bfg Bundesanstalt für Gewässerkunde

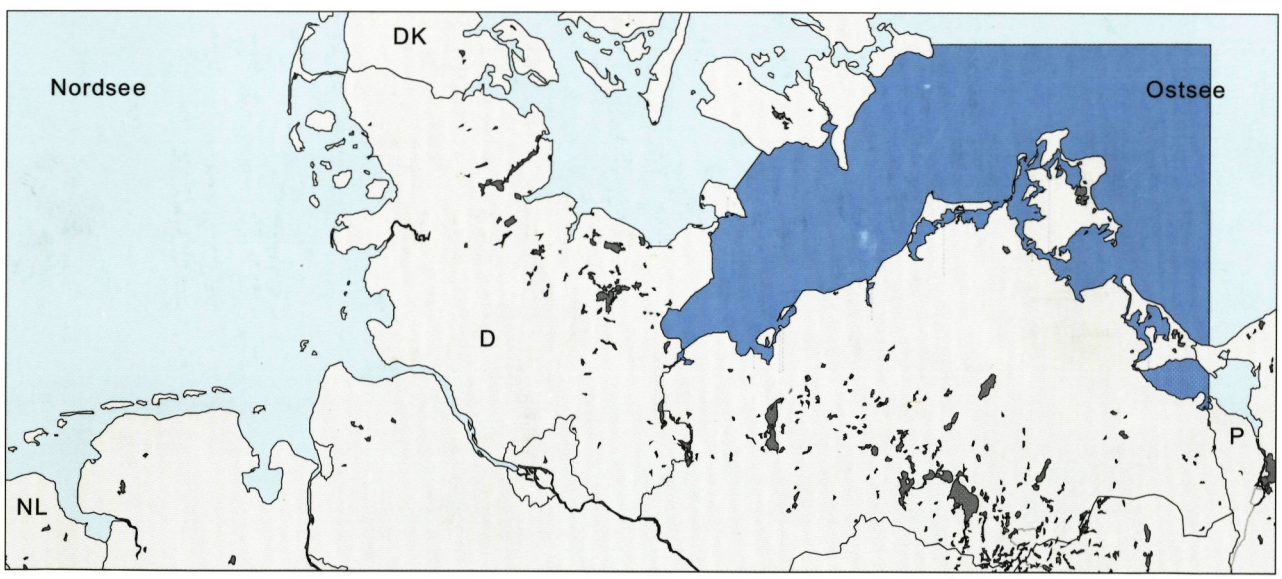
BfG-1421

Bericht

Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee

Band 3

Verbreitung und Entwicklung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarnbelt und Usedom - Daten von 1839 bis 2001



bfg Bundesanstalt für Gewässerkunde

67409 Z59040

Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee

Band 3

Verbreitung und Entwicklung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarnbelt und Usedom - Daten von 1839 bis 2001

Bearbeitung: Dr. Michael L. Zettler, Dr. Matthias Röhner
Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Biologische Meereskunde, Seestraße 15, 18119 Rostock

Koordination: Dr. Heiko Leuchs, Bernd König

Koblenz, Juli 2004 **BfG-1421**

Vervielfältigungen und Veröffentlichungen des Gutachtens - auch auszugsweise - bedürfen der schriftlichen Genehmigung der Bundesanstalt für Gewässerkunde.

VLIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

Zitiervorschlag: Zettler, M.L. & M. Röhner (2004): Verbreitung und Entwicklung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarnbelt und Usedom - Daten von 1839 bis 2001. – In: Bundesanstalt für Gewässerkunde (HRSG.), Die Biodiversität in der deutschen Nord- und Ostsee, Band 3. Bericht BfG-1421, Koblenz

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor 1
56068 Koblenz

Telefon: (0261) 1306-0
Telefax: (0261) 1306-5302
e-mail: posteingang@bafg.de
www.bafg.de

Vorwort

Für einen zeitgemäßen Naturschutz ist neben dem Verständnis der biotischen und abiotischen Prozesse die Kenntnisse der „player" in diesen Prozessen, den Tier- und Pflanzenarten, unerlässlich. Neben der optischen oder biochemischen Differenzierung und dem Aufdecken der evolutionsbiologischen Entwicklung der Taxa ist besonders das Verständnis für ihre ökologischen Ansprüche zwingende Voraussetzung für eine ökologische oder naturschutzfachliche Bewertung von Faunenentwicklungen. Besonders für letztere ist das Verständnis der historischen Entwicklung eine wesentliche Hilfe.

Leider wird in der universitären Ausbildung Deutschlands dieser Notwendigkeit zu wenig Rechnung getragen. Der Abbau von taxonomisch ausgerichteten Arbeitsgruppen schreitet an Universitäten ebenso fort wie in außeruniversitären Forschungseinrichtungen. Die Ausbildung entsprechend qualifizierter Fachkräfte für die Zukunft ist in Frage gestellt.

Dabei ist es ein Widerspruch, wenn einerseits durch die europäische Flora-Fauna-Habitat- und die Wasserrahmen-Richtlinie eine Berücksichtigung ökologischer Belange sehr detailliert (Artniveau) vorgegeben wird, Fachkräfte aber immer rarer werden.

Der vorliegende Band ist ein weiterer Beitrag zur Biodiversitätsforschung, der durch die Analyse von historischen und rezenten Verbreitungsangaben eine Vorstellung zu potentiellen Artenverteilungen und zu Referenzzuständen im Bereich der deutschen Ostsee über mehr als 150 Jahre hinweg ein Bild ermöglicht.

Koblenz, im Juli 2004

Dr. Fritz Kohmann

Leiter der Abteilung Ökologie

Inhaltsverzeichnis:

ZUSAMMENFASSUNG **9**

1. EINLEITUNG **10**

2. MATERIAL UND METHODEN **16**

2.1. LITERATURAUSWAHL UND REGION 16
2.2. TAXONOMIE 17
2.3. NATURRAUMEINHEITEN 17
2.4. ARTENBLÄTTER UND VERBREITUNGSKARTEN 18
2.5. DATENBANKSTRUKTUR DER LITERATURDATEN 19

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION **21**

3.1. VORBEMERKUNGEN UND DATENGRUNDLAGE 21
3.2. ARTENLISTE 28

4. AUSGEWÄHLTE ARTEN **36**

5. BESTANDSVERÄNDERUNGEN **91**

5.1. BESTANDSABNAHME 92
5.2. BESTANDSZUNAHME 93
5.3. EINWANDERER UND NEOZOEN 94

6. LITERATURVERZEICHNIS **96**

7. KARTENWERK **139**

Hinweis

Aus technischen Gründen ist die zugrundeliegende Datenbank und der Bericht nicht von CD sondern via Internet:

http://www.bafg.de/servlet/is/5713/

abrufbar.

(Siehe auch S. 20)

Zusammenfassung

Die Anforderungen an die Berücksichtigung ökologischer Belange steigen ständig hinsichtlich Qualität und Komplexität der Fragestellungen. Mit dem vorliegenden Band der BfG-Reihe „Biodiversität der deutschen Nord- und Ostseeküste" sind die Daten zur Verbreitung der benthischen Makrozooen zusammengetragen und dargestellt.

Ziel des vorliegenden Berichts ist es, die zahlreichen Literaturangaben von Beginn der Erfassung des Makrozoobenthos der Ostsee bis heute zu recherchieren, zusammenzufassen und in Form einer Datenbank zugänglich zu machen. Es sind die Verbreitungskarten zu den wichtigen Arten mit einer groben zeitlichen Aufschlüsselung dargestellt. Die zugrundeliegende Datenbank steht auf der beiliegenden CD zur Verfügung.

Das Betrachtungsgebiet grenzt im Westen (im Fehmarnbelt) an die Studie von GERLACH (2002) an und geht im Osten bis Usedom an die polnische Grenze (bzw. bis zum Längengrad 14,5). Im Norden bildet die dänische Küste bzw. der 55. Breitengrad die Abgrenzung. Dem Leser steht damit erstmalig ein Werkzeug zur Verfügung, mit dem er sich ein umfassendes Bild über die makrozoobenthische Besiedlung der Ostsee im genannten Gebiet verschaffen kann. Die relevante Literatur wurde zusammengefasst, so dass es dem Leser relativ schnell möglich wird, die Primärliteratur zu ermitteln. Es wird unbedingt darauf hingewiesen, dass der vorliegende Bericht und die angehängte CD immer im Zusammenhang mit den aufgeführten Referenzen zu sehen sind. Der Nutzer wird in Detailfragen weiterhin die Originalzitate verwenden müssen.

Die ersten recherchierten Publikationen stammen aus dem Jahre 1839. Seit dieser Zeit wurden sporadisch Arbeiten publiziert. Ab ca. 1920 nahm die Anzahl an Publikationen leicht, ab 1960 dann stark zu. Wurden von 1839 – 1860 nur 4 Publikationen erstellt, sind es für den Zeitraum 1981 – 2001 dagegen 258 Arbeiten. Insgesamt wurden 483 Literaturstellen recherchiert.
Für das Untersuchungsgebiet sind 471 Taxa nachgewiesen. Der heutige Stand zur Synonymie von Arten ist berücksichtigt.

Die im Rahmen dieser Studie erstellte Datenbank ist im Internet erreichbar (s. Kap. 2.5).

1. Einleitung

Die faunistische Erforschung des Makrozoobenthos der Ostsee zwischen Fehmarn und Usedom begann bereits im 18. Jahrhundert. GEORG GUSTAV DETHARDING (1794) zählte unter anderem eine Reihe von Mollusken (und „molluskenartige") für die Ostsee auf. Allerdings gab er keine Angaben zum Fundort bzw. Naturraum an, so dass diese Arbeit in der Datenbank nicht aufgeführt wird. Die von ihm bereits nachgewiesenen Arten stammen vermutlich aus der Nähe seiner Heimatstadt Rostock. Folgende marine Arten sind von ihm aufgelistet und damit erstmalig für das Untersuchungsgebiet genannt: *Mya truncata*, *M. arenaria*, *Macoma balthica*, *Abra alba*, *Cerastoderma edule*, *Mytilus edulis*, *Nucella lapillus* (vermutlich nicht aus dem Untersuchungsgebiet), *Buccinum undatum* und *Littorina littorea*. Unter „Seewurmgehäuse" listet er aus der Ostsee die beiden Polychaeten *Spirorbis spirorbis* und *S. granulatus* auf. Im 19. Jahrhundert kamen einzelne Arbeiten zu Mollusken (PFEIFFER 1839, BOLL 1851, 1852, FRIEDEL 1870, LEHMANN 1873) und Schwämmen (LIEBERKÜHN 1857) hinzu. In der Regel waren die Informationen zum Makrozoobenthos eher spärlich. Erst mit dem Beginn systematischer Aufsammlungen erweiterte sich das Wissen über Wirbellose in der Ostsee.

HEINRICH LENZ war der erste, der in den 1860er und 1870er Jahren wesentlich zum Erkenntnisgewinn bezüglich des Makrozoobenthos beitrug (LENZ 1875, 1882). Im Auftrag der Freien- und Hanse-Stadt Lübeck unternahm er umfangreiche Untersuchungen in der Travemünder Bucht. Auch Teile der Untertrave wurden in diese Untersuchungen einbezogen. Über 135 Datenpunkte (1875) bzw. 93 (1882) mit über 100 Arten wurden durch ihn erhoben. Seine Untersuchungen bildeten die Grundlage (Referenz) für zahlreiche nachfolgende Untersuchungen bis in die heutige Zeit. Sein Wegbegleiter und Freund C. ARNOLD publizierte ebenfalls zwei Arbeiten (ARNOLD & LENZ 1873, ARNOLD 1883) über die Travemünder Bucht. KARL AUGUST MÖBIUS (1873) führte in seiner Übersicht „Die wirbellosen Thiere der Ostsee" 92 Arten und 340 Daten für das Gebiet zwischen Fehmarnbelt und Usedom auf. Seine Angaben beruhen in erster Linie auf Zutragungen, mündlichen Überlieferungen und Literaturauswertungen und sind als „Uebersicht der bis jetzt gefundenen Ostseethiere" zu verstehen. Sein Nachtrag im Jahre 1884 bezog sich dann weitestgehend auf die Kieler Bucht, so dass für unser Untersuchungsgebiet keine relevanten, neuen Daten hinzukamen. ERNST FRIEDEL erweiterte durch seine Publikationen im 19. Jahrhundert (1869, 1870, 1882) die Kenntnis der Fauna in den vorpommerschen Küstengewässern wesentlich. MAXIMILIAN BRAUN, damaliger Pro-

fessor an der Universität Rostock, veröffentlichte 1888 erstmalig eine Checkliste der Wirbellosen in der Wismarbucht. 55 Taxa und 145 Daten wurden von ihm publiziert. Andere Autoren des ausgehenden 19. Jahrhunderts waren u.a. BRANDT (1890, 1897), MICHAELSEN (1897) und FREESE (1888). Im Zusammenhang mit fischereibiologischen Untersuchungen wurden durch PAULUS SCHIEMENZ (1898a, b) umfangreiche Daten (214) in den Bodden rund um Rügen (Rügensche Bodden, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster-Boddenkette) gewonnen. Seine Daten beschränken sich jedoch nur auf 16 Taxa dieser artenarmen Gewässer. Zudem waren diese Studien in Hinblick auf Fischnährtiere initiiert, so dass von keiner vollständigen Aufnahme ausgegangen werden kann.

Das „Problem" der fischereibiologischen Motivation bei makrozoobenthischen Untersuchungen finden wir auch bei den historischen Ausfahrten Anfang des 20. Jahrhunderts wieder. C.G. JOH. PETERSEN (1913, 1918) wurde für den von ihm entwickelten PETERSEN-Greifer bekannt. Seine Untersuchungen brachten zoogeographische, ökologische und fischereibiologische Erkenntnisse. Auch die durch ARTHUR HAGMEIER (1926, 1930) in den 1920er Jahren durchgeführten Arbeiten zur Bodenfauna der Ostsee waren hauptsächlich auf Fischnährtiere und größere Organismen orientiert. Immerhin kamen ca. 150 Daten für über 30 Taxa zusammen. Besonders erwähnenswert ist die Studie von HELMUTH HERTLING (1928) der neben Nahrungsuntersuchungen an Ostseefischen auch Bodengreiferproben auswertete und für den Bereich zwischen Fehmarn und Usedom über 490 Daten von 42 Taxa ermittelte. Für die Folgezeit kann ein allmählicher Wechsel von fischereilich motivierten zu benthos-ökologischen Studien beobachtet werden. HANS-JÜRGEN STAMMER veröffentlichte 1928 mit seiner Arbeit „Die Fauna der Ryckmündung, eine Brackwasserstudie", eine bis zur heutigen Zeit gute Referenz für dieses Gebiet. Weitere nennenswerte Arbeiten bis 1930 stammen von NEUBAUR (1927) und THULIN (1922), die im Oderhaff bzw. der Arkonasee Mollusken- und Benthosuntersuchungen durchführten.

Von 1930 bis 1950 sind insbesondere die Arbeiten von KARL KRÜGER & PAUL-FRIEDRICH MEYER (1937) und RUDOLPH SEIFERT (1933, 1935/36, 1938) hervorzuheben. Erstere haben in sehr umfangreichen Studien, die allerdings auch wieder hauptsächlich fischereibiologisch motiviert waren, das Makrozoobenthos der Wismarbucht erfasst. Über 380 Daten und 80 Taxa wurden publiziert. SEIFERT hat in den 1930er Jahren sehr akribisch die Bodenfauna des

Greifswalder Bodden untersucht und tiergeographische und physiologische Aspekte berücksichtigt. Über 150 Daten und 50 Taxa sind dadurch für diesen Naturraum bekannt geworden.

Die nächste Periode intensiver faunistischer Erforschung im Untersuchungsgebiet fand in den 1950er und 1960er Jahren statt. Erstmalig wurden durch deutsche und polnische Wissenschaftler weitestgehend synoptische und flächendeckende Benthosuntersuchungen durchgeführt. Von deutscher Seite sind FRIEDRICH-KARL LÖWE (1963) und SIGURD SCHULZ (1969a, b) zu nennen. Über 2000 Daten und über 80 Taxa wurden erfasst. Die Aufnahmen betrafen die Mecklenburger Bucht, die Rügen-Falster-Platte, die Arkonasee und die Pommernbucht. Außerdem intensivierten die Universitäten Rostock und Greifswald mit gezielten Projekten, Diplom- und Doktorarbeiten und Forschungsprogrammen die benthologischen Untersuchungen in der Ostsee (z.B. ARNDT 1964a, d, OERTZEN 1970) bzw. in den Küstengewässern (z.B. ARLT 1970, BESCHNIDT ET AL. 1970, BRENNING 1964, ENGELMANN 1964, OERTZEN 1968, SAGER & ECKERT 1968, SPIEWACK & FRANKE 1968, TOMASCHKY 1959). Von polnischer Seite sind die wichtigen und bekannten Studien von KAZIMIERZ DEMEL, ZYGMUNT MULICKI, WLADYSLAW MANKOWSKI und LUDWIK ZMUDZINSKI aus den 1950er Jahren zu nennen. Zwar lagen ihre Schwerpunkte hauptsächlich in den polnischen Gewässern (Bornholmsee, Danziger Bucht), es wurden jedoch Teile der Arkonasee und der Pommernbucht mit einbezogen (DEMEL & MANKOWSKI 1951, DEMEL & MULICKI 1954, 1958, 1959, MULICKI 1957, 1959, 1962, MULICKI & ZMUDZINSKI 1969, ZMUDZINSKI 1968). Über 250 Daten wurden durch diese Arbeiten für das Untersuchungsgebiet zusammengetragen.

In den 1970er und 1980er Jahren nahm die Anzahl der meeresbiologischen Studien der Universitäten Rostock und Greifswald rasant zu. Eine Vielzahl von Diplom- und Doktorarbeiten beschäftigte sich hauptsächlich (aus politischen Gründen waren off-shore Forschungen limitiert) mit den inneren Küstengewässern (z.B. Salzhaff, Unterwarnow, Darß-Zingster Boddenkette, Greifswalder Bodden, Oderhaff). Nur das staatlich angeordnete und von der HELCOM koordinierte Monitoring fand regulär im off-shore Bereich statt (GOSSELCK 1985, 1992, GOSSELCK & GEORGI 1984, GOSSELCK ET AL. 1987). Einige Promotionsarbeiten konnten dennoch an der Außenküste angesiedelt werden und sind aus heutiger Sicht für Langzeitanalysen besonders wertvoll (z.B. AL-HISSNI 1989, DÖRSCHEL 1984, HINZE 1986, KÖHN 1990, PRENA 1987, 1990, WÖLLE & GAST 1988). Die biologischen Stationen in Boiensdorf, Zingst, Kloster und Gager ermöglichten es einer Vielzahl von Studenten sich mit meeresbiologischen Metho-

den vertraut zu machen, auch wenn die Artenvielfalt durch geringe Salzgehalte der vorgelagerten Brackgewässer reduziert ist (z.B. BÖNSCH 1988, HOLTFRETER, LANGE ET AL. 1971, MEßNER 1986, SANDROCK 1990, STROGIES 1983, WEBER 1990, ZIMMERMANN 1977). Auch die bekannten und bis in die heutige Zeit benutzen Schlüssel für die Hauptgruppen des Makrozoobenthos entstanden zur damaligen Zeit an der Universität Rostock aus Diplom- und Doktorarbeiten (BICK 1983, 1985, JAGNOW 1985, KÖHN 1986). Der Polychaetenschlüssel (BICK & GOSSELCK 1985), der Molluskenschlüssel (JAGNOW & GOSSELCK 1987) und der Crustaceenschlüssel (KÖHN & GOSSELCK 1989a) sind bis heute unerlässliche Werkzeuge für Benthologen im gesamten baltischen Raum.

Ziel des vorliegenden Berichts ist es, die zahlreichen Literaturangaben von Beginn der faunistischen Erforschung der Ostsee bis heute zu recherchieren, zusammenzufassen und in Form einer Datenbank zugänglich zu machen. Mit der „Checkliste der Fauna der Kieler Bucht" von GERLACH (2000) liegt für das angrenzende Gebiet innerhalb der deutschen Ostseeküste bereits ein ähnliches Werk vor. Der vorliegende Atlas beschränkt sich auf das Makrozoobenthos und stellt zusätzlich die Verbreitungskarten dar sowie die zugrundeliegende Datenbank digital auf der beiliegenden CD zur Verfügung. Das Betrachtungsgebiet grenzt im Westen (im Fehmarnbelt) an die Studie von GERLACH (2002) an und geht im Osten bis Usedom an die polnische Grenze (bzw. bis zum Längengrad 14,5). Im Norden bildet die dänische Küste bzw. der 55. Breitengrad die Abgrenzung. Dem Leser steht damit erstmalig ein Werkzeug zur Verfügung, mit dem er sich ein umfassendes Bild über die makrozoobenthische Besiedlung der Ostsee im genannten Gebiet verschaffen kann. In der vorliegenden Arbeit ist die potentielle Verbreitung und Zoogeographie von Arten in einem Lebensraum zusammengefasst, der sich durch einen starken Salinitätsgradienten von West nach Ost auszeichnet. Marine Arten aus der salzreicheren Kieler Bucht finden hier genauso ihre Verbreitungsgrenze wie limnisch adaptierte Arten und Glazialrelikte aus der eigentlichen Ostsee. Auch die restriktive Verbreitung von genuinen Brackwasserarten (in der Regel in den inneren Küstengewässern zu finden) ist aus der Datenbank zu entnehmen. Außerdem sind historische Veränderungen, Langzeitanalysen und Tendenzen bei der Ausbreitung von Arten nachzuvollziehen. Gleichzeitig wird dem Leser für eine Auswahl von 71 Arten eine detaillierte Auskunft über ihre Verbreitung und Ökologie gegeben. In der Datenbank sind weiterhin die in den Originalarbeiten gefundenen Abundanzen und Biomassen zusammengefasst. Wenn autökologische Befunde vorlagen, wurde darauf hingewiesen.

Mehr als die Hälfte der in der vorliegenden Datenbank enthaltenen Angaben stammen von Arbeiten nach 1990. Fast 200 Literaturzitate wurden nach 1990 publiziert. Der größte Teil enthält Einzelangaben, z.B. Arbeiten, die nur randläufig Fund- und Probenahmeorte erwähnen. Dazu zählen genetische, physiologische und morphologisch-taxonomische Untersuchungen. Die umfangreichsten Studien sollen im Folgenden für einige Naturräume kurz aufgezählt werden. Für die Mecklenburger Bucht sind GOSSELCK ET AL. (2001), die Arbeiten aus dem INSTITUT FÜR ANGEWANDTE ÖKOLOGIE (IFAÖ), KOCK (2001), MEUSEL (1999) und ZETTLER ET AL. (2000) zu nennen. Die Rügen-Falster-Platte wurde besonders durch ARLT & KRAUSE (1997), das Institut für Ostseeforschung (WASMUND ET AL. 1998, 1999, 2001) und wiederum das IFAÖ makrozoobenthisch erforscht. Für die Arkonasee kamen insbesondere Daten durch die Arbeiten von ARLT & KRAUSE (1997) und ZETTLER (2001c) zusammen. Durch einige Großprojekte und Gutachten konnten Datensätze für die Pommernbucht erhoben werden (z.B. KÖHN 1995b, KUBE 1996, KUBE & POWILLEIT 1997, KUBE ET AL. 1996a, b, POWILLEIT ET AL. 1995, POWILLEIT & KUBE 1999, ZETTLER 2001c). Für das Traveästuar liegen aus diesem Zeitraum nahezu keine Informationen vor. Da nur wenige benthologische Arbeiten ermittelt werden konnten, ist dieser Naturraum in der Datenbank unterrepräsentiert. Für die Wismarbucht sind Arbeiten von ARLT & KRAUSE (1997), BÖHME (1991 und 1999) und JASCHHOF ET AL. (1992) hervorzuheben. Im Warnowästuar sind seit 1990 relativ wenige Untersuchungen (15) erfolgt. Insbesondere die Diplomarbeit von DARR (2001), das Gutachten von VOIGT ET AL. (1994) und die Studie von ZETTLER (1999a) sind bezüglich der Datenmenge und Information beachtenswert. Für die Darß-Zingster Boddenkette liegen traditionsgemäß gute Datenserien für diesen Zeitraum vor. Hervorzuheben sind die Arbeiten von GOSSELCK ET AL. (1999), Kube (1992), WROGEMANN (1994) und ZETTLER (1993, 1996c). Die Rügenschen Bodden sind makrozoobenthisch insbesondere durch die Studien von GOSSELCK & KELL (1998), GOSSELCK ET AL. (1999), KÖHN (1995b) und LEWIN (1999) in jüngerer Zeit untersucht worden. Der Greifswalder Bodden, traditionsgemäß von Biologen der Universität Greifswald erforscht, ist in den 1990er Jahren durch Arbeiten von FRENZEL (1996), GÜNTHER ET AL. (1995) und GÜNTER (1998) makrozoobenthisch untersucht worden. Aus Rostocker Sicht kamen die Studien von HÜBEL ET AL. (1995) und JÖNSSON ET AL. (1997) hinzu. Für das Oderhaff, den angrenzenden Peenestrom und das Achterwasser sind aus diesem Zeitraum insbesondere die Arbeiten von GOSSELCK ET AL. (1999), GÜNTHER (1998), HENSEL (1994) und LEWIN (1998) hervorzuheben. Aus jüngster Zeit ist die Diplomarbeit von RÖDIGER (2003) zu nennen, die

jedoch nicht mehr in die vorliegende Datenbank integriert werden konnte. Die Taxonomie und Nomenklatur ist weitestgehend an das „European Register of Marine Species“ angelehnt [COSTELLO ET AL., (editors) 2001].

2. Material und Methoden

2.1. Literaturauswahl und Region

Um die vorliegende Datenbank zu erstellen, wurden 483 Literaturstellen recherchiert. Dabei wurden alle Angaben berücksichtigt, die bezogen auf das Makrozoobenthos Informationen zur Verbreitung im Gebiet zwischen Fehmarnbelt und Usedom lieferten. Die erste Arbeit mit Informationen zum Makrozoobenthos stammt von 1839. Es wurden alle Literaturangaben bis 2001 berücksichtigt. Das Jahr 2001 ergab sich aus dem „Stichtag" der Projektabgabe. Am Ende der Studie werden noch weitere Arbeiten aufgezählt, die jedoch nicht mehr in die Datenbank eingehen konnten. Insgesamt wurden 43.513 Datenpunkte in die Datenbank integriert. Damit wurde die gesamte zugängliche Literatur (siehe Liste) ausgewertet. Es wurde jede Angabe berücksichtigt, die sich sowohl eindeutig einer Art bzw. Gattung zuordnen ließ und die geographisch im Gebiet zwischen Fehmarn und Usedom lag. Keine Berücksichtigung fanden Zitate, die nur Angaben übergeordneter Raumgliederungen bzw. keine eindeutige Naturraumzuordnung machten. Sehr häufige Beispiele dafür waren Beltsee oder südliche Ostsee. In der Regel wurde immer versucht, den Fundpunkt genau zu lokalisieren und dezimal in die Datenbank einzutragen. Dennoch sind eine Reihe von Angaben enthalten, die sich nur bestimmten Naturräumen aber keinen Koordinaten zuordnen ließen.

Die Datenbank erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Es wurde versucht, alle zugängliche Literatur einzusehen und auszuwerten. Außerdem wurde so genannte „graue Literatur" wie Berichte und Diplomarbeiten, soweit sie zur Verfügung stand, integriert. Dennoch sind sicherlich nicht alle Daten erfasst worden. In der Datenbank sind weitestgehend alle Literaturangaben integriert, die bis zum Jahr 2001 publiziert wurden und recherchiert werden konnten. In der Literaturliste sind zusätzlich auch aktuellere Publikationen aufgelistet. Außerdem sind hier Arbeiten zitiert, die im vorliegenden Atlas erwähnt wurden, jedoch keine Daten zu den bearbeiteten Naturräumen enthalten und somit nicht in die Datenbank integriert wurden.
Ausgewählte Taxa wurden kartografisch dargestellt. Die Karten spiegeln nicht nur die rezente Verbreitung wieder, sondern stellen alle bisher publizierten Funde und somit das bekannte Verbreitungsgebiet dar. Außerdem sind insbesondere die taxonomisch schwierigen Gruppen (z.B. Hydrozoa, Nemertini und Oligochaeta) und einige Taxa unterrepräsentiert, da sie mit Sicherheit von den einzelnen Autoren unterschiedlich gut bearbeitet wurden.

2.2. Taxonomie

Es ist in der Vergangenheit eine Vielzahl von taxonomisch ungenauen Angaben gemacht worden. In der Regel wurde der Bezug zur heutigen Taxonomie gefunden und eine Synonymie aufgestellt. Die Taxonomie und Nomenklatur ist weitestgehend an das „European Register of Marine Species" angelehnt [COSTELLO ET AL., (editors) 2001]. Die Synonymliste ist der Datenbank zu entnehmen. Die ersten 3 Felder (siehe Kapitel 2.5) enthalten die gültige Nomenklatur. Die folgenden 3 Felder nennen die im Original genannten Namen und Autoren, so dass jeder Zeit eine Zuordnung und Synonymisierung erfolgen kann.
Angaben für einige Taxa waren sehr zweifelhaft bzw. konnten nicht zugeordnet werden und wurden deshalb nicht aufgenommen bzw. einer übergeordneten taxonomischen Einheit (z.B. Gattung) zugeordnet.

2.3. Naturraumeinheiten

Die Abgrenzung der binnenseitigen Begrenzung erfolgte in Anlehnung an die „Handlungsanweisung für den Umgang mit Baggergut im Küstenbereich (HABAK-WSV 1999, BfG-Nr. 1100) über die Süßwassergrenze (Abb. 1). Die 11 Naturraumeinheiten ließen sich in der Regel durch geographische oder hydrographische Barrieren gut gegeneinander abtrennen (z. B. Bodden, Haffe, Ästuare). Die Großgebiete (Mecklenburger Bucht, Rügen-Falster-Platte, Arkonasee und Pommernbucht) sind nur zum Teil durch Barrieren abgegrenzt (z. B. Darßer Schwelle, Tiefenlinien). Zum anderen Teil basieren die Abgrenzungen auf Erfahrungen zur benthischen Besiedlung und auf rein pragmatischer Linienführung (entlang von Breiten- und Längengraden). Nach Westen hin diente die Mitte des Fehmarnbelt als Abgrenzung, die gleichzeitig die Ostbegrenzung in der Arbeit von GERLACH (2000) darstellt. Nach Osten hin wurde pragmatisch am Längengrad 14,5 die Grenze gezogen. Nach Norden bildete das dänische Festland oder der 55. Breitengrad die Begrenzung.

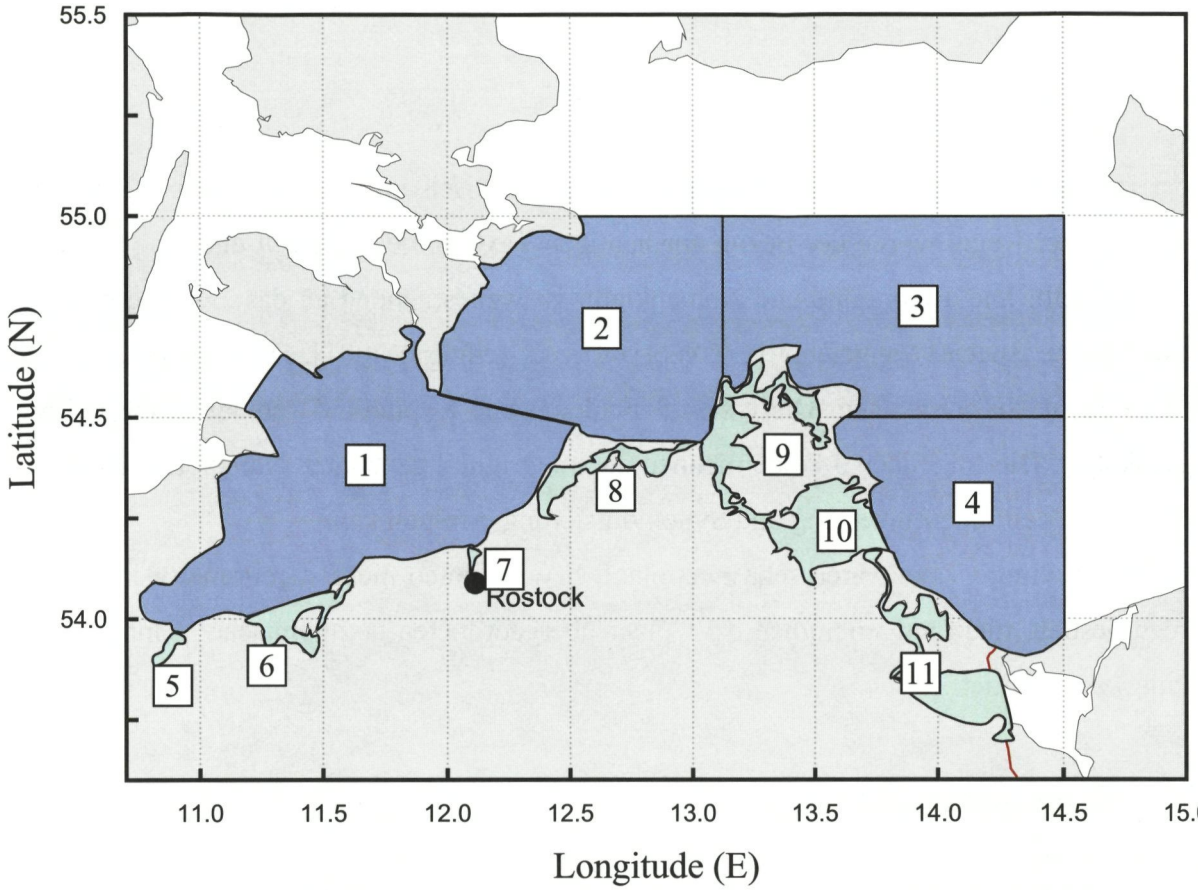


Abb. 1: Die Fundorte werden naturräumlichen Einteilungen zugeordnet. Naturräume sind: 1=Mecklenburger Bucht, 2=Rügen-Falster-Platte, 3=Arkonasee, 4=Pommernbucht, 5=Traveästuar, 6=Wismarbucht, 7=Warnowästuar, 8=Darß-Zingster-Boddenkette, 9=Rügensche Bodden einschließlich Strelasund, 10=Greifswalder Bodden, 11=Oderhaff einschließlich Peenestrom und Achterwasser. Die blauen Naturraumeinheiten (1 bis 4) sind sogenannte off-shore Areale, während die grünen Bereiche (5 bis 11) Übergangs- bzw. Brackgewässer darstellen.

2.4. Artenblätter und Verbreitungskarten

Die Auswahl der Arten für die Artenblätter basierte auf mehreren Kriterien. Zum einen wurden alle häufigen Arten berücksichtigt. Dazu wurde bei der Frequenz eine subjektive Grenze von 20 % festgelegt. D. h. wenn eine Art in einem der 11 Naturräume eine Frequenz von >=20 % erreichte, wurde sie ausgewählt. Allerdings sind häufige Arten der Gruppen Hydrozoa und Bryozoa nicht berücksichtigt worden. Um zeitliche Veränderungen (Bestandsab-/zunahmen) zu berücksichtigen, wurde die Frequenz sowohl für den Zeitraum bis 1960 als auch ab 1990 berechnet. Wenn eine Art in einem dieser Zeiträume Frequenzen von 20 % erreichte, wurde sie ebenfalls in die ausführlichere Beschreibung mit aufgenommen. Außerdem wurden Arten berücksichtigt, die deutliche Bestandseinbußen erlitten haben. Weiterhin fanden auch Neozoen und Einwanderer (Arten, die erst in den letzten Jahren im Gebiet aufgetaucht sind) Eingang in die Artenblätter. Am Ende wurde von den insgesamt 471 Taxa der

Datenbank 71 Arten ausgewählt, auf die in in Text und Verbreitungskarten näher eingegangen wurde. In den Verbreitungskarten wurden für 3 Zeitabschnitte unterschiedliche Symbole verwendet. Die Abschnitte beziehen sich auf die Zeiträume bis 1960, 1961-1980 und 1981-2001. Die Lage der in den Zeiträumen untersuchten Stationen ist der Abb. 2 zu entnehmen.

2.5. Datenbankstruktur der Literaturdaten

In der Access-Datenbank sind die folgenden Spalten enthalten:

1. **Gruppe:** Zuordnung zu einer höheren taxonomischen Einheit („Gruppe")
2. **Name:** derzeit gültige Nomenklatur (Gattung und Art)
3. **Gattung:** derzeit gültige Nomenklatur (Gattung)
4. **Art:** derzeit gültige Nomenklatur (Art)
5. **Autor:** derzeit gültige Nomenklatur (Autor)
6. **GattungPrim:** der in der Primärliteratur verwendete Gattungsname
7. **ArtPrim:** der in der Primärliteratur verwendete Artname
8. **AutorPrim:** der in der Primärliteratur angegebene Art-Autor
9. **Beginn:** Bei einmaligen Untersuchungen wurde das Funddatum unter Beginn der Untersuchung eingetragen.
10. **Ende:** Erstreckten sich Untersuchungen über längere Zeiträume, wurden Beginn und Ende der Untersuchungen eingetragen.
11. **Fundjahr:** wurde in der Regel auf den Beginn der Untersuchung(en) festgelegt
12. **Publikationsjahr**
13. **Fundort:** geografische Bezeichnung, wenn angegeben
14. **Naturraum:** die naturräumliche Einheit
    Naturräumliche Einheiten sind: Mecklenburger Bucht, Rügen-Falster-Platte, Arkonasee, Pommernbucht, Traveästuar, Wismarbucht, Warnowästuar, Darß-Zingster-Boddenkette, Rügensche Bodden einschließlich Strelasund, Greifswalder Bodden, Oderhaff einschließlich Peenestrom und Achterwasser
15. **und 16. Koordinaten:** (Geogr. Koord., WGS 84) sind der Literatur entnommen. Die Umrechnung erfolgte in die Dezimal-Angabe. Wenn keine nachvollziehbaren Angaben gemacht wurden, bleibt das Feld frei.

17. **Bemerkungen:** „Umrechnung“: die Koordinaten aus dem Zitat wurden umgerechnet, „aus Karte entnommen“: Koordinaten wurden aus der Stationskarte der Primärliteratur ausgelesen, „Selbsteintrag“: Koordinaten, die aufgrund der namentlichen Nennung der Stationen in der Primärliteratur zugeordnet werden konnten.
18. **Tiefe:** Wassertiefe (in m), wenn angegeben
19. **Abu-minimal:** Bei einmaligen Untersuchungen wurde hier die Abundanz eingetragen.
20. **Abu-maximal:** Erstreckten sich Untersuchungen über längere Zeiträume, wurde jeweils die minimale und maximale Abundanz angegeben. Die Angabe erfolgte entweder als ganze Zahl (≥1 Ind./m²) oder 0,1=vorhanden, 0,01=häufig oder 0,001=selten.
21. **BM-minimal:** Bei einmaligen Untersuchungen wurde hier die Biomasse eingetragen.
22. **BM-maximal:** Erstreckten sich Untersuchungen über längere Zeiträume, wurde jeweils die minimale und die maximale Biomasse angegeben.
23. **Art der BM:** Bezug auf Frischmasse (FM), Trockenmasse (TM) oder Aschefreie Trokkenmasse (AFTM), alle Angaben wurden auf g/m² hochgerechnet.
24. **Methode:** Angaben zur Verwendung von Dredge, Bodengreifer (i.w.S. Greifer, Stechrohre, Kastengreifer), Aufsammlung (per Hand), Aufwuchs (v.a. Epibenthos) oder Fischnahrung
25. **Autökologie:** Einteilungen der Angaben zur Art in der jeweiligen Primärliteratur in die Kategorien „gut, mäßig oder keine“
26. **Referenz:** Primärliteratur (Datenquelle)

Die im Rahmen dieser Studie erstellte Datenbank ist erreichbar unter:
www.bafg.de, und dann weiterklicken über „die BfG“, „Organisation“, „Referat U4“. Dort finden Sie unter „Weiteres zum Thema“ das „GIS-Projekt - Biodiversität der deutschen Nord- und Ostsee, Bd. 3“
Mit einem Tool auf der Basis von ArcExplorer® (freeware von ESRI®) können die Verbreitungskarten aller aufgeführten Arten angezeigt werden. Ferner ist auch eine „APR-Datei“ für ArcView® enthalten. Eine Anleitung ist dem File „Liesmich.txt“ zu entnehmen.

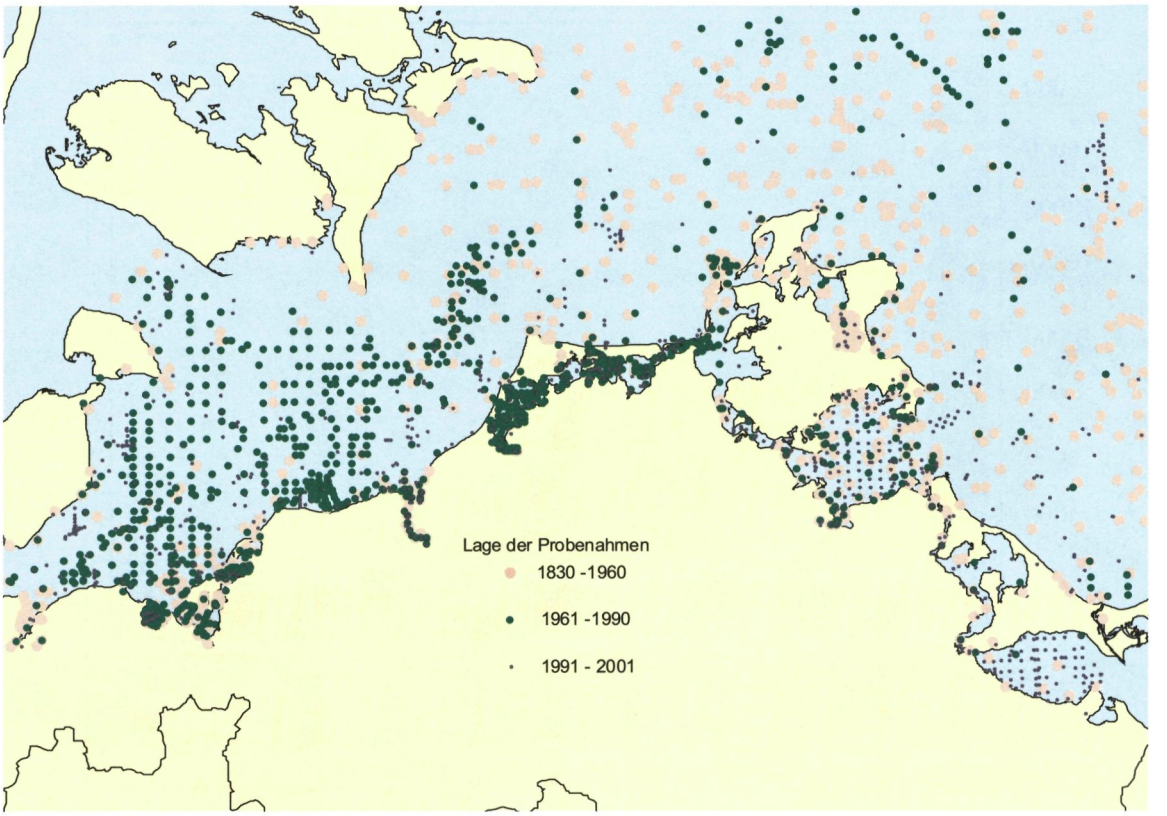


Abb. 2: Lage der untersuchten Positionen aufgeteilt nach den verschiedenen Zeitabschnitten

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Vorbemerkungen und Datengrundlage

Zur allgemeinen Analyse der Datengrundlage sind in den Abbildungen 3 bis 9 Satistiken dargestellt. Je nach Thema geben die Übersichten Aufschluss über Datenmengen, Publikationshäufigkeiten und Anzahl der Taxa jeweils bezogen auf die Naturraumeinheiten, Zeitabschnitte und Tiergruppen.

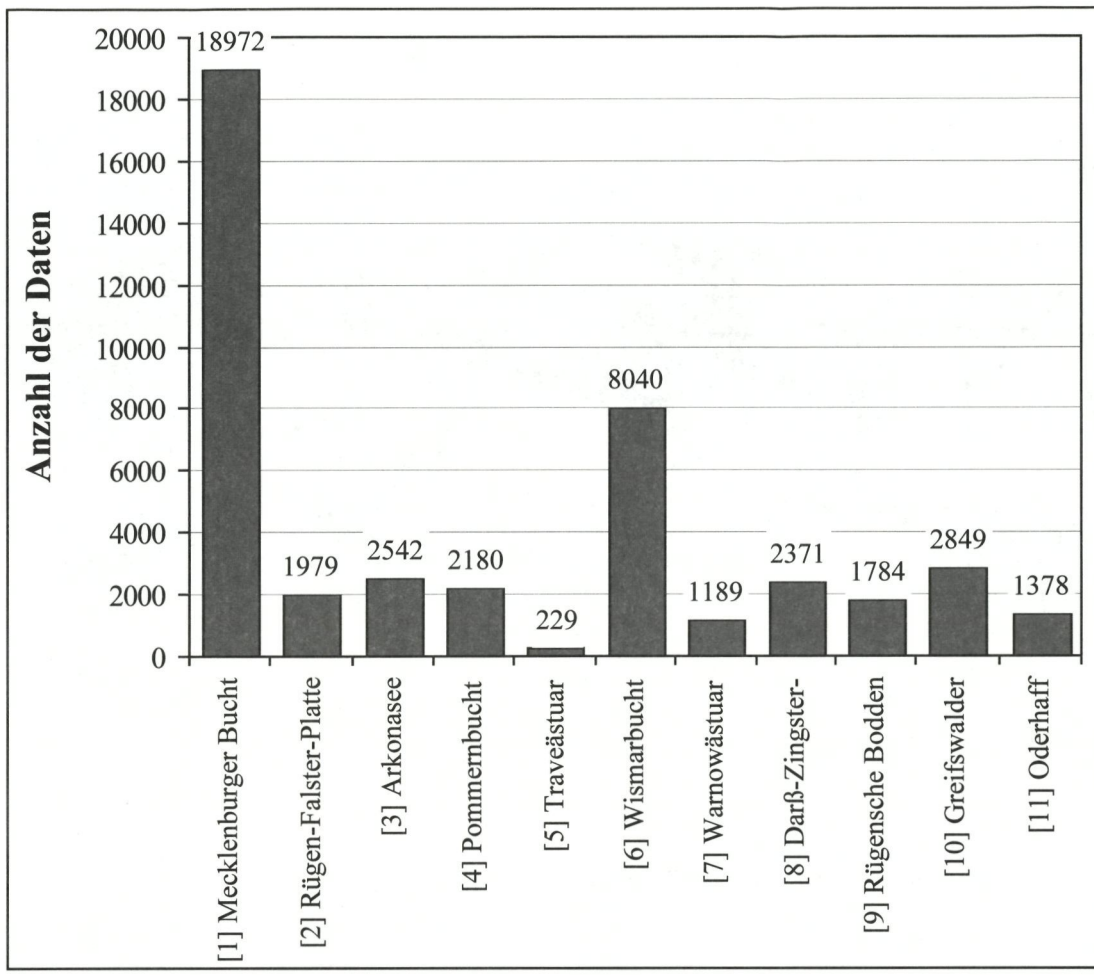


Abb. 3: Darstellung der Datenanzahl bezogen auf die betrachteten Naturräume

Mit Abstand die meisten Daten (18.972) und die meisten Publikationen (202) sind für die Mecklenburger Bucht bekannt geworden (Abb. 3 & 4). Das liegt zum einen daran, dass die Mecklenburger Bucht das größte Areal innerhalb des Untersuchungsgebietes darstellt und sie sich zum anderen geographisch an die artenreichere Kieler Bucht anschließt. Insbesondere der Fehmarnbelt, der hier zum Teil der Mecklenburger Bucht zugeordnet wurde, zeichnet sich als Übergangs- und Verbindungsgewässer durch eine sehr hohe Artenzahl aus. Zum anderen wurden in der Vergangenheit in der Mecklenburger Bucht umfangreiche Studien zum Makrozoobenthos durchgeführt (z.B. AL-HISSNI 1989, KÖHN 1989, SCHULZ 1969, ZETTLER ET AL. 2000). Die Wismarbucht und die Darß-Zingster-Boddenkette gehören seit Jahrzehnten traditionell zum Untersuchungsgebiet der Universität Rostock (Biologische Stationen in Boiensdorf und Zingst sowie Vogelschutzinsel Langenwerder). Die Greifswalder Universität hat insbesondere in den Küstengewässern Greifswalder Bodden, Oderhaff und Rügensche Bodden Schwerpunkte aus ökologischer und angewandter Sicht. Das Traveästuar ist mit 28 Publi-

kationen stark unterrepräsentiert, was sich auch in der geringen Datenmenge und niedrigen Artenzahl widerspiegelt.

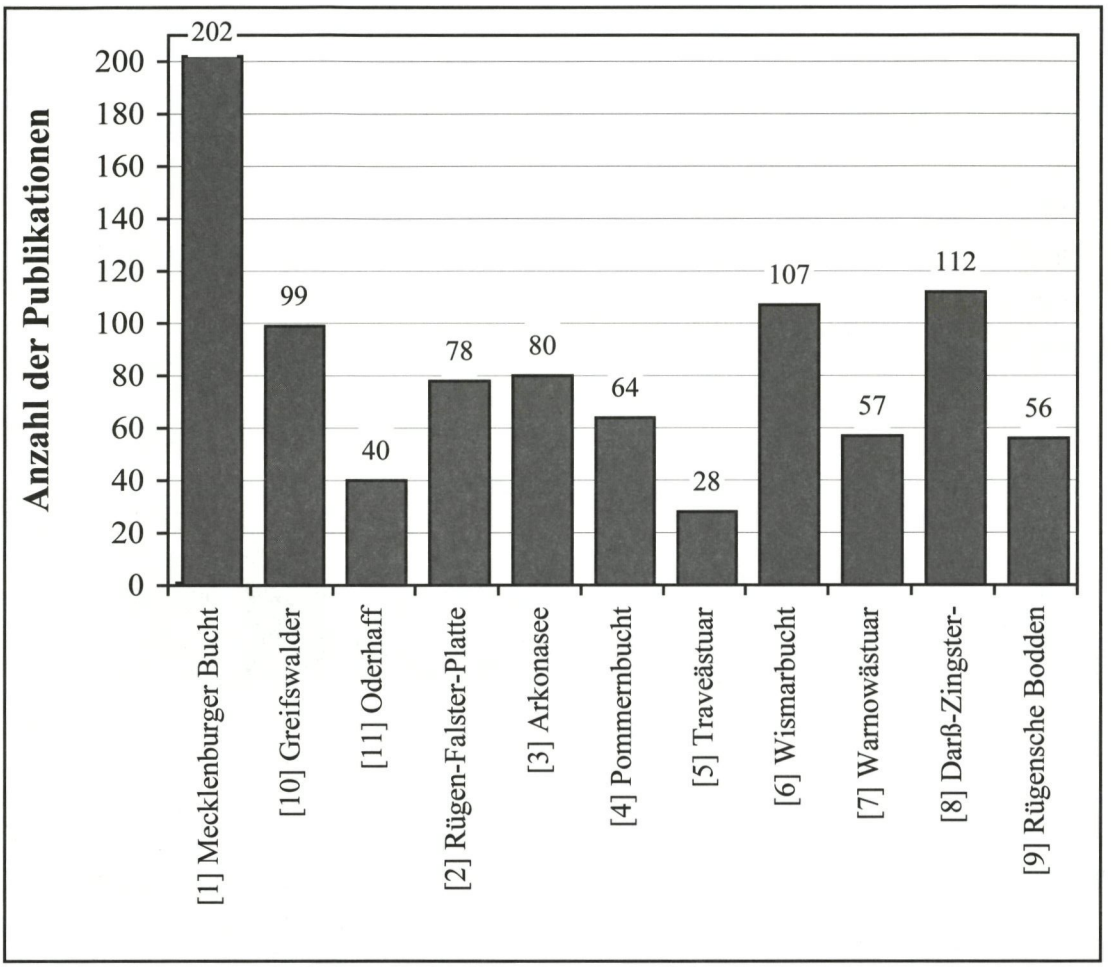


Abb. 4: Anzahl der Publikationen für die einzelnen Naturräume

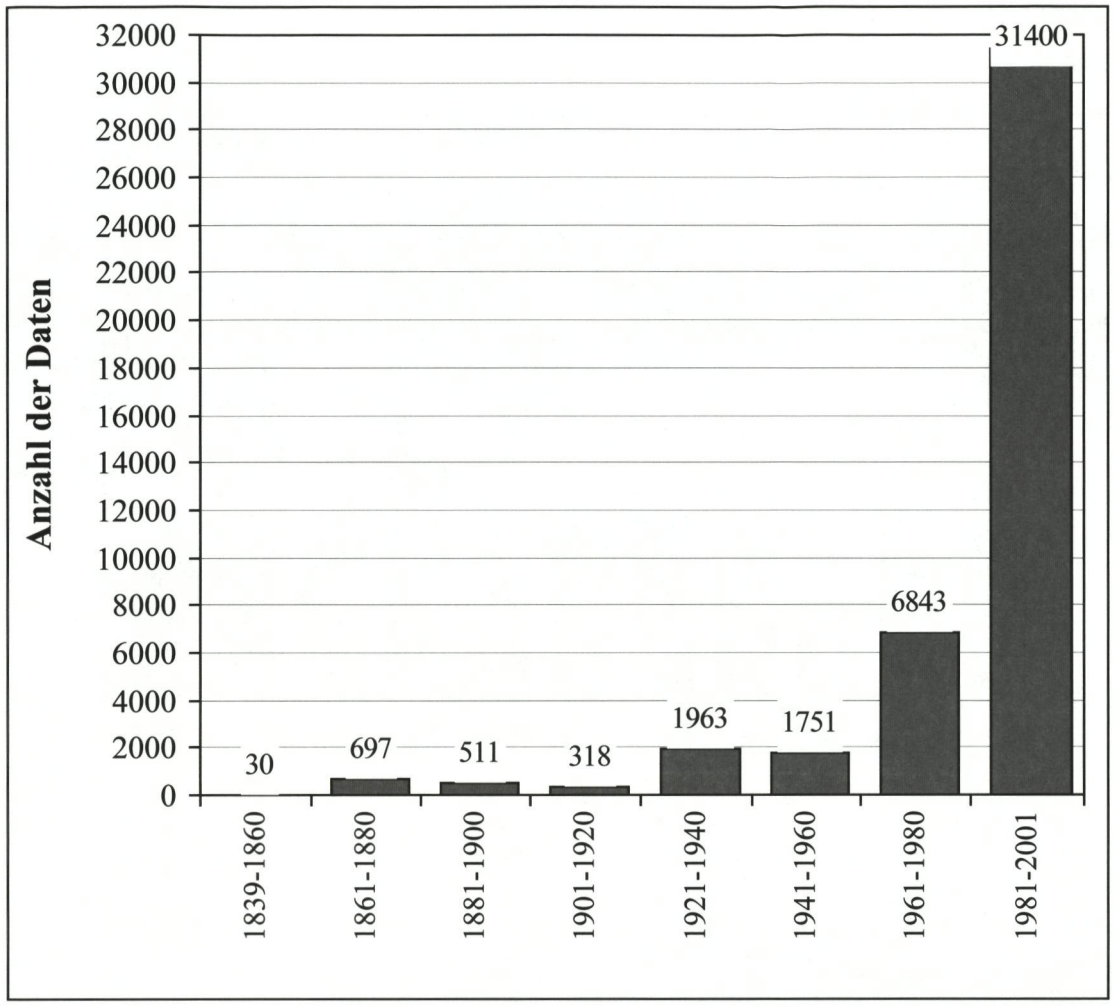


Abb. 5: Anzahl der erhobenen Daten bezogen auf die Fundjahre in den Zeitabschnitten von 20 Jahren, von 1839 bis 2001

Die Abbildungen 5 und 6 spiegeln die zeitliche Entwicklung der Forschungsintensität im Untersuchungsgebiet wider. Sowohl bei den Daten als auch bei der Publikationsanzahl ist ein deutlicher Anstieg in den letzten 20 Jahren zu beobachten. Die progressive Entwicklung der Publikationszahlen und der damit verknüpften Datenmengen innerhalb der letzten 160 Jahre ist dargestellt. Bis 1960 sind zwar mit 138 Publikationen mehr Studien veröffentlicht worden als zwischen 1961 und 1980. Dennoch liegen die Datenmengen mit ca. 5300 gegenüber 6800 niedriger. Nach 1981 vervierfachte sich die Menge an publizierten Daten bei 3fach höherer Publikationszahl.

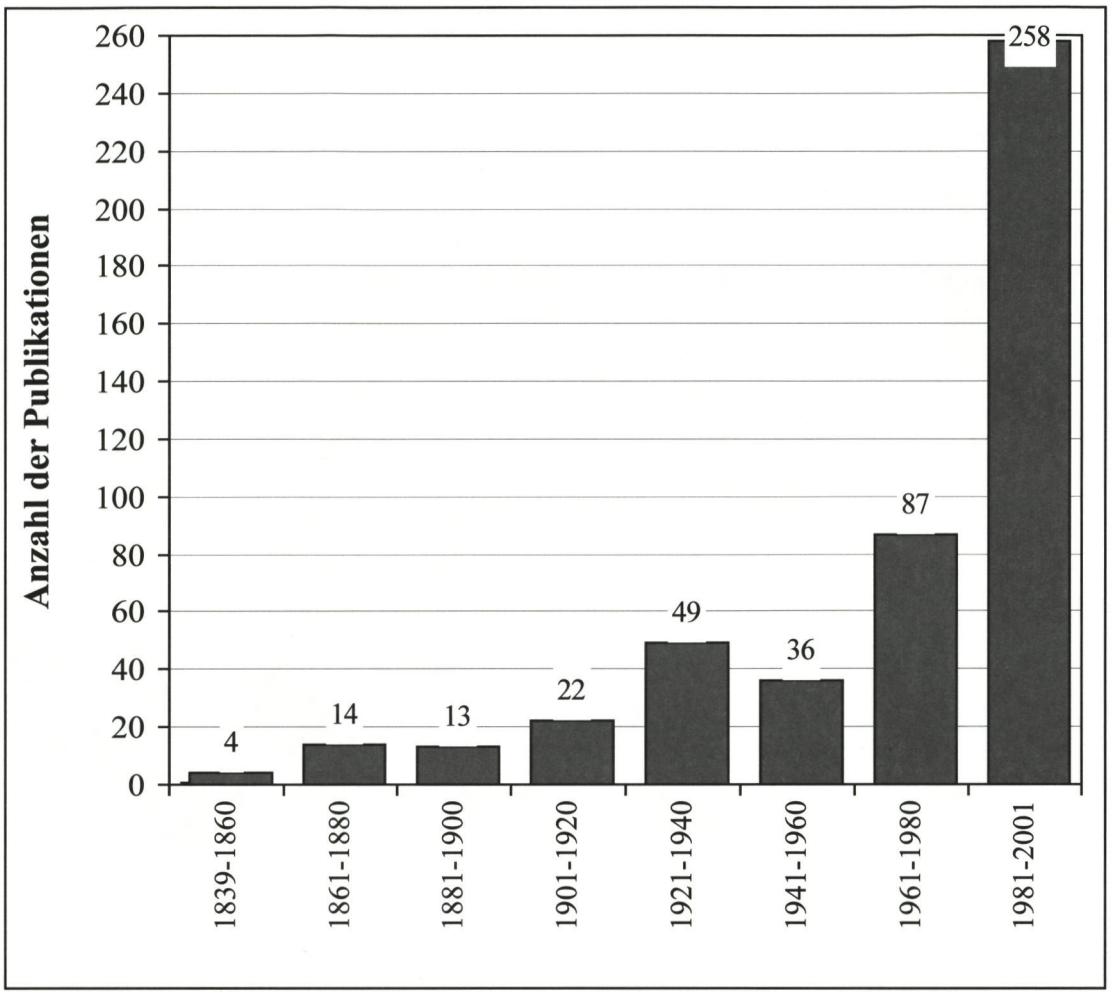


Abb. 6: Anzahl der Publikationen bezogen auf das Publikationsjahr in den Zeitabschnitten von 20 Jahren, von 1839 bis 2001

Bezogen auf die Beobachtungshäufigkeit (Datenanzahl) sind über 50 % der Taxa nur zwischen 1 und 9-mal gemeldet worden (Abb. 7). Nur 14 Taxa wurden jeweils öfter nachgewiesen als 500-mal. Das bedeutet, dass sich der größte Teil der Datenbank auf weniger als 50 % der Taxa bezieht. Die mit Abstand häufigsten Arten sind die Muscheln *Mytilus edulis*, *Mya arenaria* und *Macoma balthica* sowie die Polychaeten *Scoloplos armiger*, *Pygospio elegans* und *Hediste diversicolor*.

Bei den systematischen Gruppen überwiegen die Meldungen bei den Polychaeta, Bivalvia und Amphipoda (Abb. 8). Die geringsten Datenmengen liegen z.B. für die Gruppen der Nemertini, Ascidiacea und Pycnogonida vor. Allerdings ist die Gruppe der Nemertini unterrepräsentiert, da diese in der Literatur nur in den seltensten Fällen taxonomisch bearbeitet wurden. Es wurden nur determinierte Taxa aufgenommen. Die Fundangabe „Nemertini“ wurde nicht berücksichtigt.

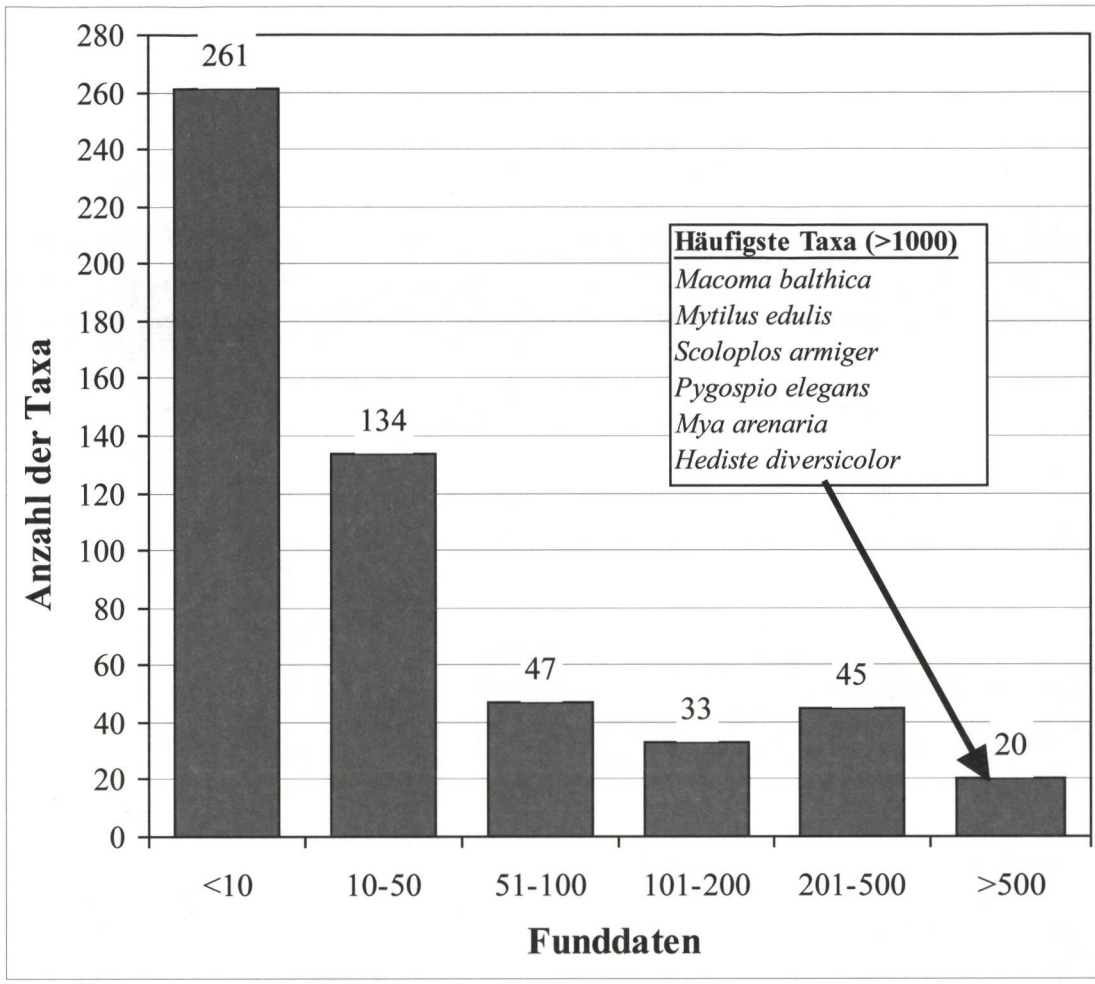


Abb. 7: Beobachtungshäufigkeit einzelner Taxa, dargestellt in Häufigkeitsintervallen. Berücksichtigt wurden alle 540 Taxa, d.h. zum Teil auch Gattungen (z.B. *Piscicola* sp., *Gammarus* sp.) und Familien (z.B. Chironomidae, Enchytraeidae), da die Artzugehörigkeit nicht immer vollends geklärt werden konnte (siehe auch Methodenteil). 86 Taxa sind nur einmal gemeldet worden.

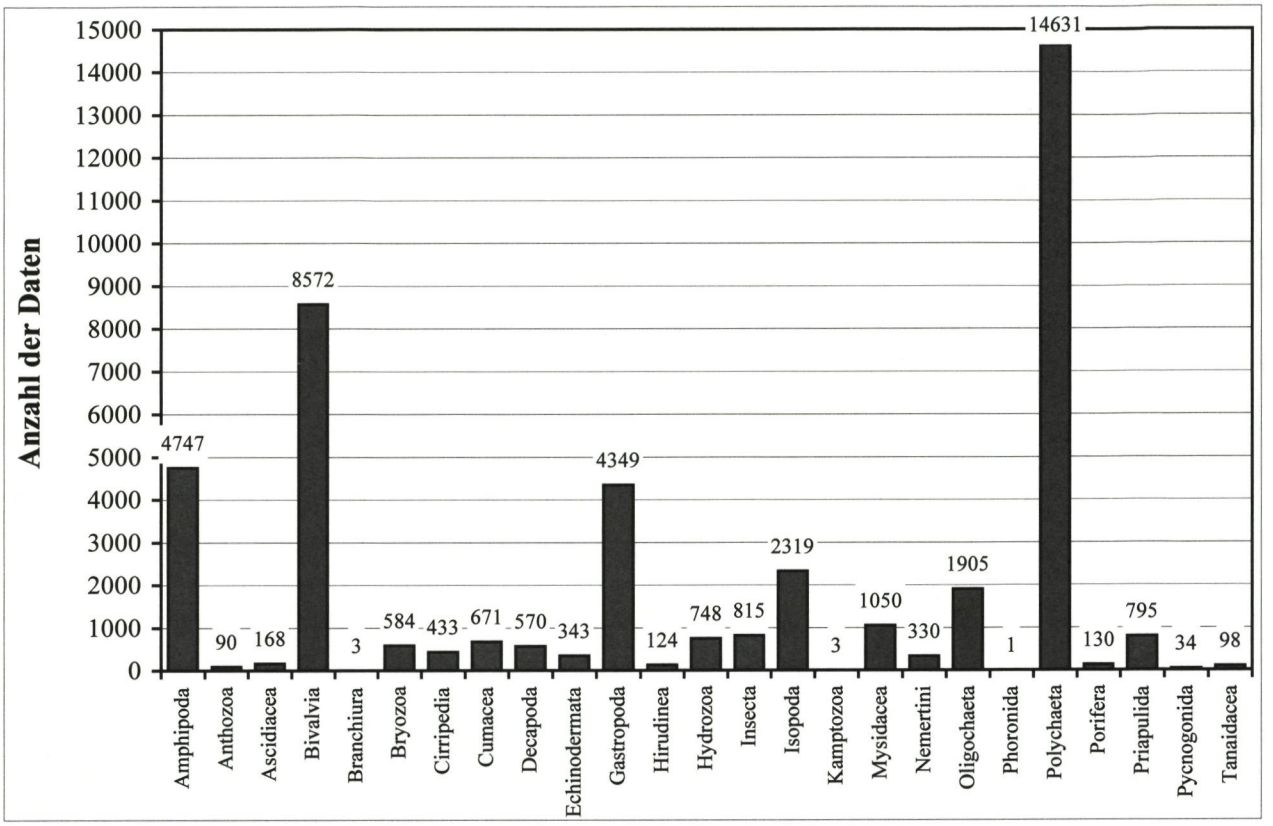


Abb. 8: Darstellung der Datenanzahl für die systematischen Gruppen

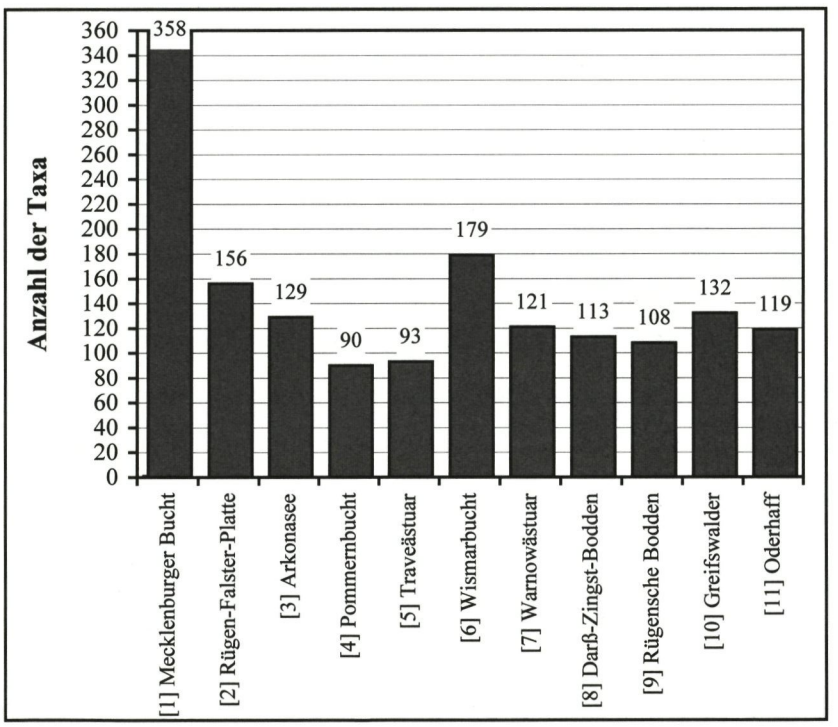


Abb. 9: Anzahl der Taxa bezogen auf die jeweiligen Naturräume. Insgesamt wurden 471 verschiedene Taxa gemeldet. Darin sind die zusammenfassenden Gattungen (z.B. *Gammarus* sp.) bzw. Familien (Enchytraeidae) nicht enthalten. Nur in Fällen bei denen die taxonomische Differenzierung nicht abgeschlossen ist (z.B. *Piscicola* sp.) sind auch Gattungen mit aufgenommen worden.

Abschließend wurde noch die Anzahl der Taxa aufgetragen, die in den jeweiligen Naturraumeinheiten gemeldet wurden (Abb. 9). **Die Gesamt-Taxazahl für das Untersuchungsgebiet betrug 471.** Die Mecklenburger Bucht war mit 358 Taxa das artenreichste Areal gefolgt von der Wismarbucht in der 179 Taxa nachgewiesen wurden. Mit 90 bzw. 93 Taxa wurde die geringste Biodiversität in der Pommernbucht bzw. im Traveästuar beobachtet.

3.2. Artenliste

Nachfolgend sind alle Taxa aufgelistet, die entsprechend der Literatur für den Bereich Fehmarnbelt bis Usedom ermittelt wurden. Es wurden alle Taxa berücksichtigt, die der heute gültigen Nomenklatur zugeordnet werden konnten. Nicht enthalten sind Angaben, die sich keiner Art bzw. Gattung mehr zuordnen ließen bzw. die äußerst fragwürdig erschienen. Für ausgewählte Taxa wurden Artblätter und Verbreitungskarten erstellt (siehe Methodenteil). Wenn in der Literatur Taxa nur als Gattung auftraten (z.B. *Eudendrium* sp., *Hydractinia* sp., *Barentsia* sp., *Loxosoma* sp.) bzw. die neuere Nomenklatur und Systematik rückwirkend oftmals nur das Gattungsniveau zulässt (z.B. *Piscicola* sp.), wurden diese ebenfalls nur auf Gattungsniveau erfasst. In allen Verbreitungskarten tauchen nur Punkte für geographisch referenzierte Angaben auf. Naturräumliche Angaben ohne Nennung der Positionen wurden in den Karten nicht berücksichtigt.

Taxa, für die zwar Informationen zu den Naturraumeinheiten vorliegen, welche jedoch keinen konkreten geographischen Bezug erlaubten, wurden in der Datenbank ebenfalls erfasst. 71 Arten wurden ausgewählt, um sie kartographisch darzustellen. Das „Auswahlverfahren" ist unter Material und Methoden beschrieben. In der Regel sind die häufigsten Arten und neu eingewanderte Arten (Neozoen) enthalten. In der folgenden Liste sind diese Arten unterstrichen.

Porifera

Ephydatia fluviatilis (Linnaeus, 1758)
Ephydatia muelleri Lieberkühn, 1856
Halichondria panicea (Pallas, 1766)
Haliclona limbata (Montagu, 1818)
Haliclona oculata (Pallas, 1766)
Halisarca dujardini Johnston, 1842
Mycale ovulum (O. Schmidt, 1870)
Spongilla fragilis Leidy, 1851
Spongilla lacustris (Linnaeus, 1759)

Hydrozoa

Abietinaria abietina (Linnaeus, 1758)
Acaulis primarius Stimpson, 1853
Calicella syringa (Linnaeus, 1767)
Clava multicornis (Forskal, 1775)
Clytia hemisphaerica (Linnaeus, 1767)
Cordylophora caspia (Pallas, 1771)
Coryne tubulosa (M. Sars, 1835)
Dynamena pumila (Linnaeus, 1758)
Eudendrium sp.
Filellum serpens (Hassall, 1848)
Garveia franciscana (Torrey, 1902)
Gonothyraea loveni (Allman, 1859)
Halitholus yoldia-arcticae (Birula, 1897)
Hartlaubella gelatinosa (Pallas, 1766)
Hydra fusca Linnaeus, 1758
Hydra vulgaris Pallas, 1766
Lafoenia tenuis Van Beneden, 1866
Laomedea calceolifera Hincks, 1871
Laomedea flexuosa Alder, 1856
Melicertum octocostatum (M. Sars, 1835)
Obelia geniculata (Linnaeus, 1758)
Obelia longissima (Pallas, 1766)
Opercularella lacerata (Johnston, 1847)
Opercularella pumila (Clarke, 1875)
Protohydra leuckarti Greef, 1870
Sertularella rugosa (Linnaeus, 1758)
Sertularia cupressina Linnaeus, 1758
Sertularia tenera (G. Sars, 1874)
Tubularia indivisa Linnaeus, 1758
Tubularia larynx Ellis & Solander, 1786
Verticillina verticillata (Linnaeus, 1758)

Anthozoa

Actinia equina (Linnaeus, 1758)
Edwardsia danica Carlgren, 1921
Halcampa duodecimcirrata M. Sars, 1851
Hydractinia sp.
Metridium senile (Linnaeus, 1761)
Sagartia viduata (O.F. Müller, 1776)
Urticina felina (Linnaeus, 1758)

Priapulida

Halicryptus spinulosus Von Siebold, 1849
Priapulus caudatus Lamarck, 1816

Kamptozoa

Barentsia sp.
Loxosoma sp.

Nemertinea

Amphiporus sp.
Cephalothrix linearis (Rathke, 1799)
Lineus longissimus (Gunnerus, 1770)
Lineus pseudoruber (Friedrich, 1936)
Lineus ruber (O.F. Müller, 1776)
Malacobdella grossa (O.F. Müller, 1776)
Oerstedia laminariae Friedrich, 1936
Oerstediella similiformis Friedrich, 1935
Prostoma graecense (Böhmig, 1892)
Prostoma obscura (Schultze, 1851)

Bivalvia

Abra alba (Wood, 1802)
Acanthocardia echinata (Linnaeus, 1758)
Angulus tenuis (Da Costa, 1778)
Anodonta anatina (Linnaeus, 1758)

Anodonta cygnea (Linnaeus, 1758)
Arctica islandica (Linnaeus, 1767)
Astarte borealis (Schumacher, 1817)
Astarte elliptica (Brown, 1827)
Astarte montagui (Dillwyn, 1817)
Barnea candida (Linnaeus, 1758)
Cerastobyssum hauniense (Petersen & Russell, 1971)
Cerastoderma edule (Linnaeus, 1758)
Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)
Congeria leucophaeata (Conrad, 1831)
Corbula gibba (Olivi, 1792)
Dreissena polymorpha (Pallas, 1771)
Ensis directus (Conrad, 1843)
Hiatella arctica (Linnaeus, 1767)
Macoma balthica (Linnaeus, 1758)
Macoma calcarea (Gmelin, 1790)
Musculium lacustre (O.F. Müller, 1774)
Musculus discors (Linnaeus, 1767)
Musculus marmoratus (Forbes, 1838)
Musculus niger (Gray, 1824)
Mya arenaria Linnaeus, 1758
Mya truncata Linnaeus, 1758
Mysella bidentata (Montagu, 1803)
Mytilus edulis Linnaeus, 1758
Mytilus trossulus (Gould, 1850)
Nucula nucleus (Linnaeus, 1758)
Nuculana pernula (O.F. Müller, 1776)
Parvicardium exiguum (Gmelin, 1791)
Parvicardium ovale (Sowerby, 1841)
Petricola pholadiformis Lamarck, 1822
Phaxas pellucidus (Pennant, 1777)
Pisidium amnicum (O.F. Müller, 1774)
Pisidium casertanum (Poli, 1791)
Pisidium henslowanum (Sheppard, 1823)
Pisidium nitidum Jenyns, 1832
Scrobicularia plana (Da Costa, 1778)
Sphaerium corneum (Linnaeus, 1758)
Sphaerium rivicola (Lamarck, 1818)
Sphaerium solidum (Normand, 1844)
Spisula solida (Linnaeus, 1758)
Spisula subtruncata (Da Costa, 1778)
Teredo navalis Linnaeus, 1758
Unio pictorum (Linnaeus, 1758)
Unio tumidus Philipsson, 1788

Gastropoda

Acanthodoris pilosa (Abildgaard, 1789)
Acroloxus lacustris (Linnaeus, 1758)
Adalaria proxima (Alder & Hancock, 1854)
Akera bullata O.F. Müller, 1776
Alderia modesta (Loven, 1844)
Ancylus fluviatilis O.F. Müller, 1774
Anisus vortex (Linnaeus, 1758)
Bathyomphalus contortus (Linnaeus, 1758)
Bithynia leachii (Sheppard, 1823)
Bithynia tentaculata (Linnaeus, 1758)
Bittium reticulatum (Da Costa, 1778)
Buccinum undatum (Linnaeus, 1758)
Cadlina laevis (Linnaeus, 1767)
Coryphella verrucosa (M. Sars, 1829)
Diaphana minuta (Brown, 1827)
Elysia viridis (Montagu, 1804)
Euspira montagui (Forbes, 1838)
Facelina bostoniensis (Couthouy, 1838)
Galba truncatula (O.F. Müller, 1774)
Gyraulus albus (O.F. Müller, 1774)
Gyraulus crista (Linnaeus, 1758)
Hydrobia neglecta Muus, 1963
Hydrobia ulvae (Pennant, 1777)
Hydrobia ventrosa (Montagu, 1803)
Lacuna pallidula (Da Costa, 1779)
Lacuna parva (Da Costa, 1779)
Lacuna vincta (Montagu, 1803)
Limapontia capitata (O.F. Müller, 1774)
Lithoglyphus naticoides (C. Pfeiffer, 1828)
Littorina littorea (Linnaeus, 1767)
Littorina obtusata (Linnaeus, 1767)
Littorina saxatilis (Olivi, 1792)
Lymnaea stagnalis (Linnaeus, 1758)

Nassarius reticulatus (Linnaeus, 1758)
Neptunea antiqua (Linnaeus, 1758)
Odostomia rissoides Hanley, 1844
Oenopota turricula (Montagu, 1803)
Onchidoris muricata (O.F. Müller, 1776)
Onoba semicostata (Montagu, 1803)
Palio nothus (Johnston, 1838)
Philine aperta (Linnaeus, 1767)
Physa fontinalis (Linnaeus, 1758)
Planorbarius corneus (Linnaeus, 1758)
Planorbis carinatus O.F. Müller, 1774
Planorbis planorbis (Linnaeus, 1758)
Potamopyrgus antipodarum (J. E. Gray, 1843)
Pusillina inconspicua Alder, 1844
Radix auricularia (Linnaeus, 1758)
Radix ovata (Draparnaud, 1805)
Retusa obtusa (Montagu, 1803)
Retusa truncatula (Bruguiere, 1792)
Rissoa violacea Desmarest, 1814
Skeneopsis planorbis (Fabricius, 1780)
Stagnicola palustris (O.F. Müller, 1774)
Stiliger bellulus (D'Orbigny, 1837)
Tenellia adspersa (Nordmann, 1844)
Theodoxus fluviatilis (Linnaeus, 1758)
Turboella parva (Da Costa, 1779)
Valvata cristata O.F. Müller, 1774
Valvata macrostoma Mörch, 1864
Valvata naticina Menke, 1845
Valvata piscinalis (O.F. Müller, 1774)
Velutina velutina (O.F. Müller, 1776)
Viviparus contectus (Millet, 1813)
Viviparus viviparus (Linnaeus, 1758)
Zippora membranacea (Adams, 1797)

Oligochaeta

Aelosoma hemprichi Ehrenberg, 1831
Aktedrilus monospermathecus Knöllner, 1935
Amphichaeta sannio (Kallstenius, 1892)
Branchiura sowerbyi Beddard, 1892
Chaetogaster diaphanus (Gruithuisen, 1828)
Chaetogaster limnaei Baer, 1827
Clitellio arenarius (O.F. Müller, 1776)
Criodrilus lacuum Hoffmeister, 1845
Dero digitata (O.F. Müller, 1773)
Enchytraeoides arenarius (Michaelsen, 1889)
Enchytraeoides glandulosus (Michaelsen, 1888)
Enchytraeus albidus (Henle, 1837)
Enchytraeus spiculus Leuckart, 1847
Fridericia bulbosa (Rosa, 1887)
Limnodrilus claparedeanus Ratzel, 1868
Limnodrilus hoffmeisteri Claparede, 1862
Limnodrilus profundicola (Verrill, 1871)
Limnodrilus udekemianus Claparede, 1863
Nais elinguis O.F. Müller, 1773
Nais simplex Piguet, 1906
Nais variabilis Piguet, 1906
Ophidonais serpentina (O.F. Müller, 1774)
Pachydrilus lineatus (O.F. Müller, 1771)
Paranais litoralis (O.F. Müller, 1784)
Paranais uncinata (Örstedt, 1843)
Peloscolex ferox (Eisen, 1879)
Potamothrix bavaricus (Oschmann, 1913)
Potamothrix hammoniensis (Michaelsen, 1901)
Potamothrix moldaviensis Vejdovsky & Mrazek, 1902
Pristina lutea (O. Schmidt, 1847)
Psammoryctides barbatus (Grube, 1861)
Rhizodrilus pilosus (Goodrich, 1892)
Stylaria lacustris (Linnaeus, 1767)
Tubifex costatus (Claparede, 1863)
Tubifex tubifex (O.F. Müller, 1774)
Tubificoides amplivasatus (Erseus, 1975)
Tubificoides benedeni (Udekem, 1855)
Tubificoides heterochaetus (Michaelsen, 1926)

Hirudinea

Alboglossiphonia heteroclita (Linnaeus, 1761)
Erpobdella nigricollis (Brandes, 1900)
Erpobdella octoculata (Linnaeus, 1758)
Glossiphonia complanata (Linnaeus, 1758)

Glossiphonia paludosa (Carena, 1824)
Helobdella stagnalis (Linnaeus, 1758)
Hemiclepsis marginata (O.F. Müller, 1774)
Piscicola sp.

Polychaeta

Alkmaria romijni Horst, 1919
Ampharete acutifrons (Grube, 1860)
Ampharete baltica Eliason, 1955
Ampharete finmarchica (M. Sars, 1864)
Amphicteis gunneri (M. Sars, 1835)
Amphitrite cirrata O.F. Müller, 1771
Anobothrus gracilis (Malmgren, 1865)
Aphelochaeta sp.
Arenicola marina (Linnaeus, 1758)
Aricidea cerrutii Laubier, 1966
Aricidea minuta Southward, 1956
Aricidea suecica Eliason, 1920
Artacama proboscidea Malmgren, 1865
Autolytus prolifer (O.F. Müller, 1776)
Bylgides sarsi (Kinberg, 1865)
Capitella capitata (Fabricius, 1780)
Capitella giardi (Mesnil, 1897)
Chaetozone setosa Malmgren, 1867
Chone infundibuliformis Kröyer, 1856
Cirrophorus eliasoni (Mackie, 1991)
Cirrophorus lyra (Southern, 1914)
Eteone barbata Malmgren, 1865
Eteone flava (Fabricius, 1780)
Eteone longa (Fabricius, 1780)
Euchone papillosa (M. Sars, 1851)
Eulalia bilineata (Johnston, 1840)
Eulalia viridis (Linnaeus, 1767)
Eumida sanguinea (Oersted, 1843)
Eunereis longissima Johnston, 1840
Exogone naidina Oersted, 1845
Fabricia stellaris (Müller, 1774)
Fabriciola baltica Friedrich, 1940
Flabelligera affinis M. Sars, 1829
Gattyana cirrosa (Pallas, 1766)
Glycera capitata Oersted, 1843
Harmothoe glabra (Malmgren, 1865)
Harmothoe imbricata (Linnaeus, 1767)
Harmothoe impar (Johnston, 1839)
Hediste diversicolor (O.F. Müller, 1776)
Heteromastus filiformis (Claparede, 1864)
Lagis koreni Malmgren, 1865
Laonome kröyeri Malmgren, 1865
Lepidonotus squamatus (Linnaeus, 1758)
Levinsenia gracilis (Tauber, 1879)
Malacoceros tetracerus (Schmarda, 1861)
Manayunkia aestuarina (Bourne, 1863)
Marenzelleria viridis (Verrill, 1873)
Microphthalmus aberrans (Webster & Benedict, 1887)
Mystides southerni Banse, 1954
Neanthes succinea (Frey & Leuckart, 1847)
Neanthes virens (M. Sars, 1835)
Neoamphitrite figulus (Dalyell, 1853)
Nephtys caeca (Fabricius, 1780)
Nephtys ciliata (O.F. Müller, 1776)
Nephtys hombergii Savigny, 1818
Nephtys incisa Malmgren, 1865
Nephtys kersivalensis McIntosh, 1908
Nephtys longosetosa Oersted, 1842
Nephtys pente Rainer, 1984
Nereimyra punctata (O.F. Müller, 1788)
Nereis pelagica Linnaeus, 1758
Nicolea zostericola (Oersted, 1844)
Ophelia limacina (Rathke, 1843)
Ophelia rathkei (McIntosh, 1908)
Paraonis fulgens (Levinsen, 1883)
Pherusa plumosa (O.F. Müller, 1776)
Pholoe assimilis Oersted, 1845
Pholoe baltica Oersted, 1843
Pholoe inornata Johnston, 1839
Phyllodoce groenlandica Oersted, 1843
Phyllodoce longipes Kinberg, 1866
Phyllodoce maculata (Linnaeus, 1767)
Phyllodoce mucosa Oersted, 1843

Platynereis dumerilii (Audouin & Milne-Edwards, 1834)
Poecilochaetus serpens Allen, 1904
Polycirrus medusa Grube, 1830
Polydora caeca (Oersted, 1843)
Polydora caulleryi Mesnil, 1897
Polydora ciliata (Johnston, 1838)
Polydora cornuta Bosc, 1802
Polydora ligerica (Ferroniere, 1898)
Polydora quadrilobata Jacobi, 1883
Polyphysia crassa (Oersted, 1843)
Prionospio steenstrupi Malmgren, 1867
Pseudopolydora antennata Claparede, 1868
Pseudopolydora pulchra Carazzi, 1895
Pygospio elegans Claparede, 1863
Rhodine gracilior Tauber, 1879
Rhodine loveni Malmgren, 1865
Scalibregma inflatum Rathke, 1843
Scolelepis foliosa (Audoin & Milne-Edwards, 1834)
Scolelepis squamata (O.F. Müller, 1806)
Scoloplos armiger (O.F. Müller, 1776)
Sphaerodoropsis balticum (Reimers, 1933)
Sphaerodoropsis minuta (Webster & Benedict, 1887)
Spio armata (Thulin, 1957)
Spio filicornis (O.F. Müller, 1776)
Spio goniocephala Thulin, 1957
Spio martinensis Mesnil, 1896
Spirorbis granulatus (Linnaeus, 1767)
Spirorbis spirorbis (Linnaeus, 1758)
Streblospio dekhuyzeni Horst, 1909
Streptosyllis websteri Southern, 1914
Terebellides stroemi M. Sars, 1835
Travisia forbesii Johnston, 1890
Trochochaeta multisetosa (Oersted, 1843)

Branchiura

Argulus foliaceus (Linnaeus, 1758)

Cirripedia

Balanus crenatus Bruguiere, 1789
Balanus improvisus Darwin, 1854

Mysidacea

Gastrosaccus spinifer (Goes, 1864)
Hemimysis lamornae (Couch, 1856)
Mesopodopsis slabberi (Van Beneden, 1861)
Mysis mixta Lilljeborg, 1852
Neomysis integer (Leach, 1814)
Praunus flexuosus (O. F. Müller, 1776)
Praunus inermis (Rathke, 1843)
Praunus neglectus (G.O. Sars, 1869)
Schistomysis spiritus (Norman, 1860)

Cumacea

Diastylis rathkei (Kröyer, 1841)
Eudorella truncata (Bate, 1856)
Eudorellopsis deformis (Kröyer, 1846)

Tanaidacea

Heterotanais oerstedi (Kröyer, 1842)
Tanaissus lilljeborgi Stebbing, 1891

Isopoda

Asellus aquaticus (Linnaeus, 1758)
Cyathura carinata (Kröyer, 1847)
Euridice pulchra Leach, 1815
Idotea balthica (Pallas, 1772)
Idotea chelipes (Pallas, 1766)
Idotea granulosa Rathke, 1843
Jaera albifrons Leach, 1814
Limnoria lignorum (Rathke, 1799)
Saduria entomon (Linnaeus, 1758)
Sphaeroma hookeri Leach, 1814
Sphaeroma rugicauda Leach, 1814

Amphipoda

Ampithoe rubricata (Montagu, 1808)
Apherusa bispinosa (Bate, 1856)

Bathyporeia pelagica (Bate, 1856)
Bathyporeia pilosa Lindström, 1855
Bathyporeia sarsi Watkin, 1938
Calliopius laeviusculus (Kröyer, 1838)
Caprella linearis (Linnaeus, 1767)
Caprella septentrionalis Kröyer, 1838
Chaetogammarus stoerensis Reid, 1938
Cheirocratus sundevalli (Rathke, 1843)
Corophium arenarium Crawford, 1937
Corophium bonelli (Milne-Edwards, 1830)
Corophium crassicorne Bruzelius, 1859
Corophium curvispinum Sars, 1895
Corophium insidiosum Crawford, 1937
Corophium lacustre Vanhöffen, 1911
Corophium multisetosum Stock, 1952
Corophium volutator (Pallas, 1766)
Dulichia falcata (Bate, 1857)
Dyopedos monacanthus (Metzger, 1875)
Dyopedos porrectus Bate, 1857
Gammarellus homari (Fabricius, 1779)
Gammaropsis nitida (Stimpson, 1853)
Gammaropsis maculata (Johnston, 1828)
Gammarus duebeni Lilljeborg, 1852
Gammarus finmarchicus Dahl, 1938
Gammarus inaequicauda Stock, 1966
Gammarus locusta (Linnaeus, 1758)
Gammarus oceanicus Segerstrale, 1947
Gammarus pulex (Linnaeus, 1758)
Gammarus roeseli Gervais, 1835
Gammarus salinus Spooner, 1947
Gammarus tigrinus Sexton, 1939
Gammarus zaddachi Sexton, 1912
Gitana sarsi Boeck, 1871
Hyperia galba (Montagu, 1813)
Ischyrocerus anguipes Kröyer, 1838
Leptocheirus pilosus Zaddach, 1844
Melita palmata (Montagu, 1804)
Metopa alderi Bate, 1857
Metopa pusilla Sars, 1892
Microdeutopus gryllotalpa Da Costa, 1853
Microprotopus maculatus Norman, 1867
Monoporeia affinis (Lindström, 1855)
Orchestia cavimana Heller, 1865
Orchestia gammarellus (Pallas, 1766)
Orchestia platensis Kröyer, 1845
Pariambus typicus (Kröyer, 1845)
Phoxocephalus holbolli (Kröyer, 1842)
Phtisica marina Slabber, 1769
Pontogammarus robustoides G.O. Sars, 1894
Pontoporeia femorata Kröyer, 1842
Protomedeia fasciata Kröyer, 1842
Synchelidium haplocheles (Grube, 1864)
Talitrus saltator (Montagu, 1808)
Talorchestia deshayesii (Audouin, 1826)

Decapoda

Carcinus maenas (Linnaeus, 1758)
Crangon crangon (Linnaeus, 1758)
Eriocheir sinensis Milne-Edwards, 1853
Eupagurus bernhardus (Linnaeus, 1758)
Orconectes limosus (Rafinesque, 1817)
Palaemon elegans (Linnaeus, 1758)
Palaemon longirostris Milne-Edwards, 1837
Palaemon squilla (Rathke, 1843)
Palaemonetes varians (Leach, 1815)
Rhithropanopeus harrisii (Gould, 1841)

Insecta

[nur Chironomidae berücksichtigt]

Chironomus balatonicus Devai, Wulker & Scholl, 1983
Chironomus dorsalis Meigen, 1818
Chironomus halophilus Packard, 1873
Chironomus plumosus (Linnaeus, 1758)
Chironomus salinarius Kieffer, 1915
Clunio balticus (Heimbach, 1976)
Endochironomus tendens (Fabricius, 1775)
Halocladius braunsi (Goetghebuer, 1942)
Paratanytarsus sp.

Procladius sp.
Psectrocladius sp.
Psilotanypus sp.
Telmatogeton remanei Remmert, 1963

Pycnogonida
Nymphon brevirostre Hodge, 1863
Pycnogonum littorale (Ström, 1762)

Bryozoa
Alcyonidium gelatinosum (Linnaeus, 1761)
Alcyonidium polyoum Hassal, 1841
Amphiblestrum trifolium (Wood, 1884)
Bowerbankia gracilis (Leidy, 1859)
Bowerbankia imbricata (Adams, 1800)
Bulbella abscondita Braem, 1951
Callopora aurita (Hincks, 1877)
Callopora lineata (Linnaeus, 1767)
Conopeum seurati (Canu, 1928)
Cribrillina punctata (Hassall, 1841)
Crisia eburnea (Linnaeus, 1758)
Electra crustulenta (Pallas, 1766)
Electra pilosa (Linnaeus, 1767)
Eucratea loricata (Linnaeus, 1758)
Farrella repens (Farre, 1837)
Flustra foliacea Linnaeus, 1758
Lophopus crystallinus (Pallas, 1766)
Membranipora membranacea (Linnaeus, 1758)
Oncousoecia dilatans (Johnston, 1847)
Paludicella articulata Ehrenberg, 1831
Plumatella fruticosa Allman, 1844
Plumatella fungosa (Pallas, 1768)
Plumatella repens (Linnaeus, 1758)
Tanganella muelleri (Kraepelin, 1887)
Valkeria uva (Linnaeus, 1758)
Victorella pavida Kent, 1870

Phoronidea
Phoronis sp.

Echinodermata
Asterias rubens Linnaeus, 1758
Ophiura albida Forbes, 1839

Ascidiacea
Ascidia conchilega O.F. Müller, 1776
Ciona intestinalis (Linnaeus, 1767)
Dendrodoa grossularia (Van Beneden, 1846)
Diplosoma listerianum (Milne Edwards, 1841)
Molgula manhattensis (De Kay, 1843)
Styela coriacea (Alder & Hancock, 1848)

Verglichen mit den Daten aus der Kieler Bucht (GERLACH 2000) sind in allen taxonomischen Gruppen geringere Artenzahlen festzustellen (Abb. 10). Während für die Kieler Bucht 719 makrozoobenthische Taxa publiziert wurden, sind durch die vorliegende Studie 471 Taxa beschrieben. Insgesamt stellte sich die Artenzahl jedoch als relativ hoch heraus.

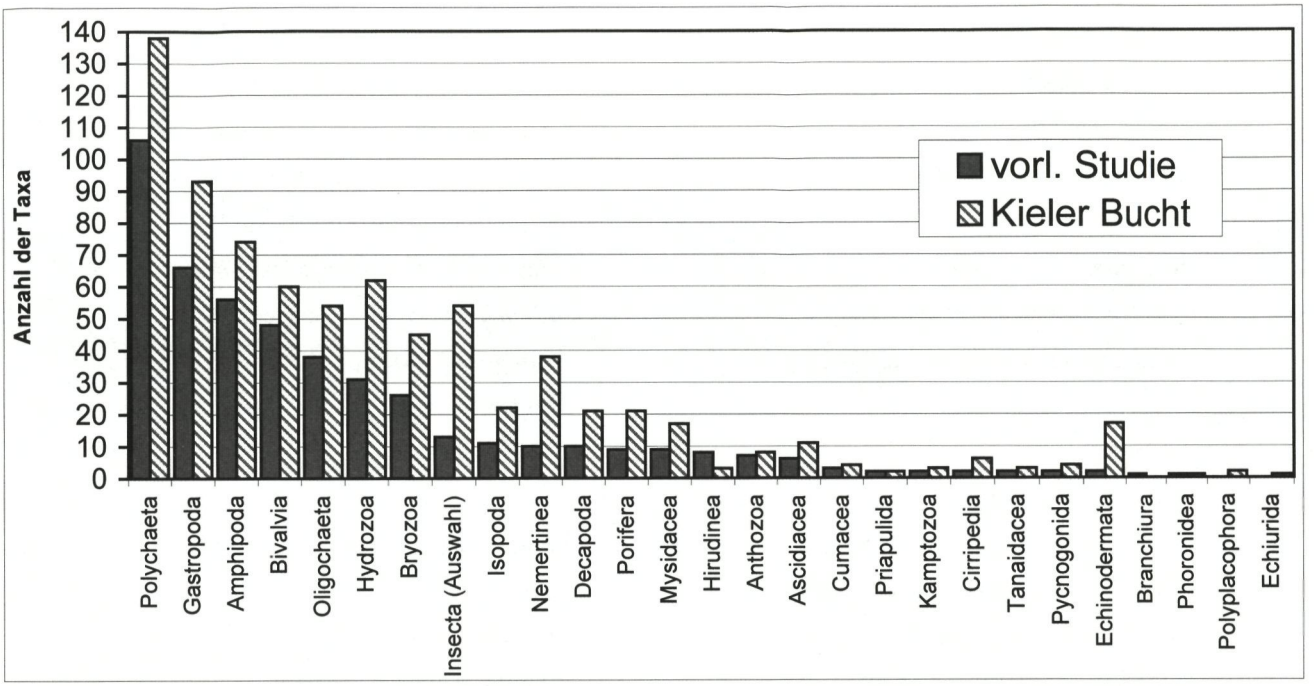


Abb. 10: Vergleich der aus der Kieler Bucht (GERLACH 2000) und in der vorliegenden Studie gemeldeten makrozoobenthischen Taxa

4. Ausgewählte Arten

Abra alba (WOOD, 1802)

Die **Kleine Pfeffermuschel** kommt im betrachteten Untersuchungsgebiet bis auf wenige Ausnahmen nur im Naturraum Mecklenburger Bucht vor. Diese Ausnahmen beschränken sich auf die Rügen-Falster-Platte, in die sie über die Kadetrinne eindringen kann. Als marine Art ist *A. alba* auf höhere Salzgehalte angewiesen. Durch die Kadetrinne gelangt sporadisch salzreicheres Wasser in die anderen Naturräume, was deren zeitweilige Besiedlung ermöglicht. Auch in der Mecklenburger Bucht variieren die Salzgehaltsbedingungen drastisch, so dass sich Phasen mit und ohne *A. alba* abwechseln. Die Mecklenburger Bucht stellt die Verbreitungsgrenze von *A. alba* in der Ostsee dar. Die ersten publizierten Nachweise von *A. alba* erfolgten im Jahre 1868 und stammen aus der Lübecker Bucht (LENZ 1875). In den nachfolgenden Jahrzehnten wurde *A. alba* in unterschiedlicher Dichte und Ausbreitung festgestellt. Die besiedelte Tiefe in der Mecklenburger Bucht liegt zwischen 7 und 30 m. Hauptvorkommen sind in Tiefen von unter 15 m auf sandigem Schlick bis Schlick zu finden. Die Präsenz schwankte in den Untersuchungszeiträumen zwischen 5 und 10 %. Die Abundanz variierte stark in Abhängigkeit von Salinität und Sauerstoff, lag durchschnittlich bei 100-1000 Ind./m²,

überstieg aber im Maximum auch 7000 Ind./m² (z. B. nach Neubesiedlungsschüben). Die Biomasse (AFTM) variierte durchschnittlich zwischen 1 bis 5 g/m². Im Gegensatz zu den Untersuchungen von SCHULZ (1969a, b), der die Art nur sporadisch in Dichten zwischen 20-80 Ind./m² (max. 200 Ind./m²) beobachtete, wurden bei umfangreichen Makrozoobenthosuntersuchungen im Jahre 1999 Zentren der Besiedlung (500-700 Ind./m²) vor der mecklenburgischen Küste lokalisiert (ZETTLER ET AL. 2000). Diese Populationen sind allerdings, wie oben beschrieben, nicht stabil und brechen bedingt durch Sauerstoffmangel und/oder geringen Salzgehalt nach wenigen Jahren meist völlig zusammen. Eine Rekrutierung erfolgt dann nur durch erneuten Larvenfall von „außen" (z. B. Kieler Bucht).

Ampharete baltica ELIASON, 1955

Erst seit kürzerer Zeit wird *A. baltica* von *A. finmarchica* (M. SARS, 1864) abgegrenzt (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). In älteren Arbeiten wurde in der Regel das Synonym *A. grubei* (MALMGREN, 1865) verwendet, worunter (jedenfalls teilweise) *A. baltica*, *A. acutifrons* (GRUBE, 1968) und *A. finmarchica* fallen. Letztere kann für das Untersuchungsgebiet nur für den Fehmarnbelt sicher belegt werden. Weiter östlich gelegene Angaben für *A. finmarchica* konnten in der Regel *A. baltica* zugeordnet werden. *A. acutifrons* wird wesentlich seltener angetroffen als *A. baltica* und ist hauptsächlich auf Schlickböden der Mecklenburger Bucht und der Arkonasee verbreitet. Die häufigste Art der Gattung *Ampharete* ist *A. baltica*, die in den Naturräumen Mecklenburger Bucht, Rügen-Falster-Platte, Arkonasee, Pommernbucht und Wismarbucht vorkommt. Bedingt durch den abnehmenden Salzgehalt von West nach Ost wird die Art ab Rügen nur sporadisch festgestellt und dringt in die inneren Küstengewässer nicht ein. Ab 1990 wurde *A. baltica* an fast 100 Stationen nachgewiesen, was eine Präsenz von etwa 10 % für alle Naturräume bedeutet. Betrachtet man nur die Mecklenburger Bucht, so wurde *A. baltica* an jeder 3. Station nachgewiesen. Bezüglich des Sedimenttyps und der Wassertiefe ist *A. baltica* weniger anspruchsvoll, solange die Salinität hoch genug ist. Die Art benötigt für ihre Röhren allerdings feines, organisch angereichertes Sediment, so dass sie auf exponierten Sandböden seltener gefunden wird. Als Suspensionsfresser mit geringer Mobilität (bedingt durch die Röhre) ist *A. baltica* auf spezifischen Partikelfluss von „oben" angewiesen. Als bevorzugte Zone kann der Übergangsbereich von sandig zu schlickig angesehen werden. Die beobachteten Abundanzen liegen in der Regel niedrig, selten werden mehr als 100 Ind./m² festgestellt. Die maximalen Werte lagen bei 361 Ind./m² vor der Stubbenkammer

(ZETTLER 2001c). Für die Biomasse werden in der Regel Werte unter 0,5 g (AFTM/m²) gemessen.

Arctica islandica (LINNAEUS, 1767)

Der erste Nachweis der **Islandmuschel** für das Untersuchungsgebiet stammt aus dem Jahre 1851 aus der Mecklenburger Bucht vor Niendorf (BOLL 1852). *A. islandica* stellt für diesen Naturraum ein konstantes Faunenelement dar. In allen drei Zeitperioden (vor 1960, 1961-1990, 1991-2001) wurde *A. islandica* regelmäßig beobachtet. Durch ihre auffällige Größe und Unverwechselbarkeit mit anderen Arten ist sie in der Historie gut belegt. Es werden hauptsächlich sandige Schlicke und Schlicke besiedelt. Durch Brackwassersubmergenz ist *A. islandica* in der Mecklenburger Bucht in der Regel auf Tiefen >10-15 m beschränkt. Neben der Mecklenburger Bucht werden noch die Naturräume Rügen-Falster-Platte (hier jedoch nur die tiefen Bereiche der Kadetrinne) und Arkonasee besiedelt. Letztere beherbergt vermutlich eine eigene Subpopulation, die sich auf Grund des salzreicheren Tiefenwassers (unter 40 m) halten kann bzw. sich über den Öresund rekrutiert. Zwischen der Mecklenburger Bucht und der Arkonasee sind weite Bereiche unbesiedelt. Umfangreiche makrozoobenthische Studien in der Mecklenburger Bucht (SCHULZ 1969a, b, ZETTLER et al. 2000, 2001) und in der Arkonasee (LÖWE 1963, KÜLTZ 1989) belegen Veränderungen der Verbreitung und Abundanzen. *A. islandica* findet in der Arkonasee ihre östliche Verbreitungsgrenze für die Ostsee. Die Abundanzen variieren in Abhängigkeit vom Substrat (Wassertiefe), Salzgehalt und Sauerstoffmangelereignissen. Mit durchschnittlich 50-100 Ind./m² (maximal 300-500 Ind./m²) und Biomassen (AFTM) von 20 g/m² (max. 120 g/m²) gehört die Mecklenburger Bucht zu den am dichtesten besiedelten Bereichen innerhalb der atlantischen Gesamtverbreitung (ZETTLER ET AL. 2001). In Einzelfällen wurden auch Werte von 900 Ind./m² gefunden (MEUSEL 1999). In der Arkonasee lagen die Werte deutlich darunter. In der Regel wurden nur Einzeltiere nachgewiesen. Maximale Abundanzen lagen bei 10-40 Ind./m². Die Populationsstruktur der Islandmuschel variiert innerhalb der Mecklenburger Bucht in Abhängigkeit von der Wassertiefe (ZETTLER ET AL. 2001). Durch unregelmäßige Sauerstoffmangelsituationen gelingt ein Aufwuchs in den tieferen Zonen nur gelegentlich. Die Adulten sind auf Grund ihrer relativ hohen Sauerstoffmangelresistenz in der Lage, anhaltende Depressionen zu überstehen. Die Juvenilen sind dagegen weniger resistent.

Arenicola marina (LINNAEUS, 1758)

Der **Wattwurm** zeigt in Abhängigkeit vom Salzgehalt ein deutliches West-Ostgefälle in der Verbreitung und Häufigkeit. Bei ausreichenden Salinitäten werden bevorzugt sandige Flachwasserbereiche besiedelt. Durch Brackwassersubmergenz ist ein Vorkommen bis in die Pommernbucht möglich. Bei ausreichenden Salzgehalten werden auch Küstengewässer besiedelt. Publizierte Nachweise liegen aus dem Traveästuar, der Wismarbucht, der Unterwarnow und den Rügenschen Bodden vor. Die ersten Beobachtungen stammen aus dem 19. Jahrhundert. Bis zum Beginn der 1960er Jahre wurde *A. marina* nur im Flachwasser und äußerst selten beschrieben (z. B. LENZ 1875, ARNOLD & LENZ 1873, MÖBIUS 1873, MICHAELSEN 1897). Auf Grund der verborgenen Lebensweise von *A. marina* (Eingrabtiefen von bis zu 30 cm) wird die Art in der Regel nur sporadisch und qualitativ nachgewiesen. Quantifizierbare Analysen sind nur im Flachwasser und in einigen Fällen per Unterwasservideo möglich. Im Bereich der Vogelschutzinsel Langenwerder wurden durch BRENNING (1964) Abundanzen zwischen 30 und 120 Ind./m² beobachtet. Im off-shore Bereich werden Dichten bis maximal 100 Ind./m² gemeldet. BILLERBECK (1999) fand im Verklappungsgebiet vor Rostock Dichten von über 900 Ind./m², wobei es sich aber ausschließlich um juvenile Tiere handelte. Jüngere eigene Untersuchungen (nicht in der vorliegenden Studie enthalten) ergaben eine Ausdehnung des Vorkommens bis zum Kriegers Flak und zum Adlergrund. Diese stellen die am weitesten östlich gelegenen (bekannten) Nachweise für *A. marina* in der Ostsee dar. Begründet durch optimale Einstromsituationen ist eine Verbreitung von *A. marina* bis zur Küste von Litauen möglich, wo die Art im Jahr 2002 erstmals nachgewiesen wurde (OLENIN mdl. Mitt.). Damit kann die Anforderung an den minimalen Salzgehalt auf 7-8 psu definiert werden. Untersuchungen zur Autökologie von *A. marina* wurden von BRENNING (1964) vor Langenwerder (Wismarbucht) durchgeführt.

Astarte borealis (SCHUMACHER, 1817)

Die Ostseepopulationen dieser hauptsächlich zirkumpolar verbreiteten Muschel stellen in Europa die südlichsten Ausläufer dar (RASMUSSEN 1973, ZETTLER 2001). *A. borealis* findet in der südlichen Ostsee seine Verbreitungsgrenze. Die östlichsten Vorkommen befinden sich an der polnischen Küste in der Slupsker Rinne und im Bornholmbecken. Hier ist die Art erst ab Tiefen >40 m (Brackwassersubmergenz) zu finden. Im Untersuchungsgebiet befinden sich die Hauptvorkommen in der Mecklenburger Bucht. Auf Grund der Salzgehaltsansprüche (ab 8 psu) und der oberen Temperaturtoleranzgrenze von 17°C (JAGNOW & GOSSELCK 1987) ist *A. borealis* hauptsächlich erst in Wassertiefen >10 m verbreitet. Insbesondere auf organisch an-

gereicherten Sanden zwischen 15 und 25 m findet die Muschel optimale Siedlungsbedingungen. Die ersten Nachweise stammen vom Ende des 19. Jahrhunderts aus den Naturräumen Mecklenburger Bucht, äußere Wismarbucht, Rügen-Falster-Platte und Arkonasee (WIECHMANN 1869/70, FRIEDEL 1870, MARTENS 1871, LENZ 1875, ARNOLD & LENZ 1873, MÖBIUS 1873, LENZ 1882). Abundanzen wurden zur damaligen Zeit nicht berücksichtigt. Die ersten quantitativen Angaben finden sich bei PETERSEN (1913). Er fand in der Mecklenburger Bucht und auf der Rügen-Falster-Platte Dichten zwischen 22 und 239 Ind./m². In der Arkonasee konnten DEMEL & MULICKI (1954) teilweise Abundanzen von über 1000 Ind./m² beobachten. Mit den Arbeiten von SCHULZ (1966, 1969a) für die Mecklenburger Bucht und LÖWE (1963) für die Rügen-Falster-Platte und Arkonasee wurden sehr umfangreiche Verbreitungs-, Abundanz- und Biomasseangaben für *A. borealis* bekannt. Vergleicht man diese Angaben mit rezenten Daten kann eine Zunahme in der Mecklenburger Bucht festgestellt werden (ZETTLER ET AL. 2000). 95 % der Population bestand jedoch aus Individuen <10 mm Schalenlänge. In den letzten 10 Jahren wurden insbesondere an einigen Stationen in der Mecklenburger Bucht (z.B. vor Klein Klützhöved) maximale Abundanzen von 500 bis 1000 Ind./m² und Biomassen (AFTM) von 20 bis 50 g/m² nachgewiesen (z.B. IFAÖ 1996, 1997, 1998b, 1999, ZETTLER ET AL. 2000). Die Durchschnittswerte liegen zwischen 100 und 200 Ind./m² bzw. 1 bis 5 g/m². Andererseits sind lokale Zusammenbrüche von Teilpopulationen zu beobachten (z. B. vor Kühlungsborn, siehe ZETTLER ET AL. 2000) wobei gleichzeitig eine Abnahme des Verbreitungsareals in der Arkonasee stattfand (ZETTLER 2002b). Anhaltende Sauerstoffmangelsituationen in der Arkonasee und auch in der Bornholmsee haben *A. borealis* dort an den Rand des Aussterbens gebracht. *A. borealis* ist in der Roten Liste in die Gefährdungskategorie 3 (gefährdet) eingestuft (GOSSELCK ET AL. 1996). HOPