Bacillariophyceae): Kryptogene Art. Nach Hofmann (pers. Mitt.) in deutschen Gewässern nachgewiesen. In Frankreich vielfach gefunden (Coste & Ector 2000). Ob dieses in Nordamerika vorkommende Taxon in Mitteleuropa eingeschleppt wurde oder bislang übersehen worden ist, ist unklar. Das ursprüngliche Areal ist zu klären, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln.

*Ceramium cimblicum* (Rhodophyta, Ceramiaceae): Die genaue Herkunft der gebietsfremden Art ist unbekannt; sie wird für Nordwesteuropa als gebietsfremd ein-

gestuft (Gittenberger et al. 2010, Stegenga 2011). Aufgrund genetischer Analysen stammt sie vermutlich aus dem Pazifik (Skage et al. 2005). Der Erstnachweis in der dt. Nordsee erfolgte an Bootsstegen im Hafen von Hörnum, Sylt im Sommer 2010 (Lackschewitz et al. 2011). In der deutschen Ostsee fehlend. Vorkommen im Oslofjord und Jøssingfjord, Norwegen sowie bei Hirsholmen im Kattegat, Dänemark (Skage et al. 2005). Im Wattenmeer der Niederlande 2009 vor Texel (Gittenberger et al. 2010).

*Chara connivens* (Charophyta, Characeae): Die Herkunft der kryptogenen Art ist nicht sicher geklärt; sie wird teilweise als heimisch (Schubert & Blindow 2003) oder gebietsfremd (Luther 1979) angesehen. Wahrscheinlich wurde sie mit trockenem oder halb-trockenem Ballastmaterial, insbesondere Sand, Mitte des 19. Jh. in die Ostsee eingebracht (Wallentinus 2002). Der Erstnachweis erfolgte im Juni 1858 bei Schleswig (Schlei, Große Breite und Luisengrund) (Luther 1979). Nach Lackschewitz et al. (2015) in der deutschen Ostsee vorübergehend etabliert, aktuell ausgestorben. 2007 Nachweis in einem See bei Neermoor in Ostfriesland (Becker 2008), die Beständigkeit der Vorkommen in Binnengewässern ist unbekannt.

*Chattonella* sp.: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Codium fragile* ssp. *fragile*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Colpomenia peregrina* (Ochrophyta, Scytosiphonaceae): Die aus dem Nordostpazifik und Nordwestatlantik stammende Art wurde vermutlich zu Beginn des 20. Jh. mit Austernkulturen von der Atlantikküste Nordamerikas in den Ärmelkanal vor Nordfrankreich und Südeuropa eingebracht (Cotton 1908). Da sie sich in der Folge bis nach Dänemark und Norwegen ausgebreitet hat (z.B. Lund 1949, Braarud 1950, Nielsen et al. 1995, Olenin et al. 2007), kommt sie wahrscheinlich auch in der Nordsee Deutschlands vor, jedoch sind bislang keine konkreten Nachweise erfolgt. Frühere Angaben für Deutschland (z.B. Lackschewitz et al. 2009) erfolgten irrtümlich.

*Compsopogon caeruleus* (Rhodophyta, Compsopogonaceae): Diese Art wurde absichtlich im Gartenbau eingeführt (Nehring 2014), gelangte aber auch unabhängig mit der Einfuhr von Aquarienfischen ins Gebiet, was ein Vorkommen zusammen mit Guppys anzeigt (Kempkes et al. 2009). Erstmals Bericht über Vorkommen „in neuerer Zeit“ in Aquarien in Deutschland durch Müller (1960); im Winter 1962/63 in einem Warmwasseraquarium (22°C) (Heynig 1971). Der Erstnachweis in der freien Natur erfolgte „einige Jahre“ vor 1966 in der Erft, einem Nebenfluss des Niederrheins (Friedrich 1966). Die Art kommt nur in wenigen Gebieten vor, so liegt ein Nachweis aus dem Main-Abschnitt bei Großkrotzenburg in der Zeit zwischen Mai und September 2007 vor (Täuscher 2012). Besiedelt natürliche und naturnahe Binnengewässer, jedoch insbesondere durch industrielle Nutzung erwärmte Gewässer (Friedrich 1966, Gutowski & Foerster 2007).

*Corethron pennatum* (Ochrophyta, Corethraceae): Der Status wird als Unbekannt bewertet: Der Nachweis am 07.03.1990 in der dt. Nordsee (Drebes 1991) war nach Hoppenrath et al. (2009) evtl. eine Fehlbestimmung. Die Art soll jedoch im Kattegat, der Beltsee und im Arkona-Becken der Ostsee vorkommen (Hällfors 2004).

*Coscinodiscus wailesii*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Dasya baillouviana* (Rhodophyta, Dasyaceae): Zwischen 1960 und 1969 in der dt. Nordsee (Wallentinus pers., in Gollasch & Nehring 2006) (möglicherweise nur als Drift?), in der Ostsee 1987 als Drift bei Apenrade an der deutsch-dänischen Grenze, 2002 erste Funde siedelnder Exemplare und 2004-2005 häufig in der Kieler Bucht und an mehreren Orten in der Schlei (Schories & Selig et al. 2006), am 29.08.1989 bei Lågemade in der Flensburger Förde (Sund Laursen 1991). Neuere Nachweise liegen aus der ersten Augustwoche 2014 bei Hörnum, Sylt vor (Lackschewitz, pers. Mitt.). In den SW Niederlanden als Drift bei Rockanje in 1948 (Stegenga 2003), seit August 1950 festhaftend nachgewiesen (Den Hartog 1964, Wolff 2005). In der Nordsee verbreitet; insgesamt sehr häufig in der Ostsee Schleswig-Holsteins (Schories et al. 2013), z.B. in der Flensburger Förde (Lackschewitz et al. 2009). Zwischen 1970-1990 selten oder nur

- von wenigen Standorten in der westlichen Ostsee beschrieben (Schories et al. 2004). Langfristig deutliche Zunahme in der westl. Ostsee (Schories et al. 2013).
- Desmarestia viridis* (Ochrophyta, Desmarestiaceae): Die Herkunft wird als kryptogen bewertet (Stegenga 2005) und umfasst den Nordwestatlantik und den Nordwestpazifik. Möglicherweise mit Austernkulturen eingebracht (Gollasch et al. 2007). Erstmals in der Nordsee 1881 vor Helgoland (Bartsch & Kuhlenskamp 2000), rezent in der Ostsee 2004 im Gebiet der Schlei nachgewiesen (Schories et al. 2004). Nach Pankow (1990) Vorkommen in der westlichen Ostsee bis Hiddensee.
- Devaleraea ramentacea* (Rhodophyta, Palmariaceae): Die Art wurde vor Helgoland 1975 und 1976 für Freilandversuche aus Island ausgebracht (Munro et al. 1999). Sie überlebte die warmen Sommertemperaturen wahrscheinlich nicht und wurde von 1979 bis 1999 nicht mehr nachgewiesen (Munro et al. 1999). Momentan ist jedoch unklar, ob die Art noch vor Helgoland vorkommt.
- Dictyota dichotoma* (Ochrophyta, Dictyotaceae): Das Herkunftsgebiet der kryptogenen Art ist noch zu klären: Sie wird für Dänemark und die Niederlande als gebietsfremd (Wolff & Reise 2002), jedoch von Schories et al. (2013) für Deutschland als heimisch eingestuft. Die Art wurde mit Austernimporten zwischen 1907 und 1926 in das niederländische Wattenmeer (Wolff & Reise 2002) und wahrscheinlich mit niederländischen Saataustern nach Sylt eingebracht (Hagmeier 1941). Erstmals Anfang 1854 vor Helgoland (Cohn 1865); Vorkommen sind bis 1962 nachgewiesen, dann einige Jahrzehnte fehlend, erst seit 1989 wieder vor Helgoland vertreten (Bartsch & Kuhlenskamp 2000).
- Encyonema triangulatum* (Ochrophyta, Bacillariophyceae): Diese bislang in Deutschland einzige gebietsfremde benthische Kieselalge wurde erstmals 2006 mit Hilfe molekularbiologischer Methoden im Tegeler See (Berlin) nachgewiesen (Jahn et al. 2007). In 2013 wurde die Art in zwei bayerischen Gewässern (Eixendorfer See, Kornmühlbach) gefunden ([www.gkd.bayern.de](http://www.gkd.bayern.de)). Möglicherweise ist die leicht zu verwechselnde Art deutlich weiter verbreitet, wie eine gezielte Nachsuche in Frankreich zeigte (Coste & Ector 2000).
- Fibrocapsa japonica*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Fucus evanescens*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Gomphosphenia oahuensis* (Ochrophyta, Bacillariophyceae): Kryptogene Art. Nach Hofmann (pers. Mitt.) in deutschen Gewässern nachgewiesen. In Frankreich gefunden (Coste & Ector 2000). Ob dieses in Südamerika vorkommende Taxon in Mitteleuropa eingeschleppt wurde oder bislang übersehen worden ist, ist unklar. Das ursprüngliche Areal ist zu klären, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln.
- Gracilaria gracilis* (Rhodophyta, Gracilariaceae): Die Art wird in der Literatur als heimisch (Niederlande, Stegenga 2002, Gittenberger et al. 2010; Europa, Gollasch et al. 2007) oder kryptogen eingestuft (Gollasch et al. 2009). Im 19. Jh. und ab den 1980er Jahren wurden Vertreter der Gattungen *Gracilaria* und *Gracilariopsis* vor Helgoland nachgewiesen, dann wieder 1998 (Bartsch & Kuhlenskamp 2000), auch von Austernbänken im nordfriesischen Wattenmeer bekannt (Hagmeier 1941).
- Gracilaria vermiculophylla*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Gymnodinium aureolum* (Dinophyta, Dinotrichaceae): Erstmals in Europa 1966 in Norwegen (Macdonald 1999). Die aktuelle Verbreitung in Deutschland ist nicht genau bekannt. Vor Helgoland im Spätsommer 1968 massenhaft (Hickel et al. 1971, Drebes 1974). Rezente Nachweise zwischen Mai 2008 und Mai 2009 sind aus dem Solthörner Watt bei Tossens bekannt (Scholz & Liebezeit 2012). Die Art kommt auch im Kattegat und der Beltsee vor (Dänemark; Hällfors 2004). Sie ist potenziell toxisch für Fische und Benthosarten (Norwegen; Macdonald 1999), es sind jedoch auch Massenvorkommen ohne toxische Auswirkung bekannt

(Helgoland; Hickel et al. 1971). Es sind Algenblüten mit mehr als 30 Mio. Zellen/L bekannt (Reid et al. 1990).

*Gymnodinium catenatum* (Dinophyta, Dinotrichaceae): Bei den Nachweisen von lebenden Dauercysten der Art 1987 im Øresund (Dänemark, Ellegaard et al. 1993) und 1992 in der Deutschen Bucht und 1993 in der Kieler Bucht (Nehring 1995) handelte es sich um die damals noch wissenschaftlich nicht beschriebene kryptogene *Gymnodinium nolleri*, die ebenfalls Dauercysten ausbilden kann (Ellegaard & Moestrup 1999). Unklar ist, ob es sich bei den Nachweisen 1991 im niederländischen Wattenmeer vor Terschelling (Peperzak et al. 1996) tatsächlich um *G. catenatum* handelte. Die potenziell problematische Art kann paralytische Muschelvergiftung (PSP) mit negativen Auswirkungen auf Fische und Menschen hervorrufen (Ribeiro et al. 2012) und ist u.a. in spanischen Küstengewässern jedoch noch nicht in deutschen Gewässern nachgewiesen worden.

*Gymnodinium nolleri* (Dinophyta, Dinotrichaceae): Das Herkunftsgebiet der kryptogenen Art kann derzeit nicht sicher belegt werden (Ellegaard, pers. Mitt.). Sie ist für den Atlantik Europas, Nord- und Ostsee als gebietsfremd eingestuft (Gornéz 2008). Lebende Dauercysten wurden 1992 in der Deutschen Bucht und im April 1993 in der Kieler Bucht nachgewiesen (Nehring 1995). Auf Grundlage der Angaben nach Ellegaard et al. (1993) wurden die Funde jedoch *G. catenatum* zugeordnet (Nehring, pers. Mitt.). Die Art wurde 1987 im Øresund (Dänemark; Ellegaard & Oshima 1998, Ellegaard & Moestrup 1999), 1998 im Kattegat (Dänemark) und 2003 im Gullmarn-Fjord (Skagerrak, Schweden) nachgewiesen (Figueroa et al. 2006).

*Halurus fuscus* (Rhodophyta, Wrangeliaceae): Von Schories et al. (2009) noch als gebietsfremd, später aber als heimisch eingestuft (Deutschland; Schories et al. 2013, Niederlande; Stegenga 2011) und auch hier als heimisch bewertet. Aufgrund des südlichen Verbreitungsschwerpunktes könnte es sich auch um eine natürliche Arealerweiterung handeln. Bereits 1835 ein unsicherer und 1871 ein sicherer Driftnachweis (Helgoland; Kolbe 2006), ein rezenter Nachweis 2007 auf Helgoland (Bartsch & Kuhlenskamp 2009).

*Heterosigma akashiwo* (Ochromphyta, Chattonellaceae): 1992 im niederländischen Wattenmeer (Nehring 1998a) und bereits 1970 in Küstengewässern Irlands (Minchin 2007) nachgewiesen; 1993 relativ häufig im deutschen Wattenmeer (Elbrächter 1994), aber nur in wenigen Gebieten der deutschen Ostsee (Wasmund et al. 2012); aktuelle Vorkommen im niederländischen Wattenmeer (Wijsma & de Mesel 2009) und der Deutschen Bucht (Hoppenrath et al. 2009). Die Art kann möglicherweise negative ökosystemare Auswirkungen bei Algenblüten haben (Deutsche Bucht; Hoppenrath et al. 2009).

*Himantalia elongata* (Ochromphyta, Himantaliaceae): Von Schories et al. (2009) als gebietsfremd, später aber als heimisch eingestuft (Schories et al. 2013). In den Niederlanden als heimisch eingestuft, obwohl niemals festsitzend gefunden (Gittenberger et al. 2010). 1863 als Drift vor Helgoland, weitere Nachweise aus 1881 und 1885 (Bartsch & Kuhlenskamp 2000) sowie zwischen 1960 und 1962 (Kormann & Sahling 1994), danach offenbar fehlend bis 1977 (Kormann & Sahling 1977), eine kleine Population ab 1999 (Bartsch & Kuhlenskamp 2000) und 2009 als Strandanwurf (Kolbe 2009). Zwischen 1998 und 2000 vor List, Sylt (Buschbaum 2002). Auch im Kattegat, Dänemark, als Drift (Nielsen et al. 1995).

*Karenia mikimotoi* (Dinophyta, Brachidiniaceae): Erstdnachweis für Deutschland in der Nordsee vor Helgoland im August 1968 (bestimmt als *Gymnodinium breve* syn. *Karenia brevis*) (Hickel et al. 1971); in Dänemark, sowie 1966 in Schweden und im Oslofjord, Norwegen (Braarud & Heimdal 1970). In der Nordsee insgesamt großräumig verbreitet (Reise et al. 2002), in der Ostsee Deutschlands fehlend. Potenziell ichthyotoxisch (Hallegraeff 1993, Daugbjerg et al. 2000). Führt 1968 in der Nordsee Dänemarks zu Fischsterben, insbesondere von Kabeljau (Hansen & Sarma 1969).

*Karlodinium veneficum* (Dinophyta, Kareniaceae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen, aktuell weit verbreiteten Art umfasst u.a. den Nordostatlantik, Nordwestatlantik, Nordwestpazifik, Südpazifik und das südöstliche Mittelmeer. In Deutschland bisher nur ein Nachweis: 2009 in der Nordsee (Wang et al. 2011). Weitere Nachweise liegen aus der Ostsee vor, u.a. im Kattegat und der Beltsee, im Golf von Finnland und im Bottnischen Meerbusen (Hällfors 2004) sowie im

Oslofjord, Norwegen (Faust & Gulledge 2002).

*Lennoxia faveolata* (Ochrophyta, Cymatosiraceae): Das ursprüngliche Areal ist unbekannt. Nachweise im Beagle-Kanal (Argentinien) (Zingone et al. 2011), in Kalifornien (Thomsen et al. 1993) und entlang der Ostküste von Kanada und im angrenzenden Nordamerika (Mather et al. 2010). Erstnachweis für Deutschland am 24.06.2009 bei List, Sylt mit 200 Individuen/L (Kraberg et al. 2012). Vom 30.10.-03.11.2009 mit nur wenigen Individuen in der Kadetrinne (östliche Mecklenburger Bucht) (Wasmund et al. 2010). Bereits im September 1990 im Limfjord und in der Alborgbucht (Kattegat) (Dänemark; Thomsen et al. 1993).

*Lepidodinium chlorophorum* (Dinophyta, Gymnodiniaceae): 1989 in der Mündung der Loire (Frankreich) nachgewiesen (Sournia et al. 1992), von dort wahrscheinlich durch Meeresströmungen 1990 in die Deutsche Bucht ausgebreitet (Nehring 1998a) sowie am 04. September 1990 bei List/Sylt (Elbrächter & Schnepf 1996). Ganzjährig vor Helgoland und Sylt; die aktuelle Verbreitung ist nicht genau bekannt, u.a. da die Art leicht mit *L. viridis* verwechselt werden kann (Hoppenrath et al. 2009). Algenblüten mit bis zu 20 Mio. Zellen/L (Deutsche Bucht; Nehring et al. 1995) und mehr als 60 Mio. Zellen/L in der Loire-Mündung (Frankreich; Sournia et al. 1992). Weitere Vorkommen im Kattegat und der Beltsee (Hällfors 2004).

*Mastocarpus stellatus* (Rhodophyta, Phylloporaceae): Gilt bei allen Nordseeanrainern als heimisch: Belgien, Dänemark, Großbritannien, Norwegen, Schweden (Nehring, pers. Mitt.), Deutschland (Schories et al. 2013), Niederlande (Stegenga 2011); bzw. als wahrscheinlich heimisch, da seit Anfang des 19. Jh. im niederländischen Wattenmeer und keine Hinweise auf Einbringung (Gittenberger et al. 2010). Gollasch et al. (2009) stufen die Art jedoch als kryptogen und Lackschewitz et al. (2015) als gebietsfremd für die deutsche Küste ein. Die Einbringung erfolgte durch Feldversuche auf Helgoland in den 1970er Jahren mit Material aus Island (Kornmann & Sahling 1994). Möglicherweise erfolgte zudem eine natürliche Einwanderung über Meeresströmungen. Historische Nachweise vor Helgoland, z.B. Hauck (1885) sind zweifelhaft (Bartsch & Kuhlankamp 2000). Sicherer Erstnachweis vor Helgoland am 02.08.1983 (Kornmann & Sahling 1994).

*Mediopyxis helysia* (Ochrophyta, Bacillariophyceae): Das ursprüngliche Areal der gebietsfremden Art ist unbekannt. Sie kommt z.B. an der Ostküste von Kanada (Martin et al. 2009, Mather et al. 2010) und im Golf von Bengalen vor (Indien; Panda et al. 2012). Erstnachweis für Deutschland im Juni 2003 vor Helgoland und danach regelmäßig vor Sylt von September 2003 bis Mai 2004 (Kühn et al. 2006), nach 2004 nur sporadisch (Hoppenrath et al. 2009). Nach Kraberg et al. (2012) Erstnachweis für Helgoland erst im März 2009. In der Nordsee Niedersachsens mäßig häufig (NLWKN Brake/Oldenburger, pers. Mitt.). Im Rückseitenriff bei Spiekeroog im Frühjahr 2009 und dem Marsdiep im niederländischen Wattenmeer zwischen Texel und Den Helder (Meier et al. 2015). In Frühjahrsalgenblüten Anteil der Biomasse bis zu 50% (Wattenmeer Niederlande; Loebel et al. 2013), 2009 und 2010 dominant im Spiekerooger Wattenmeer (Meier et al. 2015).

*Neosiphonia harveyi* (Rhodophyta, Rhodomelaceae): Molekularbiologische Arbeiten bestätigen die direkte Herkunft europäischer Populationen aus Japan, zudem ist eine indirekte Einführung über Nordamerika denkbar (McIvor et al. 2001). Die Art wurde mit Austernkulturen eingebracht (Eno et al. 1997); Erstnachweis in Europa 1832 in Nordfrankreich (Maggs & Hommersand 1993), 1908 im Ärmelkanal bei Weymouth, Dorset (Großbritannien; Maggs & Stegenga 1999). Erstnachweis in der dt. Nordsee vor Helgoland am 2.8.1972 (Kornmann & Sahling 1977, als *Polysiphonia violacea*), in den Niederlanden 21.06.1960 (Stegenga 1998, Maggs & Stegenga 1999). 1982 in der Flensburger Förde (Deutschland; Fahrensorth, Schausende, Bokholmvig; Dänemark; Kollund, Heltse Banke) als *P. violacea* (Sund Laursen 1991). Bislang in wenigen Gebieten der dt. Nord- und Ostsee nachgewiesen, vor Helgoland (Schories et al. 2013), bei Wilhelmshaven und bei Hörnum/Sylt (Lackschewitz et al. 2011). Insgesamt in Europa von Norwegen bis ins Mittelmeergebiet verbreitet (Maggs & Hommersand 1993).

*Pleurosigma simonsenii* (Ochrophyta, Pleurosigmataceae): Die Angabe, dass diese aus dem Indischen Ozean stammende Art zwischen 1970 und 1979 in der Nordsee Deutschlands vorkam (AquaNIS 2013), ist zweifelhaft. Sie wurde 1966 vor Quessant/Ushant an der Atlantikküste Frankreichs (Boalch & Harbour 1977) sowie im November 1972 massenhaft bei Plymouth (Großbritannien; Boalch & Harbour 1977) und 1974 südlich Den Helder (Niederlande; Kat 1982a, Wijsman & De Mesel 2009) nachgewiesen. In den Niederlanden wurde sie seither nicht mehr nachgewiesen (Wolff 2005, Gollasch et al. 2009).

*Proboscia indica* (Ochrophyta, Rhizosoleniaceae): Der Erstnachweis erfolgte zwischen 1966 und 1971 vor Helgoland; die Art ist sehr selten (Drebes & Elbrächter 1976). Nachweise bisher nur vor Helgoland, u.a. zwischen 2001 und 2003 (Hoppenrath 2004) und vor Sylt (Hoppenrath et al. 2009). Von September bis Dezember 1990 im Marshdiep zwischen Texel und Den Helder (Niederlande; Cadée & Hegeman 1991). In der Ostsee fehlend.

*Prorocentrum minimum* (Dinophyta, Prorocentraceae): Die Art wird als nicht-heimisch oder auch als heimisch in Europa eingestuft (Strefataris et al. 2005; Nehring 1998, Gómez 2008) und gilt für Deutschland als kryptogen. Die Art wird mit Ballastwasser transportiert (Dickman & Zhang 1999), ist aber evtl. mit Meeresströmungen aus dem Mittelmeer in die Nordsee gelangt (Nehring 1998a). Am 01.11.1990 vor Sylt (Drebes 1991); im Zeitraum zwischen Mai 2003 und April 2004 wahrscheinlich auch vor Helgoland (Hoppenrath 2004). Nur selten in der dt. Nordsee nachgewiesen, bisher nur vor Helgoland und Sylt (Hoppenrath et al. 2009). Vorkommen in Europa vor allem im Mittelmeer (Nehring 1998a), auch in Großbritannien, Belgien, den Niederlanden und Schweden (ICES 2006).

*Prorocentrum triestinum*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Protomonostroma undulatum* (Chlorophyta, Ulotrichaceae): Seit 1954 und 1955 vor Helgoland, seit den 1960er Jahren regelmäßig massenhaft (Kornmann & Sahling 1994). Am 08.03.1973 vor Hirsholmen im nordwestlichen Kattegat (Dänemark, Moestrup et al. 1975). In der dt. Ostsee fehlend, Vorkommen im nordwestl. Kattegat, Dänemark (Nielsen et al. 1995).

*Pseudochattonella farcimen* (Ochrophyta, Florenciellales): Erstmals für Deutschland 1998 in der Deutschen Bucht nachgewiesen (Elbrächter 1999, Hoppenrath et al. 2009), entlang der Nordseeküste von Schleswig-Holstein (Naustvoll 2010). Weitere Vorkommen im Skagerrak z.B. bei Hvaler nordwärts bis Bergen (Norwegen, Naustvoll 2010), im Kattegat (Dänemark, Schweden; Naustvoll 2010, Jakobsen et al. 2012) und im April 2001 in der Danziger Bucht (Łotocka 2009). In der Ostsee kleinräumig und selten, z.B. Nachweise im Frühjahr 2011 (Wasmund et al. 2014). Nicht sicher ist, ob frühere *Chattonella* Nachweise in den Niederlanden (Vrieling et al. 1995) die Art bereits einschließen (Naustvoll 2010). Die Art gilt als ichtyotoxisch und hat negative ökonomische Auswirkungen auf z.B. Lachs in Aquakulturen (Norwegen, Dänemark; Jakobsen et al. 2012).

*Pseudochattonella verruculosa*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Pyropia yezoensis* (Rhodophyta, Bangiaceae): Der Erstnachweis in der dt. Nordsee erfolgte am 10. Oktober 1984 vor Helgoland (Kornmann 1986). Nachweise sind bislang nur von Helgoland bekannt, in der Ostsee fehlt die Art (Guiry & Guiry 2015). Die Datenlage zur aktuellen Bestandsituation ist jedoch ungenügend (Schories et al. 2013).

*Saccharina japonica* (Ochrophyta, Laminariaceae): Die Art wurde mit Austernkulturen aus Japan nach Europa gebracht (Thau Lagune, Mittelmeer Frankreich; Grizel & Héral 1991), zudem in den 1970er Jahren für Forschungszwecke nach Helgoland eingeführt (Lüning 1985, Minchin & Rosenthal 2002). Die Ausbringung erfolgte am 11.03.1980, im September 1980 wurden die Pflanzen wieder entfernt (Bolton et al. 1983). Es ist nicht bekannt, ob die Art nach der Entfernung vor Helgoland nochmals nachgewiesen wurde.

*Sargassum muticum*: Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Stephanopyxis palmeriana* (Ochrophyta, Stephanopyxidaceae): Die kryptogene Art wird mit Ballastwasser transportiert (Dickman & Zhang 1999), ist aber evtl. mit Meeresströmungen aus dem Mittelmeer in die Nordsee gelangt (Nehring 1998a,b). Sie wird meist als nicht-heimisch in Europa eingestuft (Strefataris et al. 2005), evtl. ist sie aber heimisch (Nehring 1998a, Gómez 2008). Am 01.11.1990 vor Sylt (Drebes 1991); im Zeitraum zwischen Mai 2003 und April 2004 wahrscheinlich auch vor Helgoland (Hoppenrath 2004). Nur selten in der dt. Nordsee nachgewiesen, bisher nur vor Helgoland und Sylt (Hoppenrath et al. 2009). Vorkommen in

Europa vor allem im Mittelmeer (Nehring 1998a), auch in Großbritannien, Belgien, den Niederlanden und Schweden (ICES 2006).

*Thalassiosira hendeyi* (Ochrophyta, Thalassiosiraceae): Das ursprüngliche Areal der gebietsfremden Art ist unbekannt. Vorkommen sind bekannt im Südchinesischen Meer (Hong Kong; Li et al. 2013), NO Pazifik (Kalifornien, Mexiko), SW Atlantik (Argentinien, Brasilien, Uruguay) und SO Atlantik (Gambia) (Hasle & Fryxell 1977, Guiry & Guiry 2015). Die Ausbreitung aus dem Atlantik in die Nordsee erfolgte wahrscheinlich mit Meeresströmungen (Nehring 1998a). Der Erstinachweis für Deutschland erfolgte am 21.04.1993 im Elbeästuar (Muylaert & Sabbe 1996). Weitere Nachweise 1978 und 1993 im Scheldeästuar (Belgien-Niederlande; Muylaert & Sabbe 1996), 2001-2003 vor Helgoland (Hoppenrath et al. 2007). Seit 1995 relativ häufig im deutschen Wattenmeer (Nehring 1998a).

*Thalassiosira punctigera* (Ochrophyta, Thalassiosiraceae): Die kryptogene Art ist in Europa weit verbreitet, so dass angezweifelt wird, ob die Art gebietsfremd ist (Gómez & Souissi 2010). Der Erstinachweis für Deutschland erfolgte im Oktober 1979 vor Helgoland (Hasle 1990). Seit 1978 im Ärmelkanal (Kat 1982b), im November 1979 auch im Skagerrak zwischen Dänemark und Norwegen, Oslofjord (Hasle 1983, 1990), im September 1981 im Kattegat (Dänemark, Hasle 1990). Im März 1981 im Deltagebiet der SW Niederlande und entlang der niederländischen Küste (Kat 1982b). Die Art ist in der deutschen Nordsee weit verbreitet (Dürsen & Rick 1999); ganzjährig vor Helgoland und Sylt (Hoppenrath et al. 2007), am 21.04.1993 auch im Elbe-Ästuar (Muylaert & Sabbe 1996). Kommt dagegen nur selten, z.B. im November 2013 (Wasmund et al. 2014) in Teilen der dt. Ostsee vor, so im Kattegat (Munro et al. 1999, Wallentinus 2002). Die Art führt manchmal zu Algenblüten (Chepurnov et al. 2006) mit hohem Anteil (14%) an der Gesamtphytoplanktonmasse (Muylaert & Sabbe 1996); hohe Abundanzen mit mehr als 4000 Zellen/L (Deutsche Bucht; Dürsen & Rick 1999).

*Thalassiosira tealata* (Ochrophyta, Thalassiosiraceae): Zwischen 2001 und Mai 2003 vor Helgoland (Hoppenrath 2004) und vor Sylt, jedoch nicht von *T. curviseriata* unterschieden (Hoppenrath et al. 2007). 1950 im Ärmelkanal sowie bei Blakeney, Gloucestershire (Großbritannien; Munro et al. 1999, Reise et al. 1999; Wyatt & Carlton 2002), 1968 in Norwegen (Eno et al. 1997, Wyatt & Carlton 2002), evtl. Vorkommen in den Niederlanden (AquaNIS 2013). Vielleicht in der Vergangenheit häufig übersehen (Gómez 2008). In der dt. Ostsee fehlend.

*Thecadinium kofoidii* (Dinophyta, Thecadinaceae): Im Oktober 1997 und August 1998 vor Helgoland (Hoppenrath 2000). In der Ostsee fehlend (Wasmund, pers. Mitt.). Nachweise im Ärmelkanal 2010-2011 bei Wimereux (Frankreich; Gómez & Artigas 2014), in Großbritannien bereits 1925 erwähnt (Parke & Dixon 1976).

*Thecadinium yashimaense* (Dinophyta, Thecadinaceae): Die aus dem Nordwestpazifik (Japanisches Meer) stammende Art wurde wahrscheinlich mit Austernkulturen eingebracht. Der Erstinachweis erfolgte am 05.09.2002 vor Sylt, 2004 wurde sie auch vor Helgoland gefunden (Hoppenrath 2004, Hoppenrath et al. 2007), in der Deutschen Bucht und im friesischen Wattenmeer häufig vorkommend (Hoppenrath et al. 2009).

*Trieres sinensis* (Ochrophyta, Triceratiaceae; Synonym: *Odontella sinensis*): Der Erstinachweis für Deutschland erfolgte im November 1903 vor Helgoland, zeitgleich mit Nachweisen im Skagerrak und Kattegat, Dänemark, zudem 1904 in der Kieler Bucht (Ostenfeld 1908). Die Art kommt aktuell in weiten Teilen der dt. Nordsee z.B. vor Helgoland (Hoppenrath et al. 2009), jedoch nur in Teilen der dt. Ostsee vor, insbesondere in der westliche Ostsee (Pankow 1990); in Europa aktuell sehr weit verbreitet (Gómez & Souissi 2010). In der Danziger Bucht und vor der Küste von Litauen (Leppäkoski 1984).

*Ulva californica* (Chlorophyta, Ulvaceae): Es liegt bisher nur ein Nachweis zwischen 2007 und 2008 in der Deutschen Bucht (Knechtsand, Wangerooge) vor (Kolbe 2009), in der Ostsee fehlend. In Europa auch aus Großbritannien und Irland bekannt (Lackschewitz et al. 2015).

*Undaria pinnatifida* (Phaeophyta, Alariaceae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

## Moose

*Fontinalis antipyretica* var. *rotundifolia* (Bryidae, Fontinalaceae): Die systematische Stellung der Sippe ist nicht eindeutig. Frahm (2009) erwähnt, dass unklar ist, „inwieweit das ähnliche aus Europa beschriebene *F. antipyretica* var. *cymbifolia* Nichols.“ mit dieser Varietät identisch ist. Möglicherweise ist die Sippe auch identisch mit der heimischen *F. a.* var. *antipyretica*, da beide Varietäten in einem Bestand wuchsen (Frahm 2013). Der Erstrnachweis, zunächst als *Fontinalis antipyretica* var. *mollis* determiniert, erfolgte am 18.10.2009 in der Sülz, einem Nebenfluss der Sieg, östlich von Köln zwischen Rösrath und Lohmar bei Kirschheidbroich (Frahm 2009).

*Monosolenium tenerum* (Marchantiidae, Monosoleniaceae): Die vom Indischen Subkontinent, aus China und Ostasien stammende Art wird in der Aquaristik oft unter dem Namen „*Pellia indiviifolia*“ gehandelt und gedeiht in Warmwasseraquarien. Weltweit älteste Handelsnachweise sind seit 1918 bekannt (Gordon & Gantz 2011). Im Gewächshaus des Botanischen Gartens in Bonn im Blumentopf Nr. 03523 mit *Cyathea walkeri* 1983 aus Sri Lanka eingeführt (Frahm & Ho 2009). Es liegen bislang keine Freilandnachweise aus Deutschland vor.

*Philonotis hastata* (syn. *P. evadinervis*) (Bryidae, Bartramiaceae): Die pantropisch verbreitete Art (van Zanten 2005) stammt ursprünglich aus Australien, Neuseeland und dem Papuasiasischen Raum (Frahm & Ho 2009, gbif 2017) und wurde im Gewächshaus des Botanischen Gartens in Bonn, früher auch als Schwimmform (Arts & Frahm 1996), festgestellt (Frahm & Ho 2009). Es liegen bislang keine Freilandnachweise aus Deutschland vor.

*Riccia rhenana* (Marchantiidae, Ricciaceae): Der taxonomische Status ist umstritten, da es sich um eine Form von *Riccia fluitans* handeln könnte (Koperski et al. 2000). Von mehreren Autoren 1941 erstmals für Deutschland aus Berlin-Brandenburg gemeldet (Meinunger & Schröder 2007). In Großbritannien erstmals 1952 nachgewiesen und als gebietsfremd eingestuft, möglicherweise aus dem warm-temperaten Asien eingebracht (Hill & Preston 1998, Hill et al. 2007), für Mitteleuropa aber auch als heimisch angesehen (Porley & Hodgetts 2005).

*Riccocarpos natans* (Bryidae, Ricciaceae): Als Zierpflanze für Gartenteiche und Aquarien in Nordeuropa verschiedentlich absichtlich in freier Natur angesalbt (Essl & Lambdon 2009). Wird als heimisch für Mitteleuropa und speziell für Deutschland angesehen (Koperski et al. 2000).

*Taxiphyllum barbieri* (Bryidae, Hypnaceae): Die aus Indochina, Südostasien und Australien stammende Art (Tan & Loh 2005, Frahm & Ho 2009, Discover Life 2017), die unter dem Namen „*Vesicularia dubyna*“ oder auch „Java-Moos“ in der Aquaristik geführt wird (vgl. Tan & Loh 2005), wurde 2007 in einem Wasserbecken der Gewächshäuser des Botanischen Gartens in Bonn nachgewiesen (Frahm & Ho 2009). Es liegen bislang keine Freilandnachweise aus Deutschland vor.







<i>Microphthalmus similis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1992
<i>Paranais botniensis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1992
<i>Pileolaria berkeleyana</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2013
<i>Pileolaria militaris</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	k.A.
<i>Piscicola haranti</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1990
<i>Potamothrix bavaricus</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1913
<i>Potamothrix moldaviensis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1910er
<i>Potamothrix vejdoskyi</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1910er
<i>Thanyx killarjensis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1972
<i>Trocheta cylindrica</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1998
<i>Tubificoides heterochaetus</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Xironogiton victorjensis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2003
<b>Mollusca</b>	<b>Weichtiere</b>													
<i>Biomphalaria camerunensis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Biomphalaria orbicula</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Biomphalaria straminea</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Corambe obscura</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Corbicula fluminalis</i>	Fingerringe Körbchenmuschel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1983
<i>Corbicula fluminea</i>	Grobgerippte Körbchenmuschel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1983
<i>Crassostrea angulata</i>	Portugiesische Auster	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Crassostrea gigas</i>	Pazifische Felsen-auster	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1984
<i>Crassostrea virginica</i>	Amerikanische Auster	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Crepidula fornicata</i>	Amerikanische Pantoffelschnecke	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1934
<i>Dreissena bugensis</i>	Quagga-Muschel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2007
<i>Dreissena polymorpha</i>	Wandermuschel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1824
<i>Emmericia patula</i>	Breitlippige Zwergdeckelschnecke	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1960
<i>Ensis directus</i>	Amerikanische Schwertmuschel	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1979
<i>Ferrissia fragilis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1930
<i>Galba cubensis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Gyraulus chinensis</i>	Chinesisches Posthörnchen	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1985



<i>Viviparus ater</i>	Italienische Sumpfl- deckelschnecke	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1956
<b>Nematoda</b>	<b>Rundwürmer</b>											
<i>Anguillicoloides crassus</i>	Aal- Schwimmblasen- wurm	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1982
<b>Crustacea</b>	<b>Krebstiere</b>											
<i>Acartia tonsa</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1930
<i>Ameira divagans</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1970
<i>Amphibalanus amphitrite</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2002
<i>Amphibalanus improvisus</i>	Brackwasser- Seepocke	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1858
<i>Argulus japonicus</i>	Japanische Fisch- laus	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1935
<i>Astacus leptodactylus</i>	Galizischer Sumpfl- krebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1880
<i>Austrominius modestus</i>	Austral-Seepocke	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1953
<i>Ayaëphyra desmaresti</i>	Süßwassergarnele	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1932
<i>Brachynotus sexdentatus</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Callinectes sapidus</i>	Blaukrabbe	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1964
<i>Caprella mutica</i>	Japanischer Ge- spensterkrebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2004
<i>Cercopagis pengoi</i>	Kaspischer Wasser- floh	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2004
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	Süßwasser- Röhrenkrebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1912
<i>Chelicorophium robustum</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2002
<i>Chelicorophium sowinskyi</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2007
<i>Cherax quadricarinatus</i>	Rotscherenkrebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	2006
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1992
<i>Cryptorchestia cavimana</i>	Süßwasser- Strandfloh	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1920
<i>Daphnia ambigua</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1972
<i>Daphnia parvula</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1973
<i>Diaphanosoma orghidani</i>	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1996
<i>Dikerogammarus bispinosus</i>	Zweidorn- Höckerflohkrebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1998
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	Kleiner Höckerfloh- krebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1976
<i>Dikerogammarus villosus</i>	Großer Höckerfloh- krebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1991
<i>Echinogammarus berilloni</i>	Igelflohkrebs	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	1924







*Chelicorophium curvispinum* ist seit 1912 in Deutschland bekannt, die Einbringung durch Kanäle erfolgte vermutlich in den 1980er Jahren (Nehring & Leuchs 2000).

*Epistylis loricata* (Ciliophora, Epistylidiidae): Die Art wurde nach Exemplaren aus dem Main bei Staffelbach nordwestlich von Bamberg in Oberfranken als neu für die Wissenschaft beschrieben (Schödel 1999). Es liegen bisher nur Nachweise aus dem Main vor, eine weitere Verbreitung ist anzunehmen. Die Wirtsart *Jaera istri* ist seit 1995 in Deutschland (außerhalb des Donaeinzugsgebietes) bekannt (Titzler et al. 2000), die Einbringung durch Kanäle erfolgte vermutlich in den 1990er Jahren.

*Haplosporidium armoricanum* (Cercozoa, Haplosporidiidae): Diese kryptogene Art wurde von Reise et al. (1999) für die Nordsee gelistet, jedoch ohne genaue Fundortangabe. Offenbar nach Beseitigung infizierter Austern in den Niederlanden seit 1978 nicht wieder aufgetreten (Wolff 2005). Ein Vorkommen in deutschen Gewässern ist bislang aber nicht bestätigt.

*Marteilia refringens* (Cercozoa, Martelliidae): Diese kryptogene Art wurde von Reise et al. (1999) für die Nordsee gelistet, jedoch ohne genaue Fundortangabe. Offenbar nach Beseitigung infizierter Austern in den Niederlanden seit 1978 nicht wieder aufgetreten (Wolff 2005). Ein Vorkommen in deutschen Gewässern ist bislang aber nicht bestätigt.

*Zoothamnium minimum* (Ciliophora, Zoothamniidae): Von Schödel (1998) aus dem Main-Donau-Kanal zwischen Forchheim und Bamberg in Oberfranken festgestellt, ohne Angabe eines Fundzeitpunkts, es ist jedoch anzunehmen, dass die Erhebungen 1998 erfolgten, eine weitere Verbreitung ist anzunehmen. Die Wirtsart *Chelicorophium curvispinum* ist seit 1912 in Deutschland bekannt, die Einbringung durch Kanäle erfolgte vermutlich in den 1980er Jahren (Nehring & Leuchs 2000).

## Porifera

*Chalinula loosanoffi* (Chalinidae): Eine kryptogene Art, die aus dem Nordwest- und Nordostatlantik bekannt ist. Sie ist schon seit 1880 aus Europa gemeldet (Van Soest et al. 2007). Aus Deutschland gemeldete Vorkommen (siehe Übersicht bei Lackschewitz et al. 2015) sind aufgrund der unsicheren Taxonomie unsicher und werden hier vorerst nicht berücksichtigt.

*Eunapius carteri* (Spongillidae): Die genauen Grenzen des ursprünglichen Areals sind unklar. Die Art wurde auch nach Mittelamerika verschleppt und kommt in Südostasien vor (Penney & Racek 1968) und wurde bereits in den 1940er Jahren aus Südosteuropa gemeldet (Schröder 1942). Vermutlich von Aquarianern mit Wasserpflanzen eingeschleppt (Rey et al. 2005). Die ersten wild lebenden Nachweise gelangen am 6.11.1993 im Kühlwasserauslauf des Kernkraftwerks Biblis (Hessen, Kreis Bergstraße) in den Rhein (km 455,9 rechts) (Gugel 1995). Wegen der hohen Temperaturansprüche ist die Art an solche Sonderstandorte gebunden.

*Haliclona xena* (Chalinidae): Eine kryptogene Art, die seit 1977 aus den Niederlanden und seit 1988 aus Belgien bekannt ist, und erst 1986 wissenschaftlich beschrieben wurde. Es liegen unpublizierte Meldungen aus Helgoland vor (Van Soest et al. 2007), nach Lackschewitz et al. (2015) liegen keine weiteren Informationen aus deutschen Gewässern vor.

## Cnidaria

*Bougainvillia macloviana* (Anthoathecata, Bougainvilliidae): Am 31. Mai 1895 wurde ein Exemplar als Meduse bei Helgoland nachgewiesen (Hartlaub 1897). Nehring & Leuchs (1999) und Lackschewitz et al. (2015) geben an, dass Funde sporadisch im Helgoländer Plankton und vor Ostfriesland zwischen 1896 und 1949 aufgetreten sind. Nach Lackschewitz et al. (2015) gibt es seit Jahrzehnten keine neuen Nachweise und die Art gilt für die deutsche Küste als ausgestorben.

*Cereus pedunculatus* (Actiniaria, Sagartiidae): An der deutschen Nordseeküste nur ein Einzelnachweis im April 1921 bei Büsum (Mülleger 1921, Nehring & Leuchs 1999a). Seither sind keine weiteren Tiere entdeckt worden und die Art gilt für deutsche Küstengewässer als ausgestorben (Lackschewitz et al. 2015).

*Cordylophora caspia* (Anthoathecata, Cordylophoridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Craspedacusta sowerbii* (Limnomedusae, Olindiidae): Von Lankester (1880) nach Exemplaren im Seerosenteich des Botanischen Gartens im Regent's Park, London beschrieben. Nach Dejar (1934) erstmals im Warmhaus für exotische Wasserpflanzen im Alten Botanischen Garten München 1905 festgestellt. Die Gattung hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in Ostasien (China, Japan) und *C. sowerbii* stammt aus dem Jangtsekiang. Wohl im gesamten Bundesgebiet in langsam fließenden und stehenden Gewässern vorkommend (Kronfeldner 1984, Fritz et al. 2007).

*Diadumene cincta* (Actiniaria, Diadumenidae): Das Ursprungsgebiet liegt nach Riemann-Zürneck (pers. Mitt. in Gollasch 1996) in warm-gemäßigten Regionen und könnte, wie auch in Nehring & Leuchs (1999) erwähnt, die kalifornische Küste von Nordamerika sein. Wolff (2005) diskutiert eine mögliche atlantische Herkunft (Britische Inseln). Nach einer briefl. Mitt. von Hagmeier (in Pax 1936) wurde *D. cincta* 1928 erstmals für die deutsche Nordseeküste bei Helgoland festgestellt, wo sie bis heute auf Hartsustrat (auch Muscheln) vom Flachwasserbereich bis in 20 m Tiefe, im Brackwasser, Ästuaren und in Häfen vorkommt (Harms 1993, Kluijver 1991, Lackschewitz et al. 2015).

*Diadumene lineata* (Actiniaria, Diadumenidae): Nach Gollasch & Riemann-Zürneck (1996) ist das vermutliche Ursprungsgebiet Japan. Wird in der Roten Liste für Deutschland jedoch als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Erstfund in der Nordsee in den Jahren 1920-24 bei Büsum, danach ausgestorben (Pax 1920, 1921, Stephenson 1935), seit 2011 in der Flensburger und Eckernförder Bucht in der Ostsee nachgewiesen (Lackschewitz et al. 2015). Auf Hartsustrat (auch Muscheln) im Küstenbereich, im Brackwasser, Ästuaren und in Häfen (Gollasch & Riemann-Zürneck 1996).

*Garveia franciscana* (Anthoathecata, Bougainvilliidae): Das genaue Ursprungsgebiet der gebietsfremden Art ist unbekannt. Die Erstbeschreibung erfolgte nach Material aus dem Nordostpazifik, als Herkunftsgebiet diskutiert wird aber auch der Indische Ozean (Lackschewitz et al. 2015). Erstfund 1952 im Nordostseekanal, wo die Art fast den gesamten Verlauf besiedelte (Schütz 1963), aber sich nicht auszubreiten scheint (Lackschewitz et al. 2015).

*Gonionemus vertens* (Limnomedusae, Olindiidae): Nach Werner (1950) vermutlich an der nordamerikanischen Atlantikküste heimisch, nach Edwards (1976) aus dem westlichen Pazifik stammend, auch die amerikanische Pazifikküste oder das Mittelmeergebiet werden als mögliche Ursprungsgebiete diskutiert (Lackschewitz et al. 2015). Nach Werner (1950) wahrscheinlich mit Flugzeugen während des 2. Weltkrieges aus Norwegen eingeschleppt und erstmals im September 1947 im Rantumbekken auf Sylt festgestellt. Nachweise aus Aquarien liegen bereits aus 1894 für Berlin vor. Es liegen keine aktuellen Funde vor und die Art gilt an der deutschen Nordseeküste als ausgestorben (Lackschewitz et al. 2015).

*Nemopsis bachei* (Anthoathecata, Bougainvilliidae): 1942 wurde eine Meduse erstmals für die deutsche Nordseeküste bei Helgoland entdeckt (Kühl 1962). Die von der nordamerikanischen Atlantikküste stammende Art lebt in den Mündungen großer Buchten und Flüsse zu denen Meerwasser Zufluss hat (Nehring & Leuchs 1999a) sowie in Häfen (Lackschewitz et al. 2015).

*Pachycoryle navis* (Anthoathecata, Bougainvilliidae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen Art ist zu klären. In Nobanis (2014) wird als Ursprungsgebiet die ponto-kaspische Region vermutet, in der Roten Liste für Deutschland ist sie als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Nach Funden im Juni 1960 an der Holtener Schleuse des Nord-Ostsee-Kanals (Kieler Förde) als neue Art beschrieben (Thiel 1962) und bis 1963 nachgewiesen, danach sind keine Funde mehr bekannt geworden, vermutlich ist sie in deutschen Gewässern ausgestorben (Lackschewitz et al. 2015). In den Niederlanden wird sie aktuell an verschiedenen Stellen festgestellt und gilt als gebietsfremd und etabliert (Wolff 2005).

## **Ctenophora**

*Mnemiopsis leidyi* (Tentaculata, Bolinopsidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

## **Entoprocta**

*Urnatella gracilis* (Coloniales, Barentsiidae): Der erste Nachweis außerhalb Nordamerikas stammt aus den 1930er Jahren aus Belgien (Damas 1939). Erstmals für Deutschland 1960 im Rhein (Franz 1992), auch in der Havel bei Berlin festgestellt (Lüdemann & Kayser 1961).

## **Acanthocephala**

*Paratenuisentis ambiguus* (Neoechinorhynchida, Tenuisentidae): Vermutlich mit seinem Zwischenwirt *Gammarus tigrinus* nach 1957 unabsichtlich eingebracht. In Aalen aus der Elbe und Weser im Juni 1986 erstmals für Deutschland nachgewiesen (Taraschewski et al. 1987). Aktuell in der Weser und im Rheinsystem nachgewiesen (Thielen 2005, Taraschewski 2006).

## **Platyhelminthes**

*Bothriocephalus acheilognathi* (Cestoda, Bothriocephalidae): Vermutlich gemeinsam mit Graskarpfen in den 1960er Jahren aus dem asiatischen Raum eingebracht. Nach Bauer & Hoffman (1976) erstmals 1976 in Deutschland nachgewiesen.

*Bucephalus polymorphus* (Trematoda, Bucephalidae): Vermutlich in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts gemeinsam mit der Wandermuschel oder Fischen nach Deutschland eingebracht. Durch Siebold (1848) als *Gasterostomum firmibrium* für Baden-Württemberg(?) belegt (zur Taxonomie vgl. Batur 1977).

*Dendrocoelum romanodanubiale* (Turbellaria, Dendrocoelidae): Von Weinzierl & Seitz (1994) erstmals im Spätsommer 1992 in der Donau-Stauhaltung Jochenstein und Kachlet nachgewiesen. Nach Inbetriebnahme des Main-Donau-Kanals erfolgte die weitere Ausbreitung in den Main, Rhein und Mittellandkanal, eine weitere Ausbreitung ist anzunehmen (z.B. Schöll & Behring 1998, Schleuter & Schleuter 1998, Tittizer et al. 2000, Haybach & Hackbarth 2001).

*Girardia tigrina* (Turbellaria, Dugesidae): 1922 erstmals in London festgestellt, wurde die Art vermutlich in den folgenden Jahren mit Wasserpflanzen nach Deutschland eingeschleppt. In Deutschland seit etwa 1925 aus Aquarien bekannt, erfolgte der erste Nachweis im Freiland 1932 im Rhein bei Köln (Reisinger 1934). Frühere Angaben beziehen sich auf Nachweise in Polen. In allen Bundeswasserstraßen verbreitet, auch in stehenden Gewässern (z.B. im Bodensee)

(Tittizer et al. 2000).

*Khawia sinensis* (Cestoda, Caryophyllaeidae): Vermutlich gemeinsam mit Graskarpfen in den 1960er Jahren aus dem asiatischen Raum eingebracht (Oros et al. 2009). Erstmals für Deutschland von Kulow (1973) aus Ostdeutschland gemeldet, aktuell vermutlich in ganz Deutschland zerstreut mit dem Graskarpfen vorkommend.

*Pseudodactylogyrrus anguillae* (Monogenea, Pseudodactylogyridae): Vermutlich mit infizierten japanischen Aalen in den späten 1970er Jahren nach Russland eingebracht (Buchmann et al. 1987). Die Ersteinbringung nach Deutschland erfolgte vermutlich durch eigenständige Ausbreitung infizierter europäischer Aale. Im August 1995 in Untersuchungen zur Parasitenfauna von Aalen im Rhein in hohen Prävalenzen (ca. 45%) nachgewiesen, damals jedoch nicht von *P. bini* unterschieden (Sures et al. 1999). Eine sichere Unterscheidung der beiden Arten ist nur nach mikroskopischer Untersuchung möglich (Buchmann et al. 1987). Aktuell vermutlich überall gemeinsam mit dem Aal vorkommend (Sures & Streit 2001). Manche Autoren halten die Art für in Europa heimisch (Cone & Marcogliese 1995).

*Pseudodactylogyrrus bini* (Monogenea, Pseudodactylogyridae): Vermutlich mit infizierten japanischen Aalen in den späten 1970er Jahren nach Russland eingebracht (Buchmann et al. 1987). Die Ersteinbringung nach Deutschland erfolgte vermutlich durch eigenständige Ausbreitung infizierter europäischer Aale. Im August 1995 in Untersuchungen zur Parasitenfauna von Aalen im Rhein in hohen Prävalenzen (ca. 45%) nachgewiesen, damals jedoch nicht von *P. anguillae* unterschieden (Sures et al. 1999). Eine sichere Unterscheidung der beiden Arten ist nur nach mikroskopischer Untersuchung möglich (Buchmann et al. 1987). Aktuell vermutlich überall gemeinsam mit dem Aal vorkommend (Sures & Streit 2001).

## Bryozoa

*Bowerbankia gracilis* (Gymnolaemata, Vesiculariidae): Das ursprüngliche Areal der weltweit verbreiteten Art ist nach Lackschewitz et al. (2015) unklar, es könnte auch eine heimische Art sein. Sie wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). In Deutschland in der Nord- und Ostsee vorkommend (Lackschewitz et al. 2015).

*Bowerbankia imbricata* (Gymnolaemata, Vesiculariidae): Das ursprüngliche Areal der weltweit verbreiteten Art ist nach Lackschewitz et al. (2015) unklar, es könnte auch eine heimische Art sein. Sie wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). In Deutschland in der Nord- und Ostsee vorkommend (Lackschewitz et al. 2015).

*Bugula neritina* (Gymnolaemata, Bugulidae): Das genaue Ursprungsgebiet der gebietsfremden Art ist nicht sicher bekannt, liegt aber möglicherweise im Nordwestatlantik (Ryland et al. 2011). Von Lackschewitz et al. (2010) erstmals für Deutschland 2010 im Hafen von Hörnum auf Sylt festgestellt. Im darauf folgenden Sommer 2011 jedoch nicht mehr gefunden (Lackschewitz et al. 2015).

*Bugula stolonifera* (Gymnolaemata, Bugulidae): Nach Lackschewitz et al. (2015) ist das Herkunftsgebiet der kosmopolitisch verbreiteten Art unsicher, es könnte sich auch um eine heimische Art handeln (vgl. Ryland et al. 2011). In der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Nach Lackschewitz et al. (2015) ist der genaue Erstnachweis für Deutschland unklar; die Art wurde z.B. 1987 von Helgoland dokumentiert (Schultze et al. 1990) und ist auch aus Sylt und Wilhelmshaven bekannt (Buschbaum et al. 2012).

*Fenestrulina delicia* (Gymnolaemata, Microporellidae): Nach De Blauwe et al. (2014) und Lackschewitz et al. (2015) ist das genaue Herkunftsgebiet der

gebietsfremden Art (Nordwestatlantik?, Nordostpazifik?) nicht eindeutig identifizierbar. Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt. In Europa erstmals 2005 in den Niederlanden festgestellt. Erstmals im August 2011 nördlich von Schiermonnikoog und Rottum (De Blauwe et al. 2014) und in der Tiefen Rinne vor Helgoland (Kuhlenkamp & Kind 2012) in der deutschen Nordsee festgestellt. Frühere (übersehene) Vorkommen sind nicht auszuschließen.

*Pectinatella magnifica* (Phylactolaemata, Pectinatellidae): Erstmals für Europa 1883 in der Bille bei Hamburg festgestellt (Kraepelin 1884). Es liegen aktuelle Meldungen aus dem Saarland, Rheinland-Pfalz und Baden-Württemberg vor (Grabow 2005). Thermophilie, lignobionte Art großer, langsam fließender und stehender Gewässer (Tittizer et al. 2000, Wöss 2014).

*Plumatella casmiana* (Phylactolaemata, Plumatelidae): Massard & Geimer (1995) beschreiben die zerstreute, aber weltweite Verbreitung der Art. Das ursprüngliche Herkunftsgebiet ist unklar. In der Nähe von Greifswald erstmals 1886 gefunden und von Kraepelin (1887) als „f. intermedia von *P. princeps* beschrieben (vgl. Massard & Geimer 1995). Es liegen Meldungen aus Hamburg, Niedersachsen und der Rhein-Main-Region vor (Massard & Geimer 1995).

*Schizobrachyella verrilli* (Cheilostomatida, Schizoporellidae): Nach Lackschewitz et al. (2015) und Kind et al. (2015) ist das genaue Herkunftsgebiet der Art unsicher, vermutet wird der Nordwestatlantik, es könnte aber auch eine heimische Art sein. Von Kuhlenkamp & Kind (2012) erstmals im August 2011 in Benthosproben in der Tiefen Rinne vor Helgoland festgestellt. Aktuell auch aus der belgischen Nordsee und der niederländischen Oosterschelde bekannt, aber offenbar schon 1905 in Belgien gefunden (Lackschewitz et al. 2015). Die Art lebt im Wattenmeer auf Hartsubstrat, auch auf Muscheln, z.B. *Modiolus modiolus* und *Ostrea edulis*.

*Smittoidea prolifica* (Cheilostomatida, Smittinidae): Die Art wurde vermutlich mit Muschelimporten in den 1990er Jahren nach Europa (Niederlande) eingeschleppt (De Blauwe & Faasse 2004). In Deutschland erstmals im August 2011 von Kuhlenkamp & Kind (2012) in Benthosproben in der Tiefen Rinne vor Helgoland festgestellt und irrtümlich als *S. reticulata* publiziert.

*Tricellaria inopinata* (Cheilostomatida, Scrupocellariidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Victorella pavida* (Gymnolaemata, Victorellidae): Kryptogene Art. Die Abtrennung zu *Victorella muelleri* ist umstritten (Lackschewitz et al. 2015). Nach Nehring & Leuchs (2000) gebietsfremd mit unsicherem Herkunftsgebiet (Indischer Ozean? Pontokaspis?), nach Wolff (2005) möglicherweise heimisch. Wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Aktuell kosmopolitisch verbreitet. Nach Kraepelin (1887) erstmals 1880 an der Ostseeküste bei Greifswald nachgewiesen, dort aktuell vermutlich erloschen (Lackschewitz et al. 2015). Aktuell in der Nordsee im Wattenmeer auf Hartsubstrat (Muscheln, Makrophyten).

*Watersipora subtorquata* (Cheilostomatida, Watersiporidae): Das Ursprungsgebiet der kosmopolitisch verbreiteten Art ist nicht sicher bekannt. Es gibt aber keine Hinweise, dass es sich um eine heimische Art handeln könnte. Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist unbekannt. Möglicherweise mit Austern zwischen 1968 und 1973 aus Japan erstmals nach Europa (Frankreich) eingeschleppt. Im Sommer 2012 an verdrifteten Makroalgen (*Himantlia elongata*) an der deutschen Nordseeküste (Helgoland) festgestellt (Kuhlenkamp & Kind 2013), die vermutlich von der südeuropäischen oder nordfranzösischen Küste des Ärmelkanals stammten. Es liegen bislang keine Nachweise wild lebender Tiere vor (Kuhlenkamp, mündl. Mitt.).

## **Annelida**

*Alitta virens* (Polychaeta, Nereididae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen Art ist zu klären. Die Erstbeschreibung erfolgte nach Material von der nord-

norwegischen Atlantikküste (Nehring & Leuchs 1999a). Ein möglicher Ursprung der Art liegt in der nordatlantischen oder nordpazifischen Region (Hartmann-Schröder 1996). Sie wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Erstfund für Deutschland im April 1920 in der Kieler Bucht (Reibisch 1926). Hagmeier & Kändler (1927) fanden die Art zwischen 1923 und 1926 regelmäßig im nordfriesischen Wattenmeer. Nach Buschbaum et al. (2012) und Lackschewitz et al. (2015) aktuell an mehreren Untersuchungsorten in der Nord- und Ostsee gefunden. Auch auf Helgoland (Harms 1993).

*Aphelochaeta marioni* (Polychaeta, Cirratulidae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen Art ist zu klären. Die Art besiedelt die gesamte Nordsee und den Skagerrak (Hartmann-Schröder 1996). Sie wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). An der deutschen Nordseeküste erstmals 1938 bei Helgoland gefunden (Caspers 1950), dieser Fund gilt nach Hartmann-Schröder & Stripp (1968) jedoch als unsicher. Die ersten sicheren Funde stammen aus der Deutschen Bucht aus dem Jahr 1966 (Helgoland) (Hartmann-Schröder & Stripp 1968, Stripp 1969, Hauser & Michaelis 1975).

*Barbronia weberi* (Clitellata, Hirudinea, Salifidae): Erstmals für Europa in England in den 1970er Jahren festgestellt. Vor allem durch den Aquarienhandel weiter ausgebreitet. Erstmals für Deutschland im Februar 1994 im Neuhafener Altrhein bei Mannheim und 1998 im Rhein bei Koblenz gefunden (Potel et al. 1998).

*Boccardiella ligerica* (Polychaeta, Spionidae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen Art ist zu klären. Es liegt möglicherweise in der nord- oder südatlantischen oder nordpazifischen Region (Hartmann-Schröder 1996). Sie wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). In Deutschland erstmals im Oktober 1932 im Schirnauer See in der Nähe des Nordostseekanals bei Rendsburg gefunden, vermutlich zwischen 1910-1914 eingeschleppt (Augener 1939). Aktuell im Nordostseekanal sowie in den brackigen Flussästuaren von Ems, Weser und Elbe.

*Branchiura sowerbyi* (Clitellata, Oligochaeta, Tubificidae): Die Erstbeschreibung erfolgte anhand von Exemplaren aus Warmwasserbecken in London und Hamburg. Die Einbringung auf den europäischen Kontinent in das Freiland ist nicht genau datierbar, erfolgte aber vermutlich in der ersten Hälfte des 20. Jh. Der erste Freilandnachweis für Deutschland stammt aus dem Jahr 1959 aus dem Elbe-Lübeck-Kanal (Kothé 1961). Aktuell in den meisten Schifffahrtsstraßensystemen vorkommend, mit der weiteren Ausbreitung ist zu rechnen (Zettler 1996, Geissen 1999, Tittizer et al. 2000), seit 2003 im Bodensee (ANEBO 2014). Nach Nehring (2006b) auch in oligohalinen Bereichen der Unterelbe (vgl. Lackschewitz et al. 2015).

*Caspiobdella fadejewi* (Clitellata, Hirudinea, Piscicolidae): Erstmals am 30.6.1980 in der Fulda bei Kassel festgestellt (Jueg et al. 2004); vermutlich mit Besatzfischen (Cypriniden) eingebracht, weitere Ausbreitung entlang von Wasserstraßen. In Deutschland aktuell weit verbreitet (Ostsee-Einzugsgebiet und Einzugsgebiete von Elbe, Weser, Rhein und Donau) (Geissen & Schöll 1999, Jueg et al. 2004).

*Ficopomatus enigmaticus* (Polychaeta, Serpulidae): Nach Lackschewitz et al. (2015) stammt die Art aus der südlichen Hemisphäre, wahrscheinlich dem Südwestpazifik, dem Indischen Ozean oder der Küste von Süd-Australien. Der Erstfund für Deutschland gelang 1975 in der Region des Emdener Hafens im Bereich eines Kraftwerkes (Kühl 1977). In Südamerika hat die Art einen negativen Einfluss auf das Phytoplankton, auch eine Erhöhung der Wassertransparenz und dadurch Vordringen von Makroalgen in größere Tiefen, eine Einschränkung der Primärproduktion, Veränderungen im Nahrungsnetz und von Stoffflüssen wurden festgestellt (Bruschetti et al. 2008). Es ist aber unbekannt, ob dies auf deutsche Gewässer übertragbar ist. Sie kann auch negative ökonomische Auswirkungen in der Fischerei haben.

*Helobdella europaea* (Clitellata, Hirudinea, Glossiphoniidae): Die Art wurde am 21.8.1982 im Schobach bei Freiburg im Breisgau entdeckt und als *H. striata* neu für die Wissenschaft beschrieben (Kutschera 1985). Eine Einschleppung mit Aquarienpflanzen wird vermutet (Kutschera 2004). Es liegen bislang wenige Nachweise vor (Seit 1980 bei Freiburg im Freiland; in Halle und Berlin in Aquarien) (Pfeiffer et al. 2004).

*Hydroides elegans* (Polychaeta, Serpulidae): Von Gollasch et al. (2009) irrtümlich für deutsche Küstengewässer angeführt. Es liegen keine Nachweise dieser

(sub)tropischen Art für Deutschland vor.

*Hypania invalida* (Polychaeta, Ampharetidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Marenzelleria neglecta* (Polychaeta, Spionidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Microphthalmus similis* (Polychaeta, Hesionidae): Das ursprüngliche Areal ist zu klären. Es liegt möglicherweise im Mittelmeer bzw. im Schwarzen Meer, von wo auch die Erstbeschreibung stammt. Wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Hartmann-Schröder & Stripp (1968) dokumentieren diese Art erstmals 1962 in der südöstlichen Deutschen Bucht bei Neuwerk. Aktuell im Sylter Wattenmeer, Wangerooge (Westheide 1967, Stripp 1969) sowie in den Ästuaren von Elbe, Weser und Jade (Nehring & Leuchs 1999a).

*Paranis botniensis* (Clitellata, Naididae): Die ponto-kaspische Art wurde bisher in Deutschland nur einmal in der Eider (Schleswig-Holstein) nachgewiesen (Fock 1996). Funde sind auch aus der Ostsee (Schweden, Gustavsson 2005; Finnischer Meerbusen, Kontula & Haldin 2012; nahe St. Petersburg, Berezina et al. 2007; Frisches Haff, Jabłońska-Barna et al. 2013) sowie im Mittelmeer (türkische Ägäis, Balik et al. 2004) bekannt. Der aktuelle Status der Art in Deutschland ist nicht bekannt.

*Pileolaria berkeleyana* (Polychaeta, Serpulidae): Der Status in Deutschland und das genaue Herkunftsgebiet der gebietsfremden Art sind unbekannt. Lackschewitz et al. (2015) vermuten den Pazifik als Herkunftsregion. Sie wurde erstmals für Deutschland im Juli 2013 auf Steinen im Helgoländer Sublitoral nachgewiesen (Lackschewitz et al. 2015).

*Pileolaria militaris* (Polychaeta, Serpulidae): Erstmals im Juli 2012 als Aufwuchs auf der Braunalge *Himantalia elongata* auf Helgoland angetrieben. Bislang gibt es noch keinen Nachweis einer Ansiedlung und Etablierung (Lackschewitz et al. 2015).

*Piscicola haranti* (Clitellata, Hirudinea, Piscicolidae): 1990 erstmals im Odenheimer Bach unterhalb der intensiv genutzten Fischteiche bei Lichtenau festgestellt (Schimmer 1995). Aktuell aus den Einzugsgebieten von Rhein (Main, Odenheimer Bach) und Donau nachgewiesen (Jueg et al. 2004). Die Art lebt im Benthos an verschiedenen Fischarten (Jueg et al. 2004).

*Potamothrix bavaricus* (Clitellata, Tubificidae): Der locus typicus der aus dem pontischen Raum stammenden Art liegt in Bayern (Oschmann, 1913). Aktuell an mehreren Fundorten in oligohalinen Bereichen der Ostsee gefunden, in der Nordsee fehlend (Lackschewitz et al. 2015). Milbrink & Timm (2001) und Timm (2013) vermuten eine Einschleppung der Art Anfang des 20. Jahrhunderts.

*Potamothrix moldaviensis* (Clitellata, Tubificidae): Milbrink & Timm (2001) und Timm (2013) vermuten eine Einschleppung der ponto-kaspischen Art Anfang des 20. Jh. Der genaue Zeitpunkt des Erstnachweises ist unbekannt. Die Art kommt an mehreren Fundorten in oligohalinen Bereichen in der Ostsee und in der Nordsee vor (Lackschewitz et al. 2015). Milbrink & Timm (2001) halten eine zusätzliche Verschleppung mit Wasservögeln für denkbar.

*Potamothrix vejvodskyi* (Clitellata, Tubificidae): Milbrink & Timm (2001) und Timm (2013) vermuten eine Einschleppung der ponto-kaspischen Art Anfang des 20. Jh. Der genaue Zeitpunkt des Erstnachweises ist unbekannt. Die Art kommt an mehreren Fundorten in oligohalinen Bereichen in der Nordsee (Ästuare von Elbe, Weser, Ems und Eider) vor, fehlt aber in der Ostsee (Lackschewitz et al. 2015).

*Tharyx killariensis* (Polychaeta, Cirratulidae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen Art ist unklar. In der Roten Liste als Synonym der heimischen *Thelepus*

- cincinnatus* geführt (Rachor et al. 2013). An der deutschen Nordseeküste erstmals 1972 bei Neuharlingersiel festgestellt (Farke 1979). Nach Hartmann-Schröder (1996) in der gesamten Nordsee vorkommend.
- Trocheta cyliindrica* (Clitellata, Hirudinea, Erpobdellidae): Am 3.10.1998 in einem Altarm der Elbe bei Breitenhagen erstmals festgestellt und über eine Strecke von 90 km nachgewiesen, vermutlich weiter verbreitet (Grosser 1999). Möglicherweise liegen die Vorkommen in Sachsen-Anhalt am Nordrand des natürlichen Areals der Art (Grosser 1999). Der Status als gebietsfremde Art ist somit unsicher.
- Tubificoides heterochaetus* (Clitellata, Oligochaeta, Tubificidae): Die Erstbeschreibung erfolgte anhand von Tieren aus Gewässern bei Greifswald (Ostsee). Die Art ist im Nordwest- und Nordostatlantik verbreitet, nach Lackschewitz et al. (2015) ist die Herkunft kryptogen und die Art könnte heimisch sein. Sie wird auch in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). In Deutschland aktuell an der Nordseeküste aus der Elb- und Wesermündung bekannt, an der Ostseeküste allgemein verbreitet (Lackschewitz et al. 2015).
- Xironogiton victoriensis* (Clitellata, Branchiobdellae, Branchiobdellidae): Erstmals im Dezember 2003 in einem Bach im Schwarzwald bei Baden-Baden festgestellt (Martens et al. 2006). Vermutlich gemeinsam mit dem Wirt (*Pacifastacus leniusculus*) ab 1972 eingeschleppt.

## Mollusca

- Biomphalaria camerunensis* (Gastropoda, Planorbidae): Die aus dem zentralen tropischen Afrika stammende Tellerschnecke wurde vermutlich mit Wasserpflanzen oder dem Tierhandel in der Aquaristik eingebracht. Sie wurde von Eichler (1952) aus den Gewächshäusern des Botanischen Gartens Berlin-Dahlem genannt und von Plate & Frömring (1953) im Aquarium des Braunschweiger zoologischen Instituts gefunden. Es liegen keine Freilandnachweise oder aktuellen Nachweise vor.
- Biomphalaria orbicula* (Gastropoda, Planorbidae): Die aus der Karibik und Mexiko stammende Art wurde vermutlich mit Zierpflanzen über Botanische Gärten eingebracht. Sie wurde von Boettger (1929) in den Wasserbehältern zweier Orchideenhäuser in Berlin festgestellt und von Plate & Frömring (1953) wiedergefunden. Es liegen keine Freilandnachweise oder aktuellen Nachweise vor.
- Biomphalaria straminea* (Gastropoda, Planorbidae): Die aus der Karibik und Brasilien stammende Art wurde vermutlich mit dem Tierhandel in der Aquaristik eingebracht. Sie wurde von Boettger (1929) in den Aquarien einer Zoohandlung in Berlin festgestellt. Es liegen keine Freilandnachweise oder aktuellen Nachweise vor.
- Corambe obscura* (Gastropoda, Onchidorididae): Reise et al. (1999) listen die nordwestatlantische Art für die Nordsee, es ist aber nicht ersichtlich, ob der Nachweis in Deutschland erfolgte. Wolff (2005) gibt Funde in den Niederlanden an und beschreibt, dass die Art seit 1932 nicht mehr gefunden wurde. Ein Vorkommen in Deutschland ist nicht bestätigt.
- Corbicula fluminalis* (Bivalvia, Corbiculidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Crassostrea angulata* (Bivalvia, Ostreidae): Bereits im letzten Jahrhundert durchgeführte Etablierungsversuche der Portugiesischen Auster in der Nordsee schlugen wohl aufgrund der zu kalten Wassertemperaturen fehl; frei lebende Exemplare wurden nie gefunden (Neudecker 1985). Lackschewitz et al. (2015) geben

1913 (im Jadebusen, in Kulturen) als Jahr der Ersteinbringung an und halten *C. angulata* für konspezifisch mit *C. gigas*.

*Crassostrea gigas* (Bivalvia, Ostreidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Crassostrea virginica* (Bivalvia, Ostreidae): Bereits im letzten Jahrhundert durchgeführte Etablierungsversuche der Amerikanischen Auster in der Ostsee schlugen wohl aufgrund der zu kalten Wassertemperaturen und der zu niedrigen Salzgehalte fehl; weitere nicht erfolgreiche Ansiedlungsversuche in der Nordsee bei Norddeich in den 1910er Jahren; frei lebende Exemplare wurden nie gefunden (Neudecker 1985).

*Crepidula fornicata* (Gastropoda, Calyptraeidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Dreissena bugensis* (Bivalvia, Dreissenidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Dreissena polymorpha* (Bivalvia, Dreissenidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Emmericia patula* (Gastropoda, Emmericiidae): Die aus Südsteuropa stammende Art wurde nach Boeters & Heuss (1985) 1960 in Mittelfranken ausgesetzt. Die Ersteinbringung erfolgte durch den Aquarienhandel. Aktuell sind Vorkommen aus Mittelfranken, München und Dachau bekannt (Glöer & Meier-Brook 2003).

*Ensis directus* (Bivalvia, Pharidae): siehe S. 104.

*Ferrissia fragilis* (Gastropoda, Ferrissiidae): Die Taxonomie und Herkunft der in Europa vorkommenden „Art(en)“ ist unklar. Hier wird Walther et al. (2006) gefolgt, die aufgrund molekularer Daten die meisten der unter verschiedenen Namen publizierten *Ferrissia*-Angaben in Europa zu dieser nordamerikanischen Art stellen. Ob *F. clessiniana* (= *wautieri*) eine indigene europäische Art oder ein Synonym von *fragilis* ist, bleibt weiter unklar (vgl. Kinzelbach 1984, Glöer & Zettler 2005, LUBW 2008). Über den Zeitpunkt der Ersteinbringung liegen keine Informationen vor. Die frühesten Meldungen in Europa, die *F. fragilis* zugeordnet werden können, stammen aus Deutschland: Erster Freilandnachweis 1930 in Freiburg/Breisgau (Kinzelbach 1984). Von Boettger (1949) im Aquarium des Braunschweiger zoologischen Institutes gefunden. Aktuell zerstreute Vorkommen in Stillgewässern und langsam fließenden Fließgewässern Deutschland (Glöer 2002, LUBW 2008).

*Galba cubensis* (Gastropoda, Lymnaeidae): Die aus Kuba stammende Schlammschnecke wurde vermutlich mit Zierpflanzen über Botanische Gärten eingebracht. Sie wurde von Boettger (1929) in den Wasserbehältern zweier Orchideenhäuser in Berlin festgestellt und von Plate & Frömming (1953) wiedergefunden. Es liegen keine Freilandnachweise oder aktuellen Nachweise vor.

*Gyraulus chinensis* (Gastropoda, Planorbidae): Ob die Art im Freiland dauerhaft überleben kann ist unsicher (Glöer & Meier-Brook 2003). Nach LUBW (2008) erstmals für Deutschland 1985 im NSG Kirchheimer Wasen festgestellt. Die Einschleppung geht vermutlich auf Biotopmanagement mit Ausbringung von Wasserpflanzen aus Gärtnereien zurück. Die aktuelle Verbreitung in Deutschland ist wenig bekannt, bisher aus Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt gemeldet (Glöer & Meier-Brook 2003, LUBW 2008).

*Gyraulus parvus* (Gastropoda, Planorbidae): Nach Glöer & Meier-Brook (2003) erstmals 1973 in Deutschland in einem Autobahnsee bei Speyer festgestellt. In Deutschland aktuell zerstreut verbreitet (Renker & Kobialka 2001). Die Art lebt in flachen Stillgewässern mit Unterwasservegetation, Kanälen, Gartenteichen, auch im Bodensee (Glöer & Meier-Brook 2003).

*Haitia acuta* (Gastropoda, Physidae): Es wird hier Dillon et al. (2002) und Van Damme et al. (2012) gefolgt, die *H. acuta* für eine nordamerikanische Art halten. Die Herkunft gilt aber nicht als gesichert. Vermutlich schon vor längerer Zeit (18. Jh.?) eingeschleppt; das Typenmaterial stammt aus der Garonne in der Nähe

von Bordeaux (Frankreich), einer wichtigen Anlaufstelle für Importe aus Nordamerika zu der Zeit (Anderson 2003). Seit 1895 in botanischen Gärten und Gewächshäusern, seit 1904 im Freiland, östlich des Rheins (Büttner 1922). Aktuell in Deutschland in stehenden und langsam fließenden Gewässern und Kühlwassereinflüssen weit verbreitet (Tittizer et al. 2000, Glöer & Meier-Brook 2003).

*Helisoma anceps* (Gastropoda, Planorbidae): Über den Zeitpunkt der Ersteinbringung, vermutlich durch den Aquarienhandel, liegen keine Informationen vor. Von Geiter et al. (2002) und Glöer & Meier-Brook (2003) ohne Quellenangabe unter dem Taxon *P. duryi* genannt (vgl. Kobialka et al. (2009). Gollasch & Nehring (2006) geben die 1980er Jahre als Erstnachweis an. In Deutschland aktuell im Rheinland, nur in künstlich erwärmten Gewässern (Glöer & Meier-Brook 2003).

*Leucophytia bidentata* (Gastropoda, Elobiidae): Es wurde bisher nur ein einzelnes Tier im Freiland gefunden: am 7. April 1997 bei Helgoland (Eggers & Förster 1999). Auch eine natürliche Arealerweiterung aus dem Nordostatlantik und Zentralen Ostatlantik ist denkbar.

*Lithoglyphus naticoides* (Gastropoda, Lithoglyphidae): Im Tertiär in Teilen Mitteleuropas und in Südosteuropa verbreitet. Reliktpopulationen im Donauegebiet. Rezente Einschleppung bzw. Einwanderung durch Schiffsfahrtskanäle. Die ersten Nachweise aus dem heutigen Polen lassen eine Einbringung ab den 1870er Jahren vermuten. 1883 erstmals aus Berlin, Brandenburg, Elbe und Unterspree gemeldet; Westdeutschland wurde im 19. Jh. über die Donau besiedelt (Thienemann 1950). Aktuell in Deutschland zerstreut verbreitet (Tittizer et al. 2000, Glöer & Meier-Brook 2003).

*Melanoides tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae): Studemund & Rosenberg (1994) berichten von Freilandvorkommen im Rheinland. Im Rheinland (Kaiserstuhl) und Brandenburg festgestellt (Ant & Jungbluth 1999). In Nordrhein-Westfalen als etabliert geführt (Kobialka et al. 2009). Von Mácha (1971) aus Glashäusern in Opava in der Tschechischen Republik gemeldet. Über den Zeitpunkt der Ersteinbringung durch den Aquarienhandel liegen keine Informationen vor.

*Micromenetus dilatatus* (Gastropoda, Planorbidae): Seit 1869 in Großbritannien; aufgrund der Invasionsgeschichte in Europa, erfolgte die Ersteinbringung nach Deutschland möglicherweise in den 1970er Jahren. Von Harbers et al. (1988) erstmals für Deutschland 1980 aus dem Rhein-Herne-Kanal gemeldet. Aktuell in Deutschland zerstreut verbreitet (Reise et al. 1996, Tiefenthaler 1999, Glöer & Meier-Brook 2003, Müller et al. 2005).

*Musculium transversum* (Bivalvia, Sphaeriidae): Über den Zeitpunkt der Ersteinbringung durch den Aquarienhandel liegen keine Informationen vor. Erstmals für Deutschland am 9.2.1992 im Datteln-Hamm-Kanal in Hamm nachgewiesen. Bisher aus Nordrhein-Westfalen (Kobialka & Deutsch 2005), Ostfriesland bei Leer (Glöer & Meier-Brook 2003) und Baden-Württemberg (Roos & Marten 2005) gemeldet.

*Mytilopsis leucophaeata* (Bivalvia, Dreissenidae): Die Herkunft wurde unterschiedlich diskutiert: Westafrika (Boettger 1928, Thienemann 1950), Karibik (Barnes 1994) und Nordamerika (Jundbluth 1996). Hier wird Lackschewitz et al. (2015) gefolgt, die den Nordwestatlantik als Herkunft anführen. Um 1928 erstmals im Nordostseekanal ca. 10 km von der Holtener Schleuse festgestellt (Boettger 1933). Nach Buschbaum et al. (2012) aktuell an wenigen Untersuchungsorten in der Nordsee gefunden. Vorkommen im Nordostseekanal, in Ästuaren (Weser und Ems sowie deren Nebenflüssen) und dem Rhein bis nach Duisburg; zumeist in stark anthropogen veränderten Lebensräumen (Post & Landmann 1994, Bäche 1996, Jungbluth 1996, Nehring & Leuchs 1999a).

*Petricola pholadiformis* (Bivalvia, Petricolidae): Der erste Nachweis erfolgte 1896 im nordfriesischen Wattenmeer (Föhr). Ohne Angaben des Landes werden Funde 1875-1890 in der südlichen Nordsee genannt (Schlesch 1932). Große Bestände entlang der nordfriesischen Inseln Amrum, Sylt und Juist (Schäfer 1939, Nehring & Leuchs 1999a) und auf Helgoland (Harms 1993). Nach Buschbaum et al. (2012) an wenigen Untersuchungsorten in der Nordsee gefunden. Nach Lackschewitz et al. (2015) selten geworden. Funde entlang der deutschen Ostseeküste (Schlesch 1932, Jagnow & Gosseck 1987, Nehring 2000a).

*Pomacea glauca* (Gastropoda, Ampullariidae): Vermutlich wiederholt von Aquarianer ausgesetzt (z.B. in Österreich, Reischütz & Reischütz 2000) und kurze Zeit im Freiland überlebensfähig, aber keine dauerhaften Populationen bildend. Mit Wirkung vom 8. November 2012 gilt ein Verbot für Apfelschnecken der Gattung

Pomacea in der EU (EU 2012). *Pomacea* ist der gültige Gattungsname für Apfelschnecken, die früher als Ampullaria bekannt waren. Aufgrund dieses Verbotes ist die Einfuhr, der Handel, der Besitz und die Zucht von Apfelschnecken aller Arten der Gattung Pomacea innerhalb der EU verboten. Das gilt für kommerzielle Haltungen ebenso wie für Privatpersonen (EFSA 2012).

*Potamopyrgus antipodarum* (Gastropoda, Hydrobiidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Rangia cuneata* (Bivalvia, Mactridae): Nach Bock et al. (2015) erstmals im November 2013 im Nordostseekanal bei Brunsbüttel nachgewiesen. Der Status der Art ist zurzeit unbekannt.

*Sinanodonta woodiana* (Bivalvia, Unionidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Teredo navalis* (Bivalvia, Teredinidae): Nach Schütz (1961) liegt das Ursprungsgebiet in den Mündungsgebieten der mittel- und nordeuropäischen Flüsse, nach Wolff (2005) ist der Schiffsbohrwurm ein Kosmopolit mit unbekannter Herkunft, da bereits in frühen Jahren mit der Seefahrt verschleppt. Auch Borges et al. (2014) können dies nicht abschließend klären und bezeichnen die Art als kryptogen. Der Erstfund für die Nordsee (Cuxhaven) ist aus 1791 belegt (Woltmann 1791 zit. in Kühl 1972). In den Niederlanden seit 1731 gefunden (Sellius 1733). Leppäkoski & Olenin (2000) geben die Art seit dem 18. Jh. für die westliche Ostsee an. Vor 1871 im gesamten ostfriesischen Wattenmeer vorkommend (Metzger 1871). Auch auf Helgoland (Harms 1993). In der Ostsee sporadische Massenentwicklungen (Schütz 1961). Die salzgehaltsbedingte östliche Verbreitungs- und Reproduktionsgrenze liegt bei Rügen/Hiddensee (Sordyl et al. 1998, Lippert et al. 2013). In der Ostsee wird eine aktuelle Ausbreitung vermutet, an den Atlantikküsten Europas ist hingegen ein Rückzug der Vorkommen zu beobachten (Borges et al. 2014, Lippert et al. 2013). Durch die holzbohrende Lebensweise verursacht die Art schwere Schäden an Holzstrukturen (Lippert et al. 2013), in der Ostsee sind historische Schiffswracks beschädigt worden (Schulz 1995).

*Unio mancus* (Bivalvia, Unionidae): Aus dem Rhonegebiet über den Rhein-Rhone-Kanal eingewandert bzw. eingeschleppt (Jungbluth 1996). Nach Kinzelbach (1972) zweifelhafte Funde im Rhein. Die ersten gesicherten Nachweise nennt Jungbluth (1996) in der Mosel und im Rhein.

*Viviparus ater* (Gastropoda, Viviparidae): Nach ANEBO (2014) 1956 erstmals am Hinterhorn bei Wangen am deutschen Bodenseeufer festgestellt; von Falkner (1989) bestätigt; später auch in der Oberpfalz (Bayern) gefunden (Gerber & Groh 1997).

## **Nematoda**

*Anguillicoloides crassus* (Spirurida, Anguillicolidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

## **Crustacea**

*Acartia tonsa* (Acartiidae): Nach Deevey (1960) eine atlantische Art, nach Lackschewitz et al. (2015) ist die genaue Herkunft der gebietsfremden Art unbekannt. Der deutsche Erstnachweis gelang 1930 im Weser Ästuar (Redeke 1934); Vorkommen nach Arndt & Schnese (1986) vor 1981 in der Ostsee. Aktuell in der Nord- und Ostsee weit verbreitet (Brylinski 1981, Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2015).

*Ameira divagans* (Ameiridae): Nach Lackschewitz et al. (2015) ist das vermutete Herkunftsgebiet (Atlantik) aufgrund morphologischer Unterschiede der weltweit

- beschriebenen Populationen nicht gesichert und die Art möglicherweise als kryptogen zu bezeichnen. Hier wird die Art – bis zum Vorliegen neuer Erkenntnisse – als gebietsfremd bewertet. Nach Scheibel (1974) um 1970 erstmals in der Ostsee in der Kieler Bucht festgestellt.
- Amphibalanus amphitrite* (Balanidae): Der Status der Art ist unbekannt. Der Erstnachweis erfolgte 2002 im Hafen von Norderney (Wiegemann 2008). Bisher sind in Deutschland nur Larven gefunden worden. Es wird vermutet, dass deutsche Küstengewässer zu kalt für die Metamorphose sind (Wiegemann 2008). In England wurde die Art in einem Gebiet beobachtet, wo Kraftwerksabwässer das Umgebungswasser erwärmen (Bamber 1990), eine Etablierung ist bei Gewässererwärmung eventuell möglich.
- Amphibalanus improvisus* (Balanidae): Das Ursprungsgebiet liegt wahrscheinlich in subtropisch-gemäßigten Gewässern (Broch 1924). Nach Lackschewitz et al. (2015) als gebietsfremd mit unbekannter Herkunft eingestuft. Kirchenpauer (1862) fand *B. improvisus* 1858 erstmals auf Fahrwassertonnen im Elbeästuar. Entlang der gesamten deutschen Küsten an Nord- und Ostsee vorkommend (Hauser & Michaelis 1975, Harms 1993, Nehring & Leuchs 1999a, Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2015).
- Argulus japonicus* (Argulidae): Der Status der Art ist unbekannt, es sind keine aktuellen Verbreitungangaben bekannt. Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor, wahrscheinlich wurde sie mit Koi-Importen eingeschleppt (Stammer 1959). Der Erstnachweis erfolgte durch Wagler (1935) aus Karpenteichen der Bayerischen Versuchsanstalt für Fischerei in Wielenbach sowie aus der Umgebung von Ansbach, Bayreuth, Dinkelsbühl, Zwickau und Breslau gemeldet.
- Astacus leptodactylus* (Astacidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Atyaephyra desmaresti* (Atyidae): Die aktive Ausbreitung der Art nach Europa erfolgte seit Mitte des 19. Jh. durch Wasserstraßensysteme (Wittmann 1995, Tittizer et al. 2000). Der Erstnachweis in Deutschland erfolgte 1932 in einem Altwasser am Niederrhein bei Rees, bis 1936 war sie über den Mittellandkanal bis Hannover verbreitet (Frankenberg 1937, Heuss et al. 1990). Aktuell in Deutschland im Binnenwasserstraßensystem und in Stillgewässern weit verbreitet (Tittizer et al. 2000).
- Austrominius modestus* (Austrobalanidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Brachynotus sexdentatus* (Varunidae): Die mediterrane Art wurde von Gollasch (1996) an einem Schiffsrumpf im Hamburger Hafen gefunden. Es liegen keine weiteren Beobachtungen oder wild lebende Nachweise vor. In Wales konnte sich die Art zwischen 1957 und 1976 im erwärmten Abwasser eines Kraftwerks halten (Bamber 1990).
- Callinectes sapidus* (Portunidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Caprella mutica* (Caprellidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Cercopagis pengoi* (Cercopagidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Chelicorophium curvispinum* (Corophiidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Chelicorophium robustum* (Corophiidae): Die Art wurde Anfang September 2002 erstmals für Deutschland im Main nachgewiesen, eine Einwanderung oder Einschleppung durch Kanäle aus der Donau in den 1990er Jahren wird vermutet (Bernerth & Stein 2003). Aktuell in Deutschland zerstreut verbreitet (Main, Rhein, Neckar, Donau) (Haybach & Schwenke 2005, Roos et al. 2006, Borza et al. 2010).

*Chelicorophium sowinskyi* (Corophiidae): Borza et al. (2010) vermuten, dass die Art bisher übersehen wurde und die Einbringung entlang der Donau möglicherweise mehrere Jahrzehnte zurück liegt. Der Erstnachweis für Deutschland erfolgte am 15.8.2007 am Kraftwerk Geisling, am 16.8. in Deggendorf und in Niederaltleich und am 17.8. in Jochenstein in der deutschen Donau festgestellt (Borza et al. 2010). Aktuell in Deutschland bisher nur aus der Donau und dem Main bekannt, vermutlich weiter verbreitet (Borza et al. 2010, Bernerth & Dorow 2010).

*Cherax quadricarinatus* (Parastacidae): Der Zeitpunkt der Ersteinbringung der australischen Art durch den Tierhandel ist unbekannt. Im Sommer 2006 erstmals am Plöner See festgestellt, vermutlich wiederholt ausgesetzt (Zompro 2011, „seit mehreren Jahren“). Freilandfunde sind auch aus Nordrhein-Westfalen bekannt (Zompro 2011).

*Crangonyx pseudogracilis* (Crangonyctidae): Die Art wurde 1979 erstmals für Europa in den Niederlanden festgestellt (Pinkster et al. 1980). Es ist zu vermuten, dass Deutschland in den darauf folgenden Jahren besiedelt wurde. Der Erstnachweis erfolgte 1992 im Mittelrhein (Geissen 1994). Aktuell im Rhein-, Donau- und Wesersystem, eine weitere Verbreitung ist anzunehmen (Bernerth & Stein 2003, Gerdes & Eggers 2007).

*Cryptorchesia cavimana* (Talitridae): Als ursprüngliches Areal wird die Mediterran-Ponto-Kaspische Region vermutet, nach Kinzelbach (1972) ist das genaue Herkunftsgebiet nicht sicher bekannt. Die Besiedlung des (Nieder)rheingebietes ist seit 1878 aus den Niederlanden bekannt, der Erstfund für Deutschland erfolgte 1920 am Ufer der Außenalster bei Hamburg (Schlienz 1922, Kinzelbach 1972) und im westlichen und östlichen Oderhaff (Herold 1925). Aktuell in Deutschland weit verbreitet (Tittizer et al. 2000, Eggers & Martens 2008).

*Daphnia ambigua* (Daphniidae): Im Oktober 1972 in einem Altwasser am rechten Mainufer zwischen Randersacker und Würzburg festgestellt, nach Nachsuche bereits weiter verbreitet (Flössner & Kraus 1976). Die Ersteinbringung daher vermutlich schon einige Zeit zurückliegend. In Deutschland aktuell zerstreut im Rhein-, Main- und Emsgebiet sowie im Überleitungssystem "Altmühl/Donau-Regnitz/Main" verbreitet (Krause-Dellin 1992).

*Daphnia parvula* (Daphniidae): Im November 1973 in einem Kiesteich bei Winterhausen festgestellt, nach Nachsuche bereits weiter verbreitet (Flössner & Kraus 1976). Die Ersteinbringung daher vermutlich schon einige Zeit zurückliegend. In Deutschland aktuell zerstreut im Rhein-, Main- und Emsgebiet sowie im Überleitungssystem "Altmühl/Donau-Regnitz/Main" verbreitet (Krause-Dellin 1992).

*Diaphanosoma orghidani* (Sidae): Der Status der Art ist unbekannt, es sind keine aktuellen Verbreitungsangaben bekannt. Im August und September 1996 in der Laach bei Rheidt/Niederkassel sowie in den Hafenbecken von Brohl und von Oberwinter in einer Zooplanktonprobe festgestellt; frühere Verwechslungen mit heimischen *Diaphanosoma*-Arten sind denkbar (Weiler 1997). Eine Einschleppung/Einwanderung aus dem Donau-Einzugsgebiet wird vermutet.

*Dikerogammarus bispinosus* (Gammaridae): Bisher nur 1998 in der Donau (im Bereich der Isarmündung) festgestellt (Eggers & Martens 2001, Kinzler et al. 2009). Möglicherweise wurde die Art in früheren Aufsammlungen übersehen (Müller et al. 2002). Der Zeitpunkt der Ersteinbringung ist nicht bekannt.

*Dikerogammarus haemobaphes* (Gammaridae): Seit 1976 in der deutschen Donau nachgewiesen, mit Öffnung des Main-Donau-Kanals ab 1993 weitere Ausbreitung im Rheinsystem (Tittizer et al. 2000, Eggers & Martens 2001). Seit 2005 im Oderhaff (Zettler 2008). Aktuell in Deutschland weit verbreitet (Tittizer et al. 2000, Eggers & Martens 2008).

*Dikerogammarus villosus* (Gammaridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Echinogammarus berilloni* (Gammaridae): Im Herbst 1924 im Kreis Recklinghausen im Wienbach, einem Zufluss der Lippe, entdeckt (Boecker 1926). Bereits bei den ersten Nachweisen sehr häufig, die Ersteinbringung muss demnach einige Zeit zurückliegen (vgl. Thienemann 1950). In Deutschland aktuell aus Rhein,

Mosel, Möhne, Saar, Lippe bekannt (Tittizer et al. 2000, Eggers & Martens 2001, 2008).

*Echinogammarus ischnus* (Gammaridae): Erstmals für Deutschland im Dortmund-Ems-Kanal bei Bergeshövede (südlich von Bevergern) im Januar 1977 festgestellt (Herhaus 1978). Nach Herhaus (1978) „erst in jüngster Zeit [während der letzten 40 Jahre] in das Einzugsgebiet der Ems gekommen“. Vermutlich erst nach 1946, nach Sanierung der Kriegsschäden und Wiederaufnahme der Schifffahrt. Aktuell in Deutschland weit verbreitet (Eggers & Martens 2008).

*Echinogammarus trichiatus* (Gammaridae): Von Weinzierl et al. (1997) am 28.2.1996 (und wiederholt in den folgenden Monaten) „konstant in geringer bis mittlerer Abundanz“ in der Donau unterhalb von Passau (Jochenstein, km 2203; Kachlet, km 2230) festgestellt, die Ersteinbringung muss bereits einige Zeit davor erfolgt sein. Aktuell in Deutschland aus Donau, Rhein und Elbe bekannt (Tittizer et al. 2000, Eggers & Martens 2008).

*Eriocheir sinensis* (Varunidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Evadne anonyx* (Cladocera): Nach der unabsichtlichen Einbringung in die östliche Ostsee (Finnland) breitet sich die pontokaspische Art in der Ostsee aus. Im Mai 2014 wurden mehrere Individuen in der Kieler Bucht nachgewiesen (Wasmund et al. 2015).

*Gammarus tigrinus* (Gammaridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Gammarus varsoviensis* (Gammaridae): Der Status der Art ist unbekannt, historisch bekannte Vorkommen (1898 im Neuen See in Berlin-Tiergarten) konnten nicht bestätigt werden (Rudolph & Zettler 1999). Aktuell aus der Elbe und dem Kölpinsee (Müritzgebiet) bekannt (Vaino et al. 1995, Rudolph & Zettler 1999), möglicherweise weiter verbreitet.

*Hemigrapsus sanguineus* (Varunidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Hemigrapsus takanoi* (Varunidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Hemimysis anomala* (Mysidae): Nach der absichtlichen Verbringung aus dem Ursprungsgebiet nach Osteuropa in den 1950er und 1960er Jahren, erfolgte die weitere Ausbreitung überwiegend selbständig entlang von Wasserstraßen (Tittizer et al. 2000). Erstmals im Neckar (km 44) und Rhein (km 576 und 590) am 8.10.1997 nachgewiesen, mit Sicherheit dort schon einige Jahre vorhanden, aber übersehen (Schleuter et al. 1998). Aktuell in Deutschland zerstreut im Binnenwasserstraßensystem verbreitet (Tittizer et al. 2000), auch in der Wesermündung nachgewiesen (Haesloop 2001).

*Homarus americanus* (Decapoda): 2014 wurde ein Jungtier durch einen Fischer in der Lübecker Bucht (Ostsee) gefangen. Eine genetische Überprüfung belegte den Artnachweis (Anonym 2014). Siehe Steckbrief in Rabitsch et al. (2013); dort für deutsche Meeressgewässer als potenziell invasiv bewertet.

*Jaera istri* (Janiridae): Vor der Revision durch Veuille (1979) in der Literatur als *J. sarsi* Valkanov bezeichnet; letztere nach Veuille eine pontokaspische Brackwasserart, nach Tobias et al. (2005) jedoch ein Synonym. Die Vorkommen in der deutschen Donau bei Passau (Erstfund bei Kothé 1968) werden als natürliche Vorkommen bewertet. Nach Öffnung des Main-Donau-Kanals erfolgte die Ausbreitung in den Main (Schleuter & Schleuter 1995) und Rhein (Tittizer et al. 2000), über den Mittellandkanal in die Elbe (Schöll & Hardt 2000) und Weser (Wolff 2003).

*Jassa marmorata* (Amphipoda): Eine kosmopolitische Art, die vermutlich aus dem Nordwestatlantik stammt (Conlan 1990). Nach Lackschewitz et al. (2015) ist aufgrund früherer Verwechslungen und der komplexen Taxonomie die Ausbreitungsgeschichte der Art unklar. Wichels et al. (2006) fanden die Art erstmals 1999 bei Helgoland als dominierenden Aufwuchsorganismus auf dem Schwamm *Halichondria panicea*. Nach Lackschewitz et al. (2015) 2010 auch in der Ostsee in der Mecklenburger Bucht nachgewiesen.

*Katamysis warpachowskyi* (Mysidae): Von Wittmann (2008) erstmals am 29.5.2008 im Winterhafen Passau (km 2228) aus der Donau gemeldet, kurz darauf auch im Bodensee (Hanselmann 2010). Aufgrund der Ausbreitungsgeschichte in der Donau vermutlich kurz vor dem Erstnachweis eingewandert oder eingeschleppt (Wittmann 2008). In Deutschland aktuell in der Donau und im Bodensee (Hanselmann 2010).

*Limmnysis benedeni* (Mysidae): Die ersten Nachweise (1993) stammen aus einem künstlichen Nebenarm der Donau bei Erlau (Donau km 2214) und aus dem Winterhafen Passau (1994) (Wittmann 1995); der erste Nachweis im Rhein erfolgte 1997 (Tittizer et al. 2000). Die Einwanderung erfolgte donaufwärts über das Binnenwasserstraßensystem aus dem südeuropäischen Raum (Wittmann 1995, Tittizer et al. 2000). In Deutschland aktuell weit verbreitet (Donau, Rhein, Nordseezubringer, Seen, Oderhaff; Geissen 1997, Reinhold & Tittizer 1998, Tittizer et al. 2000, Fritz et al. 2006, Lackschewitz et al. 2015).

*Macrobrachium dayanum* (Palaemonidae): Von Klotz et al. (2013) am 25.09.2011 in einem erwärmten Kohlekraftwerksausfluss (Gillbach bei Niederaußem) nachgewiesen. An subtropische Gewässertemperaturen gebunden (Temperaturen unter 10°C werden nicht toleriert), und eine Ausbreitung in den Rhein ist nicht zu erwarten. Seit längerer Zeit im Tierhandel erhältlich. Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor.

*Melita nitida* (Melitidae): Nach Reichert & Beermann (2011) erstmals 2008 im Brackwasser des Nord-Ostsee-Kanals bei Kiel entdeckt; 2012 auch außerhalb des Kanals bei Cuxhaven festgestellt Lackschewitz et al. 2015).

*Monocorophium sextonae* (Corophiidae): Nach Lackschewitz et al. (2015) ist die genaue Herkunft der gebietsfremden Art unbekannt. Möglicherweise stammt sie aus Neuseeland oder dem Nordatlantik. In Deutschland erstmals im August 1997 im Hafen von List/Sylt nachgewiesen (Nehring & Leuchs 1999a).

*Mytilicola intestinalis* (Mytilicolidae): Der Erstfund gelang vermutlich 1938 in der südöstlichen Nordsee in der Nähe von Cuxhaven; es liegt aber auch ein Sammlungsbeleg aus 1936 vor (Caspers 1939). Die Parasiten schädigen das Wachstum und die Reproduktionsrate von Wirtsmuscheln, wenn sie in hohen Dichten auftreten (Elsner et al. 2011) und können so den Aquakulturetrag von z.B. Miesmuschelfarmen reduzieren.

*Mytilicola orientalis* (Mytilicolidae): In den 1970er Jahren in pazifischen Austern in Frankreich entdeckt und in den 1990er Jahren in der südlichen Nordsee festgestellt (Elsner et al. 2011). Der erste Nachweis für die deutsche Küste liegt aus 2008 von Sylt vor (Elsner et al. 2011). Vermutlich weiter verbreitet, das nächstgelegene Vorkommensgebiet ist in Holland (Lackschewitz et al. 2015).

*Neocaridina davidi* (Atyidae): Am 25.09.2011 in einem erwärmten Kohlekraftwerksausfluss (Gillbach, Erft) nachgewiesen; ein Vorkommen hat auch in einem Teich bei Hannover bestanden; nicht an Thermalgewässer gebunden und die Ausbreitung in den Rhein scheint möglich (Klotz et al. 2013). Seit längerer Zeit im Tierhandel erhältlich. Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor.

*Obesogammarus crassus* (Gammaridae): Von Rudolph (2004) erstmals im September 2003 in Brandenburg (Breitlingsee) und 2004 in der Havel bei Berlin nachgewiesen. Im Januar 2005 im Oderhaff festgestellt (Lackschewitz et al. 2015). Aufgrund des Ausbreitungsverlaufes in der Weichsel und Oder ist zu vermuten, dass die Einbringung nur wenige Jahre vor dem Erstnachweis erfolgte. In Deutschland aktuell aus Elbe, Oder und Warnow bekannt (Eggers & Anlauf 2005, Eggers & Martens 2008), im Binnenwasserstraßensystem und in Stillgewässern, aber auch in Flussmündungen und küstennahen Gewässern (Lackschewitz et al. 2015).

*Obesogammarus obesus* (Gammaridae): Von Weinzierl et al. (1996) am 11.04.1995 erstmals in der obersten Donau in der Stauhaltung Jochenstein nachgewiesen. Aufgrund des Ausbreitungsverlaufes in der Donau ist zu vermuten, dass die Einbringung nur wenige Jahre vor dem Erstnachweis erfolgte. Im Rhein bei Koblenz seit 2004 nachgewiesen (Nehring 2006a).

- Oithona davisiae* (Oithonidae): Erstfund 2008 im Sylter Wattenmeer nahe List, wo die nordwestpazifische Art aktuell in hohen Dichten vorkommt (Cornils & Wend-Heckmann 2015).
- Orconectes immunis* (Cambaridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Orconectes limosus* (Cambaridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Pacifastacus leniusculus* (Astacidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Palaemon macrodactylus* (Palaemonidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Paramysis lacustris* (Mysidae): In den 1960er Jahren als Fischnährtiere in Litauen ausgebracht; in der Folge selbständige Arealerweiterung entlang von Flüssen und wiederholte Besatzmaßnahmen (Lackschewitz et al. 2015). Im September 2013 erstmals im deutschen Teil des Oderhaffs bei Kamminke (Usedom) festgestellt (Lackschewitz et al. 2015).
- Platorchestia platensis* (Talitridae): Das genaue ursprüngliche Areal der kosmopolitischen, gebietsfremden Art ist nicht bekannt (Simpson 2011). Die Einbringung nach Europa (Dänemark) wird für die 1860er Jahre angenommen, von wo sich die Art in der Ostsee ausgebreitet hat (Zettler 1999, Spicer & Janas 2006). Nach Dahl (1946) 1931 auf Amrum festgestellt; nach Spicer & Janas (2006) bereits in den 1940er Jahren für die deutsche Ostseeküste bekannt. Aktuell in Deutschland mehrfach an der Ostsee und Nordseeküste in Küstengewässern und Salzwiesen nachgewiesen (Lackschewitz et al. 2015).
- Pontogammarus robustoides* (Pontogammaridae): In den 1960er Jahren absichtlich in Litauen als Fischnährtier ausgesetzt und in der Folge selbständig entlang von Kanälen ausgebreitet. Von Rudolph (1997) erstmals für Deutschland 1994 in der Peene-Mündung festgestellt. Aktuell in Norddeutschland (Rudolph 1997, Zettler 1998, Martens et al. 1999).
- Proasellus coxalis* (Asellidae): Die Taxonomie der Unterarten und die Abgrenzung zu *P. banyulensis* ist ungeklärt (Wouters & Vercauteren 2009). Nach Wouters & Vercauteren (2009) erstmals 1931 im Rhein festgestellt. Später auch aus der Ruhr, der Ems sowie bei Halle, Merseburg und Mansfeld nachgewiesen (Nehring & Leuchs 1999a). Nach Lackschewitz et al. (2015) vor 1987 in der Nordsee und 2011 in der Ostsee.
- Proasellus meridianus* (Asellidae): Die ersten Nachweise liegen aus 1932 für den Niederrhein bei Straelen vor (Stammer 1932). Die Ausbreitung erfolgte vermutlich über den Rhône-Saône-Seine-Kanal und über den Rhein-Rhône-Kanal (Thienemann 1950). Aktuell in der Saar und im Rhein (Trittzer et al. 2000).
- Procambarus clarkii* (Cambaridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Procambarus fallax* f. *virginialis* (Cambaridae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.
- Pseudodiaptomus marinus* (Pseudodiaptomidae): Nach Jha et al. (2013) erstmals 2011 in der Nordsee (Borkum) im Wattenmeer festgestellt.
- Rhithropanopeus harrisi* (Panopeidae): Es wird vermutet, dass die Art bei der Erweiterung des Nord-Ostsee-Kanals mit Schiffen aus den Niederlanden eingeschleppt wurde (Lackschewitz et al. 2015). In Deutschland erstmals im September 1936 im Flemhuder See und in Teilen des Nord-Ostsee-Kanals beobachtet, die Zahl der vorhandenen Krabben wurde auf Millionen geschätzt (Neubaur 1936). Zwischen 1948 und 1950 bei Lindaunis (Schlei) (Kinne & Rothauwe 1951) und zwischen 1973 und 1977 im Emdener Hafen (Kühl 1977). Aktuell in der Nord- und Ostsee verbreitet, auch in Binnengewässern (u.a. Eider, Elbe, Weser, Ems, deutscher Abschnitt des Rhein, Nord-Ostsee-Kanal) (Fontes & Schöll 1994, Freyhof & Steinmann 1998, Nehring & Leuchs 1999b, Nehring

2000b, Lackschewitz et al. 2015).

*Sinelobus vanhaareni* (Tanaiidae): Zunächst als *S. stanfordi* gemeldet, aber später als eigene Art beschrieben (Bamber 2014). Das ursprüngliche Areal der Art ist unbekannt. Sie ist weit verbreitet in den Tropen und in den nördlichen sowie südlichen temperierten Zonen (van Haaren & Soors 2009). Nach Lackschewitz et al. (2015) wahrscheinlich eine nicht-heimische Art. Erstmals für Deutschland 2009 in der Nordsee in Brunsbüttel (Buschbaum et al. 2010) und 2012 in der Ostsee im Greifswalder Bodden an wenigen Untersuchungsorten festgestellt (Lackschewitz et al. 2015).

*Skistodiaptomus pallidus* (Diaptomidae): Im Juni 2010 im „Stadtgraben“ und im September 2010 in einem Teich auf der Juliusplate in Bremen festgestellt (Brandorf 2011). Über die Ersteinbringung der Art liegen keine Informationen vor.

## **Insecta**

*Ceriatrion cerinorubellum* (Odonata, Coenagrionidae): Anfang Februar 2005 im Leipziger Stadtgebiet festgestellt, vermutlich bestehen keine längerfristigen Ansiedlungen (Kipping 2006). Die Art wurde bereits mehrfach nach Europa eingeschleppt, wahrscheinlich mit Wasserpflanzen (Kipping 2006).

*Ichnura senegalensis* (Odonata, Coenagrionidae): Am 14. Dezember 2005 wurden in einer Gärtnerei Reste der Art in einem Spinnennetz gefunden (Kipping 2006). Nach Auskunft des Besitzers flogen im Sommer regelmäßig Libellen in den Gewächshäusern, die vermutlich aus Wasserpflanzenimporten stammen. Die Art wurde bereits mehrfach nach Europa eingeschleppt, wahrscheinlich mit Wasserpflanzen, vermutlich bestehen keine längerfristigen Ansiedlungen (Kipping 2006, Benken & Komander 2011, Lambert & Schmied 2011).

*Pantala flavescens* (Odonata, Libellulidae): Die pantropisch verbreitete Art wird gelegentlich mit Bananenlieferungen nach Europa eingeschleppt. Sie wurde am 28.06.1999 in einer Bananenkiste aus Ecuador in Narsdorf bei Geithain, Nordwest-Sachsen festgestellt (Kipping 2006). Es liegen keine Freilandnachweise vor.

*Stenopelmus rufinasus* (Coleoptera, Curculionidae): Erstmals für Europa 1900 in Frankreich und 1921 in Großbritannien festgestellt (Janson 1921). Von Manzek (1927) im Oktober 1927 in alten Elbarmen bei Magdeburg auf *Azolla filiculoides* aufgefunden. Aktuell zerstreut aus mehreren Bundesländern gemeldet (Köhler & Klausnitzer 1998).

*Telmatogeton japonicus* (Diptera, Chironomidae): Der Erstnachweis in der Ostsee erfolgte 1962 im Kieler Ästuar (Remmert 1963), in der Nordsee bei Brunsbüttel 1979 (Lackschewitz et al. 2015). Aktuell an mehreren Untersuchungsorten in der Nord- und Ostsee gefunden (Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2015). Die Art lebt in der Gezeitenzone in Spritzwassertümpel (Raunio et al. 2009).

## **Chelicerata**

*Halacarellus hyrcanus* (Arachnida, Acari, Halacaridae): Im November 2005 erstmals in der Steinschüttung der Hafeneinfahrt vom Rheinhafen Karlsruhe sowie der Häfen Maximiliansau und Lauterbourg gefunden, vermutlich weiter verbreitet (Martens et al. 2006).

*Limulus polyphemus* (Merostomata, Limulidae): Von Hagenbeek in den 1860er Jahren aus New York für den Aquarienhandel importiert (Nehring & Leuchs 1999a). Im August 1866 auf einer Schiffsreise von Hamburg nach London in der Nähe von Helgoland in der Deutschen Bucht freigesetzt (Lloyd 1874, Wolff

1977). Seither unregelmäßige Einzelfunde (Nehring & Leuchs 1999a, Wolff 2005), zuletzt in den 1970er Jahren auf Sylt südlich Westerland (Gollasch 2005); nicht dauerhaft wild lebend.

### Tunicata

*Aplidium glabrum* (Asciacea, Polyclinidae): Erstmals 1992 in der Nordsee (Sylter Wattenmeer) in der Nähe von Austernkulturen festgestellt (zunächst irrtümlich als *A. nordmanni* bestimmt; auch bei Rachor et al. 2013) und seither an mehreren Untersuchsorsorten in der Nordsee gefunden (Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2015), keine Vorkommen an der Ostseeküste.

*Botrylloides schlosseri* (Asciacea, Styelidae): Das Herkunftsgebiet der kosmopolitisch verbreiteten Art ist unklar, vorgeschlagen wurden die europäische Atlantikküste (wonach die Art als heimisch zu bewerten wäre), der Mittelmeerraum oder der Pazifik. Sie lebt auf natürlichen und künstlichen Hartsubstraten, vor allem in Häfen, aber auch im Freiland und ist an der Nordseeküste verbreitet, während sie an der Ostseeküste fehlt (Lackschewitz et al. 2015).

*Botrylloides violaceus* (Asciacea, Styelidae): Erstmals im Sommer 2011 auf Helgoland festgestellt (Groeppler 2012). Aktuell in der Nordsee von Helgoland, Sylt und Föhr bekannt (Lackschewitz et al. 2015). In Europa auch in Italien (Venedig, Zaniolo et al. 1998), den Niederlanden (Faasse & De Blauwe 2002) und Irland (Minchin 2007). Nach Cohen (2011) von Süd-China bis Japan und Sibirien verbreitet, nach Lackschewitz et al. (2015) „wahrscheinlich aus dem Pazifik stammend“.

*Didemnum vexillum* (Asciacea, Didemnidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

*Diplosoma listerianum* (Asciacea, Didemnidae): Das ursprüngliche Areal der kryptogenen Art ist zu klären, es könnte auch eine heimische Art sein. Sie wird in der Roten Liste für Deutschland als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Von Harms (1993) auf Helgoland festgestellt; es ist unklar, ob es sich dabei um den Erstnachweis für Deutschland handelt. Aktuell sind Vorkommen auf Helgoland und Sylt bekannt (Lackschewitz et al. 2015).

*Molgula manhattensis* (Asciacea, Molgulidae): Die Taxonomie ist nicht eindeutig geklärt. Eine Synonymie mit der nordostatlantischen *M. tubifera* wird gelegentlich vermutet. In der Roten Liste für Deutschland werden beide Arten getrennt behandelt und als heimisch aufgeführt (Rachor et al. 2013). Als mögliches Ursprungsgebiet von *M. manhattensis* wird der Nordwest-Atlantik vermutet, wo die Art an der Ostküste von Nordamerika von Maine bis Texas vorkommt (Nobanis 2014). Nach Haydar et al. (2011) ist unklar, ob die Art in Europa eingeschleppt oder heimisch ist. Nach genetischen Daten durch Haydar et al. (2011) für das Wattenmeer bei Sylt bestätigt. Ob dies auch für andere Vorkommen in der Nordsee in Deutschland zutrifft, ist nach Lackschewitz et al. (2015) unbekannt. Im Wattenmeer auf Hartsubstrat, auf Algen, aber auch im Sediment (Buschbaum et al. 2012, Lackschewitz et al. 2015).

*Perophora japonica* (Asciacea, Perophoridae): Erstmals 2007 im Benthos auf Helgoland (Mole Dünenhafen), zumeist an Molen, festgestellt (Groeppler 2012). In Deutschland bisher nur auf Helgoland bekannt, weitere Vorkommen sind aus der Nordsee und dem Ärmelkanal (Frankreich, England, Niederlande) dokumentiert (Lackschewitz et al. 2015).

*Styela clava* (Asciacea, Styelidae): Siehe Steckbrief in Teil III im vorliegenden Band.

## 5 QUELLEN

### Pilze

- Bockelmann, A.C., Tams, V., Ploog, J., Schubert, P.R. & Reusch, T.B. (2013): Quantitative PCR reveals strong spatial and temporal variation of the wasting disease pathogen, *Labyrinthula zosterae* in northern European eelgrass (*Zostera marina*) beds. PLOS One 8: e62169.
- Brakel, J., Werner, F.J., Tams, V., Reusch, T.B.H. & Bockelmann, A.-C. (2014): Current European *Labyrinthula zosterae* are not virulent and modulate Seagrass (*Zostera marina*) defense gene expression. PLoS ONE 9: e92448.
- Wohlenberg, E. (1935): Beobachtungen über das Seegras, *Zostera marina* L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. Beitr. Heimatforschung Schleswig-Holstein, Hamburg und Lübeck 11: 1-19.

### Niedere Pflanzen (inkl. Spezialfall Cyanobakteria)

- AquaNIS Editorial Board (2013): Information system on Aquatic Non-Indigenous and Cryptogenic Species. World Wide Web electronic publication. www.corpi.ku.lt/databases/aquanis (Zugriff: 16. Juni 2016).
- Arts, T. & Frahm, J.-P. (1996): *Philonotis evanidinervis* Fleisch. found floating in a greenhouse pool. J. Bryol. 19: 358-361.
- 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, 2009/1. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg, Rostock: 1-9.
- Becker, R. (2008): Die Armleuchteralgen (Characeae) des Weser-Ems-Gebietes. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 19: 43-55.
- Boalch, G.T. & Harbour, D.S. (1977): Observations on the structure of a planktonic *Pleurosigma*. Nova Hedwigia, Beih. 54: 275-280.
- 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.
- Braarud, T. (1950): The immigration of *Colpomenia peregrina* in Norwegian waters. Blyttia 3: 125-126.
- Braarud, T. & Heimdal, B.R. (1970): Brown water on the Norwegian coast in autumn 1966. Nytt Magasin for Botanikk 17: 91-97.
- Buschbaum, C. (2002): Siedlungsmuster und Wechselbeziehungen von Seepocken (Cirripedia) auf Muschelbänken (*Mytilus edulis* L.) im Wattenmeer. Berichte zur Polar- und Meeresforschung 408: 143 S.
- Cadée, G.C. & Hegemann, J. (1991): Phytoplankton primary production, chlorophyll and species composition, organic carbon and turbidity in the Marsdiep in 1990, compared with foregoing years. Hydrobiol. Bull. 25: 29-35.
- Chepurnov, V.A., Mann, D.G., Von Dassow, P., Armbrust, E.V., Sabbe, K., Dasseville, R. & Vyverman, W. (2006): Oogamous reproduction, with two-step auxosporulation in the centric diatom *Thalassiosira punctigera* (Bacillariophyta). J. Phycol. 42: 845-858.
- Colijn, F. & Fanger, H.-U. (2011): Klimabedingte Änderungen in aquatischen Ökosystemen: Elbe, Wattenmeer und Nordsee. In: Von Storch, H. & Claussen, M. (Hrsg.), Klimabericht für die Metropolregion Hamburg. Springer, Hamburg: 177-194.
- Coste, M. & Ector, L. (2000): Diatomées invasives exotiques ou rares en France: Principales Observations effectuées au cours des dernières décennies. Systematics and Geography of Plants 70: 373-400.
- Cotton, A.D. (1908): The appearance of *Colpomenia sinuosa* in Britain. Bull. Misc. Inform. Kew 908: 73-77.
- Daugbjerg, N., Hansen, G., Larsen, J. & Moestrup, Ø. (2000): Phylogeny of some of the major genera of dinoflagellates based on ultrastructure and partial LSU rDNA sequence data, including the erection of 3 new genera of unarmoured dinoflagellates. Phycologia 39: 302-317.
- Den Hartog, C. (1964): Ecology of *Dasya pedicellata* in the Netherlands. Proceedings of the International Seaweed Symposium 4: 197-201.
- Dickman, M. & Zhang, F. (1999): Mid-ocean exchange of container vessel ballast water. 2: Effects of vessel type in the transport of diatoms and dinoflagellates from Manzanillo, Mexico, to Hong Kong, China. Mar. Ecol. Prog. Ser. 176: 253-262.
- Discover Life (2017): <http://www.discoverlife.org> (11.01.2017)
- Drebes, G. (1974): Marines Phytoplankton. Eine Auswahl der Helgoländer Planktonalgen (Diatomeen, Peridineen). Thieme, Stuttgart: 186 S.
- Drebes, G. (1991): Neue Planktondiatomeen im Sylter Wattenmeer. Jb. Biol. Anstalt Helgoland 1990: 29-30.
- Drebes, G. & Elbrächter, M. (1976): A checklist of planktonic diatoms and dinoflagellates from Helgoland and List (Sylt), German Bight. Bot. Mar. 19: 75-83.

- Dürselen, C.-D. & Rick, H.-J. (1999): Spatial and temporal distribution of two new phytoplankton diatom species in the German Bight in the period 1988 and 1996. *Sarsia* 84: 367-377.
- Elbrächter, M. (1994): Phytoplankton und toxische Algen im Wattenmeer. In: Lozán, J.L., Rachor, E., Reise, K., Von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.), Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 81-86.
- Elbrächter, M. (1999): Exotic flagellates of coastal North Sea waters. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 52: 235-242.
- Elbrächter, M. & Schnepf, E. (1996): *Gymnodinium chlorophorum*, a new, green, bloom-forming dinoflagellate (Gymnodinales, Dinophyceae) with a vestigial prasinophyte endosymbiont. *Phycologia* 35: 381-393.
- Ellegaard, M. & Oshima, Y. (1998): *Gymnodinium nolleri* Ellegaard et Moestrup sp. ined. (Dinophyceae) from Danish waters, a new species producing *Gymnodinium catenatum*-like cysts: molecular and toxicological comparisons with Australian and Spanish strains of *Gymnodinium catenatum*. *Phycologia* 37: 369-378.
- Ellegaard, M. & Moestrup, Ø. (1999): Fine structure of the flagellar apparatus and morphological details of *Gymnodinium nolleri* sp. nov. (Dinophyceae), an unarmored dinoflagellate producing a microreticulate cyst. *Phycologia* 38: 289-300.
- Ellegaard, M., Christensen, N.E. & Moestrup, Ø. (1993): Temperature and salinity effects on growth of a non-chain-forming strain of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) established from a cyst from recent sediments in the Sound (Øresund), Denmark. *J. Phycol.* 29: 418-426.
- Eno, N.C., R.A. Clark & W.G. Sanderson (1997): Nonnative marine species in British waters: a review and directory. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough: 136 S.
- Essl, F. & Lambdon, P. (2009): Alien Bryophytes and Lichens of Europe. In: DAISIE (Ed.), Handbook of Alien Species in Europe. Springer: 29-41.
- Essl, F., Rabitsch, W. & Lambdon, P. (2011): Bryophytes and Lichens. In: Simberloff, D. & Rejmánek, M. (Eds.), Encyclopedia of Biological Invasions. Berkeley and Los Angeles: University of California Press: 81-85.
- Farnham, W. F. (1980): Studies on aliens in the marine flora of southern England. In: Price, J.H., Irvine, D.E.G. & Franham, W.F. (Eds.), The shore environment, Vol. 2. Ecosystems. Academic Press, London: 875-914.
- Faust, M.A. & Gullede, R.A. (2002): Identifying harmful marine dinoflagellates. *Contr. U.S. Natl. Herb.* 42: 1-144.
- Figuerola, R.I., Rengefors, K. & Bravo, I. (2006): Effects of parental factors and meiosis on sexual offspring of *Gymnodinium nolleri* (Dinophyceae). *J. Phycol.* 42: 350-362.
- Frahm, J.-P. (1997): Zur Ausbreitung von Wassermoosen am Rhein und seinen Nebenflüssen. *Limnologica* 27: 251-262.
- Frahm, J.-P. (2009): *Fontinalis antipyretica* var. *mollis* in Deutschland. *Arch. Bryol.* 56: 1-5.
- Frahm, J.-P. (2013): Remarks on bryophyte collections from N-Spain including the first record of *Dicranodontium didymodon* in Europe. *Archive for Bryology* 164: 1-12.
- Frahm, J.-P. & Ho, B.-C. (2009): Die Moose in den Gewächshäusern des Botanischen Gartens Bonn. *Arch. Bryol.* 37: 1-15.
- Friedrich, G. (1966): *Compsopogon hookeri* Montagne (Rhodophyceae, Bangioideae) - neu für Deutschland. *Nova Hedwigia* 12: 399-403.
- GBIF (2017): Global Biodiversity Information Facility (GBIF). <http://www.gbif.org> (08.01.2017).
- Gittenberger, A., Rensing, M., Stegenga, H. & Hoeksema, B. (2010): Native and non-native species of hard substrata in the Dutch Wadden Sea. *Nederl. Faun. Meded.* 33: 21-76.
- Gollasch, S. & Nehring, S. (2006): National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions* 1: 245-269.
- Gollasch, S., Kieser, D., Minchin, D. & Wallentinus, I. (Eds.) (2007): Status of introductions of non-indigenous marine species to the North Atlantic and adjacent waters 1992-2002. ICES Cooperative Research Report 284:149 S.
- 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: Ecological, management, and geographic Perspectives. Springer, Berlin: 507-528.
- Gómez, F. (2008): Phytoplankton invasions: Comments on the validity of categorizing the non-indigenous dinoflagellates and diatoms in European Seas. *Mar. Poll. Bull.* 56: 620-628.
- Gómez, F. & Artigas, L.F. (2014): High diversity of dinoflagellates in the intertidal sandy sediments of Wimereux (NE English Channel, France). *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 94: 443-457.
- Gómez, F. & Souissi, S. (2010): The diatoms *Odontella sinensis*, *Coscinodiscus wailesii* and *Thalassiosira punctigera* in the European Atlantic: recent introductions or overlooked in the past? *Fresen. Environ. Bull.* 19: 1424-1433.
- Gordon, D.R. & Gantz, C.A. (2011): Risk assessment for invasiveness differs for aquatic and terrestrial plant species. *Biol. Invasions* 13: 1829-1842.
- Grizel, H. & Héral, M. (1991): Introduction into France of the Japanese oyster (*Crassostrea gigas*). *J. Cons. Int. Explor. Mer* 47: 399-403.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. (2015): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>

- Gutowski, A. & Foerster, J. (2007): Benthische Algen ohne Kieselalgen und Armleuchteralgen. Feldführer. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen: 87 S.
- Hagmeier, A. (1941): Die intensive Nutzung des nordfriesischen Wattenmeeres durch Austern- und Muschelkultur. Z. Fischerei 39: 105-165.
- Hallegraeff, G.M. (1993): A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia 32: 79-99.
- Hällfors, G. (2004): Checklist of Baltic Sea phytoplankton species. Baltic Sea Environ. Proc. 95: 1-208.
- Hansen, V. & Sarma, A.H.V. (1969): On a *Gymnodinium* red water in the eastern North Sea during autumn 1968 and accompanying fish mortality with notes on the oceanographic conditions. ICES International Council for the Exploration of the Sea, C.M./21: 1-10.
- Hasle, G.R. (1983): *Thalassiosira punctigera* (Castr.) comb. nov., a widely distributed marine planktonic diatom. Nordic J. Bot. 3: 593-608.
- Hasle, G.R. (1990): Kieselalger i Oslofjorden og Skagerrak. Arter nye for området: Immigranter eller oversett tidligere? Blyttia 48: 33-38.
- Hasle, G.R. & Fryxell, G.A. (1977): The genus *Thalassiosira*, some species with a linear areola array. Nova Hedwigia (Beih.) 54: 15-66.
- Heynig, H. (1971): Die Rotalge *Compsopogon* als Bewohner von Warmwasser-Aquarien. Mikrokosmos 60: 228-235.
- Hickel, W., Hagmeier, E. & Drebes, G. (1971): *Gymnodinium* blooms in the Helgoland Bight (North Sea) during August, 1968. Helgol. Wiss. Meeresunters. 22: 401-416.
- Hill, M.O. & Preston, C.D. (1998). The geographical relationships of British and Irish bryophytes. J. Bryol. 20: 127-226.
- Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy, D.B. (2007): BRYOATT. Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts. With Information on native status, size, life form, life history, geography and habitat. NERC Centre for Ecology and Hydrology and Countryside, Council for Wales: 88 S.
- Hofmann, G., Werum, M. & Lange-Bertalot, H. (2011): Diatomeen im Süßwasserbenthos von Mitteleuropa. Koeltz, Königstein: 908 S.
- Hopkins, C.C.E. (2002): Introduced marine organisms in Norwegian waters, including Svalbard. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), Invasive aquatic species of Europe. Kluwer, Dordrecht: 240-252.
- Hoppenrath, M. (2000): Morphology and taxonomy of the marine sand-dwelling genus *Thecadinium* (Dinophyceae), with the description of two new species from the North German Wadden Sea. Phycologia 39: 96-108.
- Hoppenrath, M. (2004): A revised checklist of planktonic diatoms and dinoflagellates from Helgoland (North Sea, German Bight). Helgol. Mar. Res. 58: 243-251.
- Hoppenrath, M., Beszteri, B., Drebes, G., Halliger, H., Van Beusekom, J.E.E., Janisch, S. & Wiltshire, K.H. (2007): *Thalassiosira* species (Bacillariophyceae, Thalassiosirales) in the North Sea at Helgoland (German Bight) and Sylt (North Frisian Wadden Sea) - a first approach to assessing diversity. Eur. J. Phycol. 42: 271-288.
- Hoppenrath, M., Elbrächter, M. & Drebes, G. (2009): Marine phytoplankton. Selected microphytoplankton species from the North Sea around Helgoland and Sylt. Schweizerbart, Stuttgart: 264 S.
- ICES (2006): Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 16–17 March 2006, Oostende, Belgium. ICES CM 2006/ACME:05: 334 S.
- IKSR (2015): Benthische Diatomeen im Rhein 2012/2013. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, Koblenz, Bericht 226: 53 S.
- Jahn, R., Zetzsche, H., Reinhardt, R. & Gemeinholzer, B. (2007): Diatoms and DNA barcoding: A pilot study on an environmental sample. In: Kusber, W.-H. & Jahn, R. (ed.), Proceedings of the 1st Central European Diatom Meeting 2007. Botanic Garden and Botanical Museum Berlin-Dahlem, Freie Universität Berlin: 63-68.
- Jakobsen, R., Hansen P.J., Daugbjerg, N. & Andersen, N.G. (2012): The fish-killing dictyophyte *Pseudochattonella farcimen*: Adaptations leading to bloom formation during early spring in Scandinavian waters. Harmful Algae 18: 84-95.
- Kat, M. (1982a): *Pleurosigma planctonicum*, a rare diatom in the Dutch coastal area. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 62: 233-234.
- Kat, M. (1982b): Effects of fluctuating salinities on the development of *Thalassiosira angustii*, a diatom not observed before in the Dutch coastal area. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 62: 483-484.
- Kempkes, M., Rose, U. & Budesheim, F. (2009): Ethoökologische Beobachtungen an einer Guppy-Population (*Poecilia reticulata* Peters, 1859) in einem thermisch belasteten Gewässer in Deutschland. Westarp Wissenschaften, BrehmSpace, URL: <http://brehmspace.de/?q=de/node/371>.
- Koch, W. (1949): Entwicklungsgeschichtliche und physiologische Untersuchungen an Laboratoriumskulturen der Rotalge *Trailliella intricata* Batters (Bonnemaisoniaceae). Arch. Mikrobiol. 14: 635-660.
- 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 2006: 99 S.
- Kolbe, K. (2009): Fortentwicklung des Bewertungssystems für den Qualitätsparameter "Artenspektrum von Makroalgen" in den niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässern auf Grundlage der Auswertungen des Monitorings (Praxistest) 2007 und 2008. NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg: 59 S.
- Koperski, M., Sauer, M., Braun, W. & Gradstein, S.R. (2000): Referenzliste der Moose Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 34: 1-519.

- Kornmann, P. (1986): *Porphyra yezoensis* bei Helgoland - eine entwicklungsgeschichtliche Studie. Helgol. Wiss. Meeresunters. 40: 327-342.
- Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1962): Geschlechtspflanzen von *Bonnemaisonia hamifera* Hariot bei Helgoland. Helgol. Wiss. Meeresunters. 8: 299-301.
- Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1977): Meeresalgen von Helgoland. Benthische Grün-, Braun- und Rotalgen. Helgol. Wiss. Meeresunters. 29: 1-289.
- Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1983): Meeresalgen von Helgoland: Ergänzung. Helgol. Wiss. Meeresunters. 36: 1-65.
- Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1985): Erythropeltidaceen (Bangiophyceae, Rhodophyta) von Helgoland. Helgol. Wiss. Meeresunters. 39: 213-236.
- Kornmann, P. & Sahling, P.-H. (1994): Meeresalgen von Helgoland: Zweite Ergänzung. Helgol. Wiss. Meeresunters. 48: 365-406.
- Kraberg, A.C., Asmus, R. & Van Beusekom, J. (2012): Phytoplankton abundance in the Wadden Sea off List, Sylt, North Sea in 2009. Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research - Wadden Sea Station Sylt, doi:10.1594/PANGAEA.783266.
- Kraberg, A.C., Carstens, K., Peters, S., Tilly, K. & Wiltshire, K.H. (2012): The diatom *Mediopyxis helysia* Kühn, Hargreaves & Halliger 2006 at Helgoland Roads: a success story? Helgol. Mar. Res. 66: 463-468.
- Kuckuck, P. (1955): Ectocarpaceen-Studien III. *Protectocarpus* nov. gen. Helgol. Wiss. Meeresunters. 5: 119-140.
- Kuhlenkamp, R., Schubert, P. & Bartsch, I. (2009): Endbericht WRRL Monitoring Komponente Makroalgen Helgoland. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein: 75 S.
- Kühn, S.F., Klein, G., Halliger, H., Hargreaves, P. & Medlin, L. (2006): A new diatom, *Mediopyxis helysia* gen. nov. and sp. nov. (Mediophyceae) from the North Sea and the Gulf of Maine as determined from morphological and phylogenetic characteristics. Nova Hedwigia 130: 307-324.
- Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2009): Schnellerfassung von Neobiota in Deutschen Küstengewässern und Erstellung von Artenlisten nicht-heimischer Organismen. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek: 172 S.
- Lackschewitz, D., Reise, K. & Buschbaum, C. (2011): Schnellerfassung von Neobiota in Deutschen Küstengewässern. Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, Flintbek; Niedersächsischer Landesbetrieb für Wirtschaft, Küsten- und Naturschutz: 54 S.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Li, Y., Zhao, Q. & Lü, S. (2013): The genus *Thalassiosira* off the Guangdong coast, South China Sea. Bot. Mar. 56: 83-110.
- Leppäkoski, E. (1984): Introduced species in the Baltic Sea and its coastal ecosystems. Ophelia, Suppl. 3: 123-135.
- Loebl, M., Van Beusekom, J.E.E. & Philippart, C.J.M. (2013): No microzooplankton grazing during a *Mediopyxis helysia* dominated diatom bloom. J. Sea Res. 82: 80-85.
- Łotocka, M. (2009): The first recorded bloom of *Pseudochattonella farcimen* (Dictyochophyceae, Heterokonta), (Riisberg I., 2008) in the Gulf of Gdańsk. Oceanologia 51: 139-143.
- Lund, S. (1949): Remarks on some Norwegian marine algae. Blyttia 7: 56-64.
- Lüning, K. (1985): Meeresbotanik. Verbreitung, Ökophysiologie und Nutzung der marinen Makroalgen. Thieme, Stuttgart: 375 S.
- Macdonald, E. (1999): *Gyrodinium aureolum* Hulbert, 1957. In: Gollasch, S., Minchin, D., Rosenthal, H. & Voigt, M. (Eds.), Exotics across the Ocean. Case histories on introduced species. Logos, Berlin: 5-9.
- Maggs, C.A., & Hommersand, M.H. (1993): Seaweeds of the British Isles. Volume 1: Rhodophyta. Part 3A: Ceramiales. London, HMSO, for Natural History Museum.
- Maggs, C.A. & Stegenga, H. (1999): Red algal exotics on North Sea coasts. Helgol. Wiss. Meeresunters. 52: 243-258.
- Martin, J.L., Hanke, A.R. & Gresley, M.M. (2009): Long term phytoplankton monitoring, including harmful algal blooms, in the Bay of Fundy, eastern Canada. J. Sea Res. 61: 76-83.
- Mather, L., MacIntosh, K., Kaczmarek, I., Klein, G. & Martin, J.L. (2010): A checklist of diatom species reported (and presumed native) from Canadian coastal waters. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2881: 78 S.
- McIvor, L., Maggs, C.A., Provan, J. & Stanhope, M.J. (2001): rbcL sequences reveal multiple cryptic introductions of the Japanese red alga *Polysiphonia harveyi*. Mol. Ecol. 10: 911-919.
- Meier, S., Muijsers, F., Beck, M., Badewien, T.H. & Hillebrand, H. (2015): Dominance of the non-indigenous diatom *Mediopyxis helysia* in Wadden Sea phytoplankton can be linked to broad tolerance to different Si and N supplies. J. Sea Res. 95: 36-44.
- Meinunger, L. & Schröder, W. (2007): Verbreitungsatlas der Moose Deutschlands. Band 1-3. Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg.
- Minchin, D. (2007): Checklist of alien and cryptogenic aquatic species in Ireland. Aquatic Invasions 2: 341-366.

- Minchin, D., & Rosenthal, H. (2002): Exotics for stocking and aquaculture, making correct decisions. In: Leppäkoski, H. (Ed.), *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Springer, Dordrecht: 206-216.
- Moestrup, Ø., Nicolaisen, S., Nielsen, H. & Pedersen, P.M. (1975): Some new or noteworthy marine benthic algae from Denmark. *Bot. Tidsskr.* 69: 257-261.
- Müller, J. (1960): Die Rotalge *Compsopogon aeruginosus* - ein neuer Aquarienbewohner? *Mikrokosmos* 49: 203-207.
- Munro, A.L.S., Utting, S.D. & Wallentinus, I. (Eds.) (1999): Status of introductions of non-indigenous marine species to North Atlantic waters 1981-1990. ICES Cooperative Research Report 231: 121 S.
- Mylaert, K. & Sabbe, K. (1996): The diatom genus *Thalassiosira* (Bacillariophyta) in the estuaries of the Schelde (Belgium/the Netherlands) and the Elbe (Germany). *Bot. Mar.* 39: 103-115.
- Naustvoll, L.-J. (2010): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Pseudochattonella farcimen* – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS [www.nobanis.org](http://www.nobanis.org). (Zugriff: 18. Januar 2016).
- Nehring, S. (1993): Mortality of dogs associated with a mass development of *Nodularia spumigena* (Cyanophyceae) in a brackish lake at the German North Sea coast. *J. Plankton Res.* 15: 867-872.
- Nehring, S. (1994): First living *Alexandrium minutum* resting cysts in Western Baltic. *Harmful Algae News, UNESCO IOC Newsletter* 9: 1-2.
- Nehring, S. (1995): *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae) in Europe: A growing problem? *J. Plankton Res.* 17: 85-102.
- Nehring, S. (1997): Dinoflagellate resting cysts in recent sediments of the Western Baltic as indicators for the occurrence of "non-indigenous" species in the water column. In: Andrushaitis, A. (Ed.), *Proc. 13th BMB Symposium Riga/Jurmala 1993*. Institute of Aquatic Ecology, University of Latvia, Riga: 79-85.
- Nehring, S. (1998a): Non-indigenous phytoplankton species in the North Sea: supposed region of origin and possible transport vector. *Arch. Fish. Mar. Res.* 46: 181-194.
- Nehring, S. (1998b): Establishment of thermophilic phytoplankton species in the North Sea - biological indicators of climatic changes? *ICES Journal of Marine Science* 55: 818-823
- Nehring, S. (2014): Aquatic alien species in German inland and coastal waters. <http://www.aquatic-aliens.de>
- Nehring, S., Hesse, K.-J. & Tillmann, U. (1995): The German Wadden Sea: A problem area for nuisance blooms? In: Lassus, P., Arzul, G., Erard, E., Gentien, P., Marcaillou, C. (Eds.), *Harmful Marine Algal Blooms*. Lavoisier, Paris: 199-204.
- Neves, R.A.F., Figueiredo, G.M., Valentin, J.L., da Silva Scardua, P.M. & Hégaret, H. (2015): Immunological and physiological responses of the periwinkle *Littorina littorea* during and after exposure to the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum*. *Aquat. Toxicol.* 160: 96-105.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L. & Mathiesen, H. (1995): Distributional index of the benthic marine macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Bot. Fenn.* 155: 1-70.
- Olenin, S., Daunys, D., Leppäkoski, E. & Zaiko, A. (Eds.) (2007): *Baltic Sea Alien Species Database*. <http://www.corpi.ku.lt/nemo/> (Zugriff: 15. November 2015).
- Ostenfeld, C.H. (1908): On the immigration of *Biddulphia sinensis* Grev. and its occurrence in the North Sea during 1903-1907. *Meddelelser fra Kommissionen for Havundersøgelser, Ser. Plankton* 1: 1-44.
- Panda, S.S., Dhal, N.K. & Panda, C.R. (2012): Phytoplankton diversity in response to abiotic factors along Orissa coast, Bay of Bengal. *Intern. J. Environ. Sci.* 2: 1818-1832.
- Pankow, H. (1990): *Ostsee-Algenflora*. Fischer, Jena: 648 S.
- Parke, M. & Dixon, P.S. (1976): Check-list of British marine algae - third revision. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 56: 527-594.
- Peperzak, L. (1994): Plaagalgen in de Noordzee. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Papport DGW-93.053: 87 S.
- Peperzak, L., Verreussel, R., Zonneveld, K.A.F., Zevenboom, W. & Dijkema, R. (1996): The distribution of flagellate cysts on the Dutch continental shelf (North Sea) with emphasis on *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum*. In: Yasumoto, T., Oshima, Y. & Fukuyo, Y. (Eds.), *Harmful and toxic algal blooms*. Paris, UNESCO: 169-172.
- Porley, R. & Hodgetts, N. (2005): *Mosses & Liverworts*. Collins, London: 495 S.
- Potin, P. (2012): Intimate associations between epiphytes, endophytes, and parasites of seaweeds. In: Wiencke, C. & Bischof, K. (Eds.), *Seaweed biology*. Springer, Hamburg. *Ecological Studies* 219: 203-234.
- Reid, EC., Lancelot, C., Gieskes, W.W.C., Hagmeier, E. & Weichart, G. (1990): Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: A review. *Netherl. J. Sea Res.* 26: 295-331.
- Reise, K., Gollasch, S. & Wolff, W.J. (1999): Introduced marine species of the North Sea coasts. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 52: 219-234.
- Reise, K., Gollasch, S. & Wolff, W.J. (2002): Introduced marine species of the North Sea coasts. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), *Invasive aquatic species of Europe - distribution, impacts and management*. Kluwer, Dordrecht: 260-266.

- Ribeiro, S., Amorim, A., Andersen, T.J., Abrantes, F. & Ellegaard, M. (2012): Reconstructing the history of an invasion: the toxic phytoplankton species *Gymnodinium catenatum* in the Northeast Atlantic. *Biol. Invasions* 14: 969-985.
- Scholz, B. & Liebezeit, G. (2012): Microphytobenthic dynamics in a Wadden sea intertidal flat. Part II: Seasonal and spatial variability of non-diatom community components in relation to abiotic parameters. *Eur. J. Phycol.* 47: 120-137.
- Schories, D., Selig, U. & Schubert, H. (2004): Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Universität Rostock: 80 S.
- 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 marine macroalgae based on historical and recent records. Rostock. *Meeresbiol. Beitr.* 21: 7-135.
- Schories, D., Kühlenkamp, R., Schubert, H. & Selig, U. (2013): Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70: 179-229.
- Selig, U., Schories, D. & Schubert, H. (2006): Bericht zum Forschungsvorhaben: Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil B: Innere Küstengewässer Schleswig-Holstein: 107 S.
- 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* (Ceramiliales, Rhodophyta). *Phycologia* 44: 353-360.
- Sournia, A., Bellin, C., Billard, C., Catherine, M., Erard-Le Denn, E., Fresnel, J., Lassus, P., Pastoureaud, A. & Soulard, R. (1992): The repetitive and expanding occurrence of a green, bloom-forming dinoflagellate (Dinophyceae) on the coast of France. *Cryptogamie, Algologie* 13: 1-13.
- Stech, M. (1996): Die Moosflora des Botanischen Gartens Bonn. *Herzogia* 12: 207-220.
- Stegenga, H. (1998): Nieuw gevestigde soorten van het geslacht *Polysiphonia* (Rhodophyta, Rhodomelaceae) in Zuidwest-Nederland. *Gorteria* 24: 149-156.
- Stegenga, H. (2002): De Nederlandse zeewierflora: van kunstmatig naar exotisch? *Het Zeepaard* 62: 13-24.
- Stegenga, H. (2003): *Dasya baillouviana*, vroeger en nu. *Het Zeepaard* 63: 131-135.
- Stegenga, H. (2005): Veranderingen in de zeewierflora van Zuidwest-Nederland: verschil in vestiging en verspreidingspatroon tussen inheemse Europese soorten en exoten. *Gorteria* 31: 57-66.
- Stegenga, H. (2011): List of marine algae for the SW Netherlands – updated January 2011 (corrected febr. 2011) - aliens indicated april 2011. (Stegenga pers. comm.) Unveröffentlichtes Manuskript: 10 S.
- Stegenga, H. & Vroman, M. (1976): The morphology and life history of *Acrochaetium densum* (Drew) Papenfuss (Rhodophyta, Nemaliales). *Acta Bot. Neerl.* 25: 257-280.
- Streftaris, N., Zenetos, A. & Papanathanassiou, E. (2005): Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. *Oceanogr. Mar. Biol.: Annu. Rev.* 43: 419-453.
- Sund Laursen, J. (1991): Vegetationsuntersuchungen in der Flensburger Förde 1982-1990. Sønderjyllands Amt, Teknisk Forvaltning, Miljø- OG Vandløbsvæsenet Spildevandsafdelingen, Åbenrå: 76 S.
- Tan, B.C. & Loh, K.L. (2005): The truth behind the confusion. The identity of Java Moss and other tropical aquarium mosses. *The Aquatic Gardener* 18: 4-9.
- Täuscher, L. (2012): Freilandfund von *Compsopogon* Montagne in Bory et Durieaux 1846 im Main bei Großkrotzenburg (Hessen, Deutschland). *Lauterbornia* 74: 135-139.
- Thomsen, H.A., Buck, K.R., Marino, D., Sarno, D., Hansen, L.E., Østergaard, J.B. & Krupp, J. (1993): *Lennoxia faveolata* gen. et sp. nov. (Diatomophyceae) from South America, California, West Greenland and Denmark. *Phycologia* 32: 278-283.
- Thomsen, M.S., Wernberg, T., Stæhr, P., Krause-Jensen, D., Risgaard-Petersen, N. & Silliman, B.R. (2007): Alien macroalgae in Denmark - a broad-scale national perspective. *Mar. Biol. Res.* 3: 61-72.
- Van Zanten, B.O. (2005): *Philonotis hastata* (Duby) Wijk & Marg., een tropisch mos gevonden in een onverwarmde kas te Eelde (Drenthe). *Buxbaumia* 70: 23-27.
- Vrieling, E.G., R.P.T. Koeman, K. Nagasaki, Y. Ishida, L. Peperzak, W.W.C. Gieskes & Veenhuis, M. (1995): *Chattonella* and *Fibrocapsa* (Raphidophyceae): first observation of, potentially harmful, red tide organisms in Dutch coastal waters. *Netherl. J. Sea Res.* 33: 183-191.
- Wallentinus, I. (2002): Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), *Invasive aquatic species of Europe*. Kluwer, Dordrecht: 27-52.
- Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H. & Zettler, M.L. (2011): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2011. *Meereswissenschaftliche Berichte* 89: 1-86.
- Wasmund, N., Dutz, J., Pollehne, F., Siegel, H. & Zettler, M.L. (2014): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2013. *Meereswissenschaftliche Berichte* 94: 93 S.

- Wijsman, J.W.M. & De Mesel, I. (2009): Duurzame schelpdiertransporten. Wageningen Imares, Yerseke, Rapport C067/09: 111 S.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. *Zoolog. Meded.* 79: 1-116.
- Wyatt, T. & Carlton, J.T. (2002): Phytoplankton introductions in European coastal waters: why are so few invasions reported? In: Briand, F. (Ed.), *Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black Seas*. Conseil International pour l'Exploration de la Mer Méditerranée, Workshop Monographs 20: 41-48.
- Zingone, A., Sarno, D., Siano, R. & Marina, D. (2011): The importance and distinctiveness of small-sized phytoplankton in the Magellan Straits. *Pol. Biol.* 34: 1269-1284.

## Wirbellose

- Anderson, R. (2003): *Physella (Costatella) acuta* (Draparnaud) in Britain and Ireland, its taxonomy, origins and relationship to other introduced Physidae. *Journal of Conchology* 38: 7-21.
- ANEBO (2014): Aquatische Neozoen im Bodensee. <http://www.neozoen-bodensee.de/>
- Anonym (2014): DNA-Analyse ergibt: Vor Travemünde gefundener Hummer ist ein Kanadier. *Lübecker Nachrichten*, Meldung vom 30.12.2014.
- Ant, H. & Jungbluth, J.H. (1998): Vorläufige Rote Liste der gefährdeten Schnecken und Muscheln (Mollusca: Gastropoda et Bivalvia) in Nordrhein-Westfalen. 2. Fassung. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen: 413-448.
- 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.
- Augener, H. (1939): Beitrag zur Polychaetenfauna der Ostsee. *Kieler Meeresforsch.* 3: 133-147.
- Balik, S., Ustaoglu, M.R. & Yildiz, S. (2004): Oligochaeta and Aphanoneura (Annelida) Fauna of the Gediz Delta (Menemen-Izmir). *Turk. J. Zool.* 28: 183-197.
- Bamber, R.N. (1990): Power station thermal effluents and marine crustaceans. *J. Therm. Biol.* 15: 91-96.
- 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.
- Barnes, R.S.K (1994): *The brackish-water fauna of northwestern Europe*. University Press, Cambridge: 287 S.
- Bäthe, J. (1996): Versalzung der Werra und Weser und ihre Auswirkungen auf das Phytoplankton und Makrozoobenthos. In: Lozan, J.L. & Kautsch, H. (Hrsg.), *Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren*. Parey, Berlin: 244-249.
- Baturo, B. (1979): *Bucephalus* Baer, 1827, and *B. polymorphus* Baer, 1827 (Trematoda); proposed use of the plenary powers to conserve these names in accordance with general use. *Bulletin of Zoological Nomenclature* 36: 30-36
- Bauer, O.N. & Hoffman, G.L. (1976): Helminth range extension by translocation of fish. In: Page, L.A. (Ed.): *Wildlife Diseases*. Springer, New York: 163-172.
- Benken, T. & Komander, M. (2011): Die Senegal-Pechlibelle (*Ischnura senegalensis*) schlüpft in einem Aquarium bei Ulm. *Mercuriale* 11: 51-52.
- Berezina, N.A., Tsipplenkina, I.G., Pankova, E.S., Gubelit, J.I. (2007): Dynamics of invertebrate communities on the stony littoral of the Neva Estuary (Baltic Sea) under macroalgal blooms and bioinvasions. *Transit. Waters Bull.* 1: 65-76.
- Bernerth, H. & Dorow, S. (2010): *Chelicorophium sowinskyi* (Crustacea, Amphipoda) ist aus der Donau in den Main vorgedrungen - Anmerkungen zur Verbreitung und Morphologie der Art. *Lauterbornia* 70: 53-71.
- Bernerth, H. & Stein, S. (2003): *Crangonyx pseudogracilis* und *Corophium robustum* (Amphipoda), zwei neue Einwanderer im hessischen Main sowie Erstnachweis für Deutschland von *C. robustum*. *Lauterbornia* 48: 57-60.
- Bock, G., Lieberum, C., Schütt, R. & Wiese, V. (2015): Erstfund der Brackwassermuschel *Rangia cuneata* in Deutschland (Bivalvia: Mactridae). *Schr. Malakozool.* 28: 13-16.
- Boecker, E. (1926): Über das Vorkommen von *Echinogammarus berilloni* Catta in Westfalen. *Zool. Anz.* 66: 5-8.
- Boettger, C.R. (1928): Über die Artzugehörigkeit der seinerzeit in den Hafen von Antwerpen eingeschleppten Muschel der Gattung *Congeria* Partsch. *Zool. Anz.* 77: 267-269.
- Boettger, C.R. (1929): Eingeschleppte Tiere in Berliner Gewächshäusern. *Z. Morph. Ökol. Tiere* 15: 674-704.
- Boettger, C.R. (1933): Über die Ausbreitung der Muschel *Congeria cochleata* Nyst in europäischen Gewässern und ihr Auftreten im Nordostseekanal. *Zool. Anz.* 101: 43-48.
- Boettger, C.R. (1949): Die Einschleppung einer nordamerikanischen Süßwasserschnecke der Gattung *Ferrissia* nach Deutschland. *Archiv für Molluskenkunde* 78: 187.
- Boeters, H.D. & Heuss, K. (1985): *Emmericia patula* (Brumati) rezent in Süddeutschland (Prosobranchia, Emmericiidae). *Heldia* 1: 105-106.
- Borges, L.M.S., Merckelbach, L.M., Sampaio, I. & Cragg, S.M. (2014): Diversity, environmental requirements, and biogeography of bivalve wood-borers (Teredinidae) in European coastal waters. *Front. Zool.* 11: 13 S.

- Borza, P., Csanyi, B. & Paunovic, M. (2010): Corophiids (Amphipoda, Corophioidea) of the River Danube – the results of a longitudinal survey. *Crustaceana* 83: 839-849.
- Brandorff, G.-O. (2011): The copepod invader *Skistodiaptomus pallidus* (Herrick, 1879) (Crustacea, Copepoda, Diaptomidae) from North America in water bodies of Bremen, northern Germany. *Aquatic Invasions* 6 Suppl. 1: S1-S5.
- Broch, H. (1924): Cirripedia Thoracica von Norwegen und dem norwegischen Nordmeere. Eine Systematische und biologisch-tiergeographische Studie. *Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Skrifter* 17: 1-121.
- Bruschetti, M., Luppi, T., Fanjul, E., Rosenthal, A. & Iribarne, O. (2008): Grazing effect of the invasive reef-forming polychaete *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel) on phytoplankton biomass in a SW Atlantic coastal lagoon. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 354: 212-219.
- 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.
- Buchmann, K., Møllgaard, S. & Kjøie, M. (1987): Pseudodactylogyrus infections in eel: a review. *Dis. aquat. Org.* 3: 51-57.
- Buschbaum, C., Karez, R., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2010): Rapid assessment of neobiota in German coastal waters. Helsinki Commission. HELCOM MONAS 13/2010, Document 6/4: 5 S.
- Buschbaum, C., Lackschewitz, D. & Reise, K. (2012): Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean & Coastal Management* 68: 89-101.
- Büttner, K. (1922): Die jetzige Verbreitung von *Physa acuta* Drap. *Archiv für Molluskenkunde* 14: 40-42.
- Canning-Clode, J., Fofonoff, P., McCann, L., Carlton, J.T. & Ruiz, G. (2013): Marine invasions on a subtropical island: fouling studies and new records in a recent marina on Madeira Island (Eastern Atlantic Ocean). *Aquatic Invasions* 8: 261-270.
- Caspers, H. (1939): Über Vorkommen und Metamorphose von *Mytilicola intestinalis* Steuer (Copepoda paras.) in der südlichen Nordsee. *Zool. Anz.* 126:161-171.
- Caspers, H. (1950): Die Lebensgemeinschaft der Helgoländer Austernbank. *Helgol. wiss. Meeresunters.* 3: 119-169.
- Cohen, A.N. (2011): *The Exotics Guide: Non-native Marine Species of the North American Pacific Coast*. Center for Research on Aquatic Bioinvasions, Richmond, CA, and San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA. Revised September 2011. [http://www.exoticsguide.org/botrylloides\\_violaceus](http://www.exoticsguide.org/botrylloides_violaceus)
- Cone, D.K. & Marcogiese, D.J. (1995): Pseudodactylogyrus anguillae on *Anguilla rostrata* in Nova Scotia: an endemic or an introduction? *J. Fish Biol.* 47: 177-178.
- Conlan, K.E. (1990): Revision of the crustacean amphipod genus *Jassa* Leach (Corophioidea: Ischyroceridae). *Can. J. Zool.* 68: 2031-2075.
- Cornils, A., & Wend-Heckmann, B. (2015): First report of the planktonic copepod *Oithona davisae* in the northern Wadden Sea (North Sea): Evidence for recent invasion? *Helgol. Mar. Res.* 69: 243-248.
- Culloty, S.C. & Mulcahy, M.F. (2007): *Bonamia ostreae* in the native oyster *Ostrea edulis*. A review. *Marine Environment and Health Series* 29: 1-36.
- Dahl, E. (1946): The Amphipoda of the Sound. Part 1: Terrestrial Amphipoda. *Lund Univ. Arsskr., N.F. Adv* 2: 1-53.
- Damas, H. (1939): Sur la présence dans la Meuse belge de *Branchiura sowerbyi* (Beddard), *Craspedacusta sowerbyi* (Lankester) et *Umatella gracilis* (Leidy). *Ann. Soc. R. Zool. Belg.* 69: 293-310.
- De Blauwe, H., Kind, B., Kuhlenskamp, R., Cuperus, 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.
- Deevey, G.B. (1960): The zooplankton of the surface waters of the Delaware Bay region. *Bull. Bingham Oceanogr. Coll.* 17: 5-53.
- Dejdar, E. (1934): Die Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbyi* Lankester in monographischer Darstellung. *Z. Morph. u. Ökol. d. Tiere* 28: 595-691.
- Dillon, R.T., Wethington, A.R., Rhett, J.M. & Smith, T.P. (2002): Populations of the European freshwater pulmonate *Physa acuta* are not reproductively isolated from American *Physa heterostropha* or *Physa integra*. *Invertebrate Biology* 121: 226-234.
- Edwards, C. (1976): A study in erratic distribution. The occurrence of the medusa *Gonionemus* in relation to the distribution of oysters. *Advances in Marine Biology* 14: 251-284.
- EFSA (2012): Scientific Opinion on the evaluation of the pest risk analysis on *Pomacea insularum*, the island apple snail, prepared by the Spanish Ministry of Environment and Rural and Marine Affairs. *EFSA Journal* 10, 2552: 57 S.
- Eggers, T.O. & Anlauf, A. (2005): *Obesogammarus crassus* (G. O. Sars, 1894) (Crustacea: Amphipoda) erreicht die Elbe. *Lauterbornia* 55: 125-128.
- Eggers, T.O. & Förster, S. (1999): Lebendfund von *Leucophytia bidentata* (Montagu 1808) (Pulmonata: Ellobiidae) bei Helgoland. *Schriften zur Malakozoologie aus dem Haus der Natur - Cismar* 13: 1-2.
- Eggers, T.O. & Martens, A. (2001): A key to the freshwater Amphipoda (Crustacea) of Germany. *Lauterbornia* 42:1-68.

- Eggers, T.O. & Martens, A. (2008): Neozoische Amphipoda in Deutschland: eine aktuelle Übersicht. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2007, Münster, 24.-28. September 2007, S. 176-180.
- Eichler, W. (1952): Die Tierwelt der Gewächshäuser. Leipzig Geest & Portig: 93 S.
- Elsner, N.O., Jacobsen, S., Thielges, D.W. & Reise, K. (2011): Alien parasitic copepods in mussels and oysters of the Wadden Sea. *Helgol. Mar. Res.* 65: 299-307.
- EU (2012): Durchführungsbeschluss der Kommission vom 8. November 2012 hinsichtlich Maßnahmen zum Schutz vor der Einschleppung der Gattung *Pomacea* (Perry) in die EU und ihrer Ausbreitung in der EU. 2012/697/EU, 4 S.
- Faasse, M. & De Blauwe, H. (2002): De exotische samengestelde zakpijp *Botrylloides violaceus* Oka, 1927 in Nederland (Asciacea: Pleurogona: Styelidae). *Het Zeepaard* 62: 136-141.
- Falkner, G. (1989): *Viviparus ater* am deutschen Bodensee-Ufer. *Heldia* 1: 188-189.
- Farke, M. (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.
- Flössner, D. & Kraus, K. (1976): Zwei für Mitteleuropa neue Cladoceren-Arten (*Daphnia ambigua* Scourfield, 1946, und *Daphnia parvula* Fordyce, 1901) aus Süddeutschland. *Crustaceana* 30: 301-309.
- Fock, H.O. (1996): Lebensgemeinschaften im Eu-, Supra- und Epilitoral des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres und der Eider und Elbe und die analytische Modellierung der Struktur und Dynamik der Lebensgemeinschaften und der Regulation durch biotische Parameter und Umweltparameter. *Berichte Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste, Univ. Kiel* 13: 226 S.
- Fontes, R. & Schöll, F. (1994): *Rhithropanopeus harrisi* (Gould 1841) eine neue Brackwasserart im deutschen Rheinabschnitt (Crustacea, Decapoda, Brachyura). *Lauterbornia* 15: 111-113.
- Frankenberg, G.V. (1937): Neuer Fundort der Süßwassergarnele *Atyaephyra desmaresti* (Millet) in Deutschland. *Intern. Revue Hydrobiol. Hydrogr.* 35: 243-245.
- Franz, H.W. (1992): Der Rhein und seine Besiedlung im Wandel: Schwebstoffzehrende Organismen (Hydrozoa, Kampochozoa und Bryozoa) als Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Gewässers. *Pollichia* 25: 1-167.
- Freyhof, J. & Steinmann I. (1998): *Rhithropanopeus harrisi* (Gould, 1841) und *Palaemon longirostris* Edwards 1837 im Rhein bei Köln (Crustacea, Decapoda). *Lauterbornia* 32: 25-26.
- Fritz, B., Nisch, A., Wittkugel, C. & Mörtl, M. (2006): Erstfund von *Limnomysis benedeni* Czerniavsky im Bodensee (Crustacea: Mysidacea). *Lauterbornia* 58: 157-160.
- Fritz, G.B., Schill, R.O., Pfannkuchen, M. & Brümmer, F. (2007): The freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Limnomedusa: Olindiidae) in Germany, with a brief note on its nomenclature. *J. Limnol.* 66: 54-59.
- Geissen, H.P. (1994): Zwei in Rheinland-Pfalz neue Krebstiere – *Caligus lacustris* Steenstrup et Lütken (Copepoda, Caligidae) und *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield (Amphipoda, Crangonyctidae) – am Mittelrhein. *Fauna Flora in Rheinland-Pfalz* 7: 743-747.
- Geissen, H.-P. (1997): Nachweis von *Limnomysis benedeni* Czerniavski (Crustacea: Mysidacea) im Mittelrhein. *Lauterbornia* 31: 125-127.
- Geissen, H.-P. (1999): Bemerkungen zur Verbreitung und Ökologie des Kiemenwurms *Branchiura sowerbyi* (Oligochaeta: Tubificidae). *Lauterbornia* 36: 93-107.
- Geissen, H.-P. & Schöll, F. (1999): Erste Nachweise des Fischegel *Caspiobdella fadejewi* (Epshtein, 1961) (Hirudinea: Piscicolidae) im Rhein. *Lauterbornia* 33: 11-12.
- Geiter, O., Homma, S. & Kinzelbach, R. (2002): Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland. *Umweltbundesamt, Texte* 25/02: 173 S.
- Gerber, J. & Groh, K. (1997): *Viviparus ater* (Cristofori & Jan 1832) in Bayern (Mollusca, Viviparidae). *Lauterbornia* 28: 107-109.
- Gerdes, G. & Eggers, T.O. (2007): Erstnachweis von *Crangonyx pseudogracilis* (Crustacea: Amphipoda) im norddeutschen Raum. *Lauterbornia* 61: 141-144.
- Glöer P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. *Die Tierwelt Deutschlands* 73: 1-327.
- Glöer, P. & Meier-Brook, C. (2003): Süßwassermollusken (Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland) 13. Auflage. *Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg*: 134 S.
- Glöer, P. & Zettler, M.L. (2005): Kommentierte Artenliste der Süßwassermollusken Deutschlands. *Malak. Abh.* 23: 3-36.
- Gollasch, S. (1996): Untersuchungen des Arteintrages durch den internationalen Schiffsverkehr unter besonderer Berücksichtigung nichtheimischer Arten. *Verlag Dr. Kovac, Hamburg*: 312 S.
- Gollasch, S. (2005): An additional record of the Horseshoe Crab *Limulus polyphemus* in the North Sea. *Aliens (Journal of the Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission)* 22: 11.

- Gollasch, S. & Riemann-Zürneck, K. (1996): Transoceanic dispersal of benthic macrofauna: *Haliplanella luciae* (Verrill, 1898) (Anthozoa, Actinaria) found on a ships hull in a shipyard dock in Hamburg harbour, Germany. *Helgoländer Meeresunters.* 50: 253-258.
- Gollasch, S. & Nehring, S. (2006): National checklist for aquatic alien species in Germany. *Aquatic Invasions* 1: 245-269.
- 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 (eds.). *Biological Invasions in Marine Ecosystems. Ecological, Management, and Geographic Perspectives. Ecological Studies* 204, Springer, Berlin, Heidelberg: 507-528.
- Grabow, K. (2005): *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa) am Oberrhein. *Lauterbornia*: 55: 133-139.
- Groepler, W. (2012): Die Seescheiden von Helgoland. *Biologie und Bestimmung der Ascidien. Die Neue Brehm-Bücherei, Bd. 673, Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben*: 452 S.
- Grosser, C. (1999): Erstnachweis von *Trocheta cylindrica* (Hirudinea: Erpobdellidae) im Elbegebiet Sachsen-Anhalts. *Lauterbornia* 36: 29-31.
- Gugel, J. (1995): Erstnachweis von *Eunapius carteri* (Bowerbank, 1863) (Porifera: Spongillidae) für Mitteleuropa. *Lauterbornia* 20: 103-109.
- Gustavsson, L. (2005): Check-list of Clitellata recorded from Sweden. Naturhistoriska riksmuseet. <http://www.nrm.se/download/18.1cb760b014a762ca8013784d/1421164259962/oligochaet%2Bchecklist.pdf>
- Haesloop, U. (2001): Einige bemerkenswerte Makrovertebraten-Funde aus Gewässern des Großraumes Bremen. *Lauterbornia* 41: 55-59.
- Hagmeier, A. & Kändler, R. (1927): Neue Untersuchungen im nordfriesischen Wattenmeer und auf den fiskalischen Austernbänken. *Wiss. Meeresunters. Abt. Helgoland* 16: 1-90.
- Hanselmann, A.J. (2010) *Katamysis warpachowskyi* Sars, 1877 (Crustacea, Mysida) invaded Lake Constance. *Aquatic Invasions* 5, Supplement 1: S31-S34.
- Harbers, P., Hinz, W. & Gerss, W. (1988): Fauna und Siedlungsdichten – insbesondere der Mollusken – auf der Sohle des Rhein-Herne-Kanals. *Decheniana* 141: 241-270.
- 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.
- Hartlaub, C. (1897): Die Hydromedusen Helgolands. *Wissensch. Meeresunters. Abt. Helgoland n.F.* 2: 449-512.
- Hartmann-Schröder, G. (1996): Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. In: Dahl, F. (Hrsg.), *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, Teil 58, 2. Aufl.* Verlag G. Fischer, Jena, 648 S.
- Hartmann-Schröder, G. & Stripp, K. (1968): Beiträge zur Polychaetenfauna der Deutschen Bucht. *Veröffentl. Inst. Meeresf. Bremerhaven* 11: 1-24.
- Hauser, B. & Michaelis, H. (1975): Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung. *Jb. Forschungsstelle Küste Norderney* 26: 85-119.
- Haybach, A. & Hackbarth, W. (2001): *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu) und *Jaeri istri* Veuille im Mittellandkanal. *Lauterbornia* 41: 61-62.
- Haybach, A. & Schwenke, B. (2005): *Chelicorophium robustum* (Sars, 1895) (Crustacea: Amphipoda) im Niederrhein und in den westdeutschen Kanälen. *Natur am Niederrhein (N.F.)* 20: 78-79.
- Haydar, D., Hoarau, G., Olsen, J.L., Stam, W.T. & Wolff, W.J., (2011): Introduced or glacial relict? Phylogeography of the cryptogenic *tunicate* *Molgula manhattensis* (Ascidacea, Pleurogona). *Divers. Distributions* 17: 68-80.
- Herold, W. (1925): Der Amphipode *Orchestia cavimana* Heller in Pommern. *Abh. Ber. Pomm. Naturf. Ges.* 6: 109-110.
- Heuss, K., Schmidt, W.-D. & Schödel, H. (1990): Die Verbreitung von *Atyaephyra desmaresti* (Millet) (Crustacea, Decapoda) in Bayern. *Lauterbornia* 6: 85-88.
- Jabłońska-Barna, I., Rychter, A. & Kruk, M. (2013): Biocontamination of the western Vistula Lagoon (south-eastern Baltic Sea, Poland). *Oceanologia* 55: 751-763.
- Jagnow, B. & Gosselck, F. (1987): Bestimmungsschlüssel für die Gehäuseschnecken und Muscheln der Ostsee. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 63: 191-268.
- Janson, O.E. (1921): *Stenopelmus rufinasus* Gyll., an addition to the list of British coleoptera. *Entomol. Mon. Mag.* 57: 225-226.
- 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 Biodiv Records* 6: e53
- Jueg, U., Grosser, C. & Bielecki, A. (2004): Zur Kenntnis der Fischegelfauna (Hirudinea: Piscicolidae) in Deutschland. *Lauterbornia* 52: 39-73.
- Jungbluth, J.H. (1996): Einwanderer in der Molluskenfauna von Deutschland. I. Der chorologische Befund. In: Gebhardt, H., Kinzelbach R. & Schmidt-Fischer, S. (Hrsg.), *Gebietsfremde Tierarten. Ecomed, Landsberg*, pp. 105-125.
- Kelso, A. & Wyse Jackson, P.N. (2012): Invasive bryozoans in Ireland: first record of *Watersipora subtorquata* (d'Orbigny, 1852) and an extension of the range of *Tricellaria inopinata* d'Hondt and *Occhipinti* Ambrogi, 1985. *BiolInvasions Records* 1: 209-214.

- Kind, B., de Blauwe, H., Faasse, M. & Kühlenkamp, R. (2015): *Schizobrachiella verrilli* (Bryozoa, Cheilostomata) new to Europe. *Marine Biodiversity Records* 8: e43.
- Kinne, O. & Roththauwe, H.W. (1952): Biologische Beobachtungen und Untersuchungen über die Blutkonzentration an *Heteropanope tridentatus* Maitland (Dekapoda). *Kieler Meeresforsch.* 8: 212-217.
- Kinzelbach, R. (1972): Einschleppung und Einwanderung von Wirbellosen in den Ober- und Mittelrhein. *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 11: 109-150.
- Kinzelbach, R. (1972): Zur Verbreitung und Ökologie des Süßwasser-Strandfloh *Orchestia cavimana* Heller, 1865 (Crustacea: Amphipoda: Talitridae). *Bonn. zool. Beitr.* 23: 267-282.
- Kinzelbach, R. (1984): Neue Nachweise der Flachen Mützenschnecke *Ferrissia wautieri* (Mirolli, 1960) im Rhein-Einzugsgebiet und im Vorderen Orient. *Hessische faunistische Briefe* 4: 20-23.
- Kinzler, W., Kley, A., Mayer, G., Waloszek, D. & Maier, G. (2009): Mutual predation between and cannibalism within several freshwater gammarids: *Dikerogammarus villosus* versus one native and three invasives. *Aquat. Ecol.* 43: 457-464.
- Kipping, J. (2006) Globalisierung und Libellen: Verschleppung von exotischen Libellenarten nach Deutschland (Odonata: Coenagrionidae, Libellulidae). *Libellula* 25: 109-116.
- Kirchenpauer, J.U. (1862): Die Seetonnen der Elbmündung. *Abhandl. Gebiet Naturwissenschaft* 4: 1-59.
- Klotz, W., Miesen, F.W., Hüllen, S. & Herder, F. (2013): Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in North Rhine-Westphalia, Germany. *Aquatic Invasions* 8: 333-339.
- Kluijver, M.J. de (1991): Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. *Helgoländer Meeresunters.* 45: 317-344.
- Kobialka, H. & Deutsch, A. (2005): *Musculium transversum* (Say, 1829) für Nordrhein-Westfalen (Bivalvia: Sphaeriidae). *Heldia* 6: 273-280.
- Kobialka, H., Schwer, H. & Kappes, H. (2009): Rote Liste der gefährdeten Schnecken und Muscheln (Mollusca: Gastropoda et Bivalvia) in Nordrhein-Westfalen. *Mitt. dtsh. malakozool. Ges.* 82: 3-30.
- Köhler, F. & Klausnitzer, B. (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. *Entomofauna Germanica* 4: 1-185.
- 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.
- Kontula, T. & Haldin J. (Hrsg.) (2012): Checklist for Baltic Sea Species. Helsinki Commission: 203 S.
- Kothé, P. (1961): Hydrobiologie der Oberelbe. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 26: 221-343.
- Kothe, P. (1968): *Hypania invalida* (Polychaeta Sedentaria) und *Jaera sarsi* (Isopoda) erstmals in der deutschen Donau. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 34: 88-114.
- Kraepelin, K. (1884): Zur Biologie und Fauna der Süßwasserbryozoen. *Zool. Anz.* 7: 319-321.
- Kraepelin, K. (1887): Die deutschen Süßwasserbryozoen. *Abh. naturwiss. Ver. Hamburg* 10: 5-168.
- Krause-Dellin, D. (1992): Erster Nachweis von *Daphnia parvula* Fordyce 1901 und *Daphnia ambigua* Scourfield 1946 (Crustacea, Cladocera) für das Einzugsgebiet der Donau. *Lauterbornia* 9:19-25.
- Kronfeldner, M. (1984): Notiz zum Vorkommen der Süßwassermeduse *Craspedacusta sowerbii* Lankester in Bayern. *Spixiana* 7: 1-3.
- Kühl, H. (1962): Die Hydromedusen der Elbmündung. *Abh. Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg N.F.* 6: 209-232.
- Kühl, H. (1972): Hydrography and biology of the Elbe estuary. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 10: 225-309.
- Kühl, H. (1977): *Mercierella enigmatica* (Polychaeta: Serpulidae) an der deutschen Nordseeküste. *Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 16: 99-104.
- Kühlenkamp, R. & Kind, B. (2012): Makrozoobenthos Monitoring Helgoland 2011. Maßnahme im Rahmen der WRRL. Report of the State Agency for Agriculture, Nature and Rural Areas (LLUR) of Schleswig-Holstein, Germany: 55 S.
- Kühlenkamp, R. & Kind, B. (2013): Arrival of the invasive *Watersipora subtorquata* (Bryozoa) at Helgoland (Germany, North Sea) on floating macroalgae (Himantalia). *Marine Biodiversity Records* 6: e73 (6 pp.)
- Kulow, H. (1973): Sowjetische Erfahrungen über die Bothriocefalosis, Khawiosis und Philometrosis. *Z. Binnenfisch. DDR* 20: 263-268.
- Kutschera, U. (1985): Beschreibung einer neuen Egelart, *Helobdella striata* nov. sp. (Hirudinea: Glossiphoniidae) *Zool. Jb. Syst.* 112: 469-476.
- Kutschera, U. (2004): The freshwater leech *Helobdella europaea* (Hirudinea: Glossiphoniidae): an invasive species from South America? *Lauterbornia* 52: 153-162.
- Lackschewitz, D., Reise, K., Buschbaum, C. & Karez, R. (2015): Neobiota in deutschen Küstengewässern. Eingeschleppte und kryptogene Tier- und Pflanzenarten an der deutschen Nord- und Ostseeküste. LLUR, Flintbek: 216 S.
- Lambertz, M. & Schmied, H. (2011): Records of the exotic damselfly *Ischnura senegalensis* (Rambur, 1842) from Bonn (Germany). *Bonn. zool. Bull.* 60: 211-213.
- Lankester, E.R. (1880): On a new jelly-fish of the order Trachomedusae, living in fresh water. *Nature* 22: 147-148, 190-191, 241.

- Leppäkoski, E. & Olenin, S. (2000): Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biol. Invasions* 2: 151-163.
- Lippert, H., Weigelt, R., Bastrop, R., Bugenhagen, M. & Karsten, U. (2013): Schiffsbohrmuscheln auf dem Vormarsch? Holzzerstörer in der Ostsee. *Biologie in unserer Zeit* 43: 46-53.
- Lloyd, W.A. (1874): On the occurrence of *Limulus polyphemus* off the coast of Holland, and on the transmission of aquarium animals. *The Zoologist*, Ser. 2, 9: 3845-3855.
- LUBW (2008): Rote Liste und Artenverzeichnis der Schnecken und Muscheln Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: 190 S.
- Lüdemann, D. & Kayser, H. (1961): Erster Fund einer Süßwasserkamptozoe, *Urnatella gracilis* Leidy, in Deutschland, zugleich mit einer Mitteilung über das Auftreten von *Cordylophora caspia* Pallas im Berliner Gebiet. *Sitzungsberichte der Gesellschaft Naturforschender Freunde zu Berlin N.F.* 1: 102-108.
- Luther, H. (1979): *Chara connivens* in the Baltic Sea area. *Ann. Bot. Fennici* 16: 141-150.
- Mácha, S. (1971): Kulturní vlivy na faunu měkkýšů [Cultural impacts on mollusc fauna]. *Čas. Slez. Muzea Opava A* 20: 121-134.
- Manzek, E. (1927): *Stenopelmus rufinasus* Gyll., ein für Deutschland neuer Käfer. *Entomol. Bl.* 23: 189-191.
- Martens, A., Eggert, T.O. & Grabow, K. (1999): Erste Funde von *Pontogammarus robustoides* (Sars) im Mittellandkanal (Crustacea: Amphipoda). *Lauterbornia* 35: 39-42.
- Martens, A., Gerecke, R. & Grabow, K. (2006): *Caspihalacarus hyrcanus* (Acari: Halacaridae) am Oberrhein – der erste Fund einer neozoischen Wassermilbe in Deutschland und Frankreich. *Lauterbornia* 56: 27-33.
- Martens, A., Grabow, K., Rapp, S. & Schoolmann, G. (2006): Der Krebsigel *Xironogiton victoriensis* wurde mit dem Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* auch nach Deutschland eingeschleppt (Annelida: Branchiobdellida; Crustacea: Astacidae). *Lauterbornia* 58: 147-155.
- Massard, J.A. & Geimer, G. (1995): On the distribution of *Plumatella casmiana* in the European and Mediterranean parts of the Palaearctic region (Bryozoa, Phylactolaemata). *Bull. Soc. Nat. luxemb.* 96: 157-165.
- Minchin, D. (2007): A checklist of alien and cryptogenic aquatic species in Ireland. *Aquatic Invasions* 2: 341-366.
- Milbrink, G. & Timm, T. (2001): Distribution and dispersal capacity of the Ponto-Caspian tubificid oligochaete *Potamothenis moldaviensis* Vejdovský et Mrázek, 1903 in the Baltic Sea Region. *Hydrobiologia* 463: 93-102.
- Metzger, A. (1871): Die wirbellosen Meerestiere der ostfriesischen Küste. *Zwanzigster Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover. Hahn'sche Hofbuchhandlung*: 22-42.
- Müllegger, S. (1921): *Heliactis bellis* bei Büsum gefunden. *Schrift. Zool. Stat. Büsum* 2, Sonder-Nr. 1, S. 61
- Müller, J.C., Schramm, S. & Seitz, A. (2002) Genetic and morphological differentiation of *Dikerogammarus* invaders and their invasion history in Central Europe. *Freshw. Biol.* 47: 2039-2048.
- Müller, R., Anlauf, A. & Schleuter, M. (2005): Nachweise der Neozoe *Menetus dilatatus* (Gould, 1841) in der Oberelbe, Mittelelbe, dem Mittellandkanal und dem Nehmitzsee (Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg) (Gastropoda: Planorbidae). *Malak. Abh.* 23: 77-85.
- 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). *Senckenberg. marit.* 30: 115-122.
- Nehring, S. (2006a): The Ponto-Caspian amphipod *Obesogammarus obesus* (Sars, 1894) arrived the Rhine River via the Main-Danube Canal. *Aquatic Invasions* 1: 148-153.
- Nehring, S. (2006b): Four arguments why so many alien species settle into estuaries, with special reference to the German river Elbe. *Helgol. Mar. Res.* 60: 127-134.
- Nehring, S. & Leuchs, H. (1999a): Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste - Eine Übersicht. *Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)* 1200: 131 S.
- Nehring, S. & Leuchs, H. (1999b): *Rhithropanopeus harrisii* (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.
- Neubaur, R. (1936): Ein neuer Mitbewohner schleswig-holsteinischer Fischgewässer. *Fisch. Zeit.* 39: 725-726.
- Neudecker, T. (1985): Untersuchungen zur Reifung, Geschlechtsumwandlung und künstlichen Vermehrung der pazifischen Auster *Crassostrea gigas* in deutschen Gewässern. *Veröff. Inst. Küst. Binnenfisch.* 88: 1-212.
- Nobanis (2014): <http://www.nobanis.org/Marineldkey/Hydrozoa/PachycordyleNavis.htm>
- Nobanis (2014): <http://www.nobanis.org/Marineldkey/Tunicates/MolgulaManhattensis2.htm>
- Oros, M., Hanzelová, V. & Scholz, T. (2009): Tapeworm *Khawia sinensis*: Review of the introduction and subsequent decline of a pathogen of carp, *Cyprinus carpio*. *Vet. Parasitol.* 164: 217-222.
- Oschmann, A. (1913): Über eine neue Tubificiden-Art. *Zool. Anz.* 42: 559-565.
- Pax, F. (1920): Die Aktinienfauna von Büsum. *Schr. Zool. Stat. Büsum Meeresk.* 5: 1-24.
- Pax, F. (1921): Das Vorkommen von *Sagartia luciae* an der deutschen Küste. *Zool. Anz.* 52: 161-166.

- Pax, F. (1936): Anthozoa. In: Grimpe, G. & Wagler, E. (Hrsg.), Die Tierwelt der Nord- und Ostsee, Band IIIe. Akad. Verlagsges. Becker & Erler, Leipzig, 317 S.
- Penney, J.T. & Racek, A.A. (1968): Comprehensive revision of a worldwide collection of freshwater sponges (Porifera: Spongillidae). United States National Museum Bulletin 272: 1-184.
- Pfeiffer, I., Brenig, B. & Kutschera, U. (2004): The occurrence of an Australian leech species (genus *Helobdella*) in German freshwater habitats as revealed by mitochondrial DNA sequences. Mol. Phyl. Evol. 33: 214-219.
- Pinkster, S., Dieleman, J. & Platvoet, D. (1980): The present position of *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939, in the Netherlands, with the description of a newly discovered amphipod species, *Crangonyx pseudogracilis* Bousfield, 1958 (Crustacea, Amphipoda). Bull. Zool. Mus. 7: 33-45.
- Plate, H.P. & Frömming, E. (1953): Die tierischen Schädlinge unserer Gewächshauspflanzen, ihre Lebensweise und Bekämpfung. Duncker & Humblot, Berlin: 288 S.
- Post, D. & Landmann, M. (1994): Verbreitungsatlas der Fließgewässerfauna in Ostfriesland. Staatliches Amt für Wasser und Abfall, Aurich, 141 S.
- Potel, S., Geissen, H.-P. & Dohmen, G.P. (1998): Erste Nachweise von *Barbronia weberi* (Blanchard 1897) (Hirudinea: Salifidae) im deutschen Rheingebiet. Lauterbornia 33: 1-4.
- Rachor, E., Bönsch, R., Boos, K., Gosselck, F., Grotjahn, M., Günther, C.-P., Gusky, M., Gutow, L., Heiber, W., Jantschik, P., Krieg, H.-J., Krone, R., Nehmer, P., Reichert, K., Reiss, H., Sschröder, A., Witt, J., Zettler, M.L. (2013): Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere. Naturschutz und Biol. Vielfalt 70(2): 81-176.
- Raunio, J., Paasivirta, L. & Brodin, Y. (2009): Marine midge *Telmatogeton japonicus* Tokunaga (Diptera: Chironomidae) exploiting brackish water in Finland. Aquatic Invasions 4: 405-408.
- Redeke, H.C. (1934): On the occurrence of two pelagic copepods, *Acartia bifilosa* and *Acartia tonsa*, in the brackish waters of the Netherlands. Journal du Conseil International de l'Exploration de la Mer 9: 39-45.
- Reibisch, J. (1926): Über Änderungen in der Fauna der Kieler Bucht. Schr. naturwiss. Ver. Schleswig-Holstein 17: 227-232.
- 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.
- Reinhold, M. & Tittizer, T. (1998): *Limnomysis benedeni* Czerniavski 1882 (Crustacea: Mysidacea), ein weiteres pontokaspisches Neozoon im Main-Donau-Kanal. Lauterbornia 33: 37-40.
- Reischütz, A. & Reischütz, P.L. (2000) Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna Niederösterreichs (17/18) und Wiens. Nachrichtenblatt der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft 8: 66.
- Reise, H., Backeljau, T. & Seidel, D. (1996): Erstnachweise dreier Schneckenarten und weitere malakofaunistisch bemerkenswerte Funde aus der Oberlausitz. Ber. Naturforsch. Ges. Oberlausitz 5: 39-47.
- Reise, K., Gollasch, S. & Wolff, W.J. (1999): Introduced marine species of the North Sea coasts. Helgoländer Meeresunters. 52: 219-234.
- Reisinger, E. (1934): Die Süßwassermeduse *Craspedacustra sowerbyi* Lankester und ihr Vorkommen im Flussgebiet von Rhein und Maas. Die Natur am Niederrhein 10: 33-43.
- Remmert, H. (1963): *Telmatogeton remanei* n.sp., eine neue marine Chironomide aus der Kieler Förde. Zool. Anz. 171: 165-178.
- Renker, C. & Kobialka, H. (2001): Beiträge zur Molluskenfauna des Weserberglandes: 5. Neue Vorkommen von *Gyraulus parvus* (SAY 1817) in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Hessen (Gastropoda: Planorbidae). Mitt. dtsh. malakozool. Ges. 66: 1-8.
- Rey, P., Ortlepp, J. & Küry, D. (2005): Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. Schriftenreihe Umwelt Nr. 380: 88 S.
- Roos, P. & Marten, M. (2005): Erster Nachweis der Kugelmuschel *Musculium transversum* (Say 1829) für Baden-Württemberg (Bivalvia: Sphaeriidae). Lauterbornia 55: 145-147.
- Roos, P., Bernauer, D., Marten, M. & Schöll, F. (2006): Erste Nachweise von *Chelicorophium robustum* (Sars, 1895) in Rhein und Neckar (Amphipoda: Corophiidae). Lauterbornia 56: 41-47.
- Rudolph, K. (1997): Zum Vorkommen des Flohkrebse *Pontogammarus robustoides* im Peenemündungsgebiet. Natur und Museum 127: 306-312.
- Rudolph, K. (2004): *Obesogammarus crassus* (G.O. Sars) – eine weitere gebietsfremde Flohkrebsart (Crustacea, Amphipoda) erreichte die Gewässer von Brandenburg und Berlin. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 11: 156-157.
- Rudolph, K. & Zettler, M.L. (1999): *Gammarus varsoviensis* in der Oberen Havel, Brandenburg (Crustacea: Amphipoda). Lauterbornia 36: 21-27.
- Ryland, J.S., Bishop, J.D.D., Blauwe, H. De, Nagar, A. El, Minchin, D., Wood, C.A. & Yunnice, A.L.E. (2011): Alien species of *Bugula* (Bryozoa) along the Atlantic coasts of Europe. Aquatic Invasions 6: 17-31.
- Schäfer, W. (1939): Fossile und rezente Bohrmuschel-Besiedlung des Jade-Gebiets. Senckenbergiana 21: 227-254.
- Scheibel, W. (1974): *Ameira divagans* Nicholls, 1939 (Copepoda Harpacticoida). Mikrofauna Meeresboden 38: 213-220.
- Schimmer, H. (1995): Erstnachweis von *Piscicola haranti* (Jarry, 1960) (Hirudinea) in Nordrhein-Westfalen. Lauterbornia 20: 111-113.

- Schlesch, H. (1932): Über die Einwanderung nordamerikanischer Meeresmollusken in Europa unter Berücksichtigung von *Petricola pholadiformis* Lam. und ihrer Verbreitung im dänischen Gebiet. Arch. Moll. 64: 146-154.
- Schleuter, A. & Schleuter, M. (1998): *Dendrocoelum romanodanubiale* (Turbellaria, Tricladida) und *Hemimysis anomala* (Crustacea: Mysidacea) zwei weitere Neozoen im Main. Lauterbornia 33: 125-127.
- Schleuter, A., Geissen, H.-P. & Wittmann, K.J. (1998): *Hemimysis anomala* G.O. Sars, 1907 (Crustacea: Mysidacea), eine euryhaline pontokaspische Schwebgarnele in Rhein und Neckar. Erstnachweis für Deutschland. Lauterbornia 32: 67-71.
- Schleuter, M. & Schleuter, A. (1995): *Jaera istri* Veuille (Janiridae, Isopoda), aus der Donau erreicht über den Main-Donau-Kanal den Main. Lauterbornia 21: 177-178.
- Schlienz, W. (1922): Eine Süßwasser-*Orchestia* in der Außenalster in Hamburg. Arch. Hydrobiol. 14: 144-150.
- Schödel, H. (1998): Epizoische Wimpertiere (Ciliophora: Peritrichia) auf Neozoen aus dem Main-Donau-Kanal. Lauterbornia 33: 41-44.
- Schödl, H. (1999): *Epistylis loricata* n.sp. (Ciliophora, Peritrichia), eine neue epizoisch auf *Jaera istri* (Isopoda) lebende Art aus dem Main. Lauterbornia 36: 75-79.
- Schöll, F. & Behring, E. (1998): Erstnachweis von *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu 1949) (Turbellaria, Tricladida) im Rhein. Lauterbornia 33: 9-10.
- Schöll, F. & Hardt, D. (2000): *Jaera istri* (Veuille) (Janiridae, Isopoda) erreicht die Elbe. Lauterbornia 38: 99.
- Schröder, K. (1942): Zur Kenntnis des europäischen Vorkommens von *Spongilla carteri*. Spongilliden-Studien VIII. Zool. Anz. 140: 247-249.
- Schubert, H. & Blindow, I. (Eds.) (2003): Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication 19. Koltz Scientific Books, Königstein/Taunus: 326 S.
- Schulz, W. (1995): Der „Schiffsbohrwurm“ – *Teredo* eine interessante Muschel der Ostsee und früherer Meere im norddeutschen Raum. Archiv Geschichtskunde 12: 739-752.
- Schütz, L. (1961): Verbreitung und Verbreitungsmöglichkeiten der Bohrmuschel *Teredo navalis* L. und ihr Vordringen in den NO-Kanal bei Kiel. Kieler Meeresforschung 17: 228-236.
- Schütz, L. (1963): Ökologische Untersuchungen über die Benthosfauna im Nordostseekanal. I. Autökologie der sessilen Arten. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 48: 361-418.
- Sellius, G. (1733): Historia naturalis teredinis seu xylophagi marini tubulo conchoidis speciatim Belgici. Trajecti ad Rehenum, xxxiv+356 S.
- Siebold, C.Th. von (1848): Lehrbuch der vergleichenden Anatomie der Wirbellosen Thiere. Veit & Comp., Berlin: 681 S.
- Simpson, R. (2011) The invasive biology of the talitrid amphipod *Platorchestia platensis* in North West Europe. The Plymouth Student Scientist 4: 278-292.
- Spicer, J.I. & Janas, U. (2006): The beachflea *Platorchestia platensis* (Krøyer, 1845): a new addition to the Polish fauna (with a key to Baltic talitrid amphipods). Oceanologia 48: 287-295.
- Stammer, H.J. (1932): Zur Kenntnis der Verbreitung and Systematik der Gattung *Asellus*, insbesondere der mitteleuropäischen Arten (Isopoda). Zool. Anz. 99: 113-131.
- Stammer, J. (1959): Beiträge zur Morphologie, Biologie und Bekämpfung der Karpfenläuse. Z. f. Parasitenkunde 19: 135-208.
- Stephenson, T.A. (1935): The British Sea Anemones. The Ray Society, London, S. 196-207.
- Stripp, K. (1969): Die Assoziationen des Benthos in der Helgoländer Bucht. Veröffentl. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 12: 95-142.
- Studmund, A. & Rosenberg, J. (1994): Freilandvorkommen von *Melanoides tuberculatus* (O.F. Müller, 1774) und *Planorbella duryi* (Wetherby, 1879) im Rheinland nebst Anmerkungen zur *Hydropsyche exocellata* (Dufour, 1841) (Trichoptera : Hydropsychidae). Mitt. Deutschen Malakozool. Ges. 53: 15-18.
- Sures, B. & Streit, B. (2001): Eel parasite diversity and intermediate host abundance in the River Rhine, Germany. Parasitology 123: 185-191.
- Sures, B., Knopf, K., Würtz, J. & Hirt, J. (1999): Richness and diversity of parasite communities in European eels *Anguilla anguilla* of the River Rhine, Germany, with special reference to helminth parasites. Parasitology 119: 323-330.
- Taraschewski, H. (2006): Hosts and parasites as aliens. J. Helminth. 80: 99-128.
- Taraschewski, H., Moravec, F., Lamah, T. & Anders, K. (1987): Distribution and morphology of two helminths recently introduced into European eel populations: *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) and *Paratenuisentis ambiguus* (Acanthocephala, Tenuisentidae). Dis. Aquat. Organ. 3: 167-176.
- Thiel, H. (1962): *Clavopsella quadrangularia* nov. spec. (Clavopsellidae nov. fam.), ein neuer Hydroidpolyp aus der Ostsee und seine phylogenetische Bedeutung. Z. Morph. Ökol. Tiere 51: 227-260.
- Thielen, F. (2005): Der Einfluss einwandernder Amphipodenarten auf die Parasitenzönose des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*). Dissertation Univ. Karlsruhe: 274 S.
- Thienemann, A. (1950): Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 809 S.

- Tiefenthaler, A. (1999): Nachweis von *Menetus dilatatus* (Gould 1841) im Main (Mollusca: Planorbidae). *Schr. Malakozool.* 13: 28-30.
- Timm, T. (2013): The genus *Potamothrix* (Annelida, Oligochaeta, Tubificidae): a literature review. *Estonian J. Ecol.* 62: 121-136.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A. & Schleuter, M. (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1-72.
- Tobias, W., Wegmann, A. & Bernerth, H. (2005): *Jaera sarsi* oder *Jaera sarsi?* – Zum taxonomischen Status der „Donauassel“ (Isopoda, Asellota: Janiridae). *Umwelt und Geologie, Faunistisch-ökologische Untersuchungen des Forschungsinstituts Senckenberg*, 5-14.
- Vaino, J.K., Jazdzewski, K. & Väinöla (1995): Biochemical systematic relationships among the freshwater amphipods *Gammarus varsoviensis*, *G. lacustris* and *G. pulex*. *Crustaceana* 68: 687-694.
- Van Damme, D., Ghamizi, M., Seddon, M., Kristensen, T.K., Stensgaard, A.-S., Budha, P.B. & Dutta, J. (2012): *Haitia acuta*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (Aufgerufen 2015-02-05)
- 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., de Kluijver, M.J., van Bragt, P.H., Faasse, M., Nijland, R., Beglinger, E.J., de Weerd, W.H. & de Voogd, N.J. (2007): Sponge invaders in Dutch coastal waters. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 87: 1733-1748.
- Veuille, M. (1979): L'evolution du genre *Jaera* Leach (Isopoda, Asellotes) et ses rapports avec l'histoire de la mediterrane. *Bijdr. Dierkd.* 49: 195-217.
- Wagler, E. (1935): Die deutschen Karpfenläuse. *Zool. Anz.* 119: 1-10.
- Wallentinus, I. (2002): Introduced marine algae and vascular plants in European aquatic environments. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S. & Olenin, S. (Eds.), *Invasive aquatic species of Europe: distribution, impacts and management*. Kluwer, Dordrecht: 27-54.
- Walther, A.C., Lee, T., Burch, J.B. & O'Foighil, D. (2006): Confirmation that the North American ancyliid *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863) is a cryptic invader of European and East Asian freshwater ecosystems. *J. Moll. Stud.* 72: 318-321.
- Wasmund, N., Dutz, J., Pollehne, F., Siegel, H. & Zettler, M.L. (2015): Biological assessment of the Baltic Sea 2014. *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 98: 90 S.
- Weiler, W. (1997): Erstfund von *Diaphanosoma orghidani* Negrea 1982 (Crustacea: Sididae) für Deutschland und ihre Begleitarten. *Lauterbornia* 32: 73-77.
- Weinzierl, A. & Seitz, G. (1994): *Dendrocoelum romanodanubiale* (Codreanu 1949) in der oberen Donau (Turbellaria, Tricladida). *Lauterbornia* 15: 23-24.
- Weinzierl, A., Potel, S. & Banning, M. (1996): *Obesogammarus obesus* (Sars 1894) (Amphipoda, Gammaridae) in der oberen Donau. *Lauterbornia* 26: 87-89.
- Weinzierl, A., Seitz, G. & Thannemann, R. (1997): *Echinogammarus trichiatus* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda) in der bayerischen Donau. *Lauterbornia* 31: 31-32.
- Werner, B. (1950): Die Meduse *Gonionemus murbachi* Mayer im Sylter Wattenmeer. *Zool. Jb. (Abt. f. Sys.)* 78: 471-505.
- Westheide, W. (1967): Monographie der Gattungen *Hesionides* Friedrich und *Microphthalmus* Mecznirow (Polychaeta, Hesionidae). *Z. Morph. Tiere* 61: 1-159.
- Wichels, A., Würtz, S., Döpke, H., Schütt, C. & Gerdt, G. (2006): Bacterial diversity in the breadcrumb sponge *Halichondria panacea* (Pallas). *FEMS Microbiol Ecol* 56: 102-118.
- Wiegemann, M. (2008): Wild cyprids metamorphosing in vitro reveal the presence of *Balanus amphitrite* Darwin, 1854 in the German Bight basin. *Aquatic Invasions* 3: 235-238.
- Wittmann, K.J. (1995): Zur Einwanderung potamophiler Malacostraca in die obere Donau: *Limnomysis benedeni* (Mysidacea), *Corophium curvispinum* (Amphipoda) und *Atyaephyra desmaresti* (Decapoda). *Lauterbornia* 20: 77-85.
- Wittmann, K.J. (2008): Weitere Ausbreitung der pontokaspischen Schwebgarnele (Crustacea: Mysida: Mysidae) *Katamysis warpachowskyi* in der oberen Donau: Erstnachweis für Deutschland. *Lauterbornia* 63: 83-86.
- Wolff, C. (2003): Erstnachweis von *Jaera istri* (Veuille, 1979) (Janiridae, Isopoda) in der Weser. *Lauterbornia* 48: 73-74.
- Wolff, T. (1977): The Horseshoe Crab (*Limulus polyphemus*) in North European waters. *Vidensk. Meddr. Dansk Naturh. Foren.* 140: 39-52.
- Wolff, W.J. (2005): Non-indigenous marine and estuarine in The Netherlands. *Zool. Meded.* 79: 1-116.
- Wöss, E. (2014): *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa: Phylactolaemata) im nördlichen Weinviertel – zur Problematik aquatischer Neobiota in Österreich. *Denisia* 33: 351-366.
- Wouters, K. & Vercauteren, T. (2009): *Proasellus coxalis* sensu auct. (Crustacea, Isopoda) in a lowland brook in Heist-op-den-Berg: first record in Belgium. *Lauterbornia* 67: 53-61.
- Zaniolo, G., Manni, L., Brunetti, R. & Burighel, P. (1998): Brood pouch differentiation in *Botrylloides violaceus*, a viviparous ascidian (Tunicata). *Invert. Reprod. Devel.* 33: 11-24.

- Zettler, M.L. (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 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. *Meeresbiolog. Beitr. (Rostock)* 7: 79-90.
- Zettler, M.L. (2008): Veränderung einer litoralen Amphipoda-Gemeinschaft am Beispiel einer Langzeitstudie im Oderhaff. *Lauterbornia* 62: 27-32.
- Zompro, O. (2011): Ein neu eingeschleppter Flußkrebs aus Australien - *Cherax quadricarinatus*, der Rotscherenkrebs. *AKFS-aktuell* 27: 27-29.



Der Viril-Flusskrebs (*Orconectes virilis*) ist eine Art der Warnliste (siehe Rabitsch et al. 2013). Zum Schutz der biologischen Vielfalt muss eine Freisetzung und Etablierung dieser invasiven Art verhindert werden. (© S. Nehring)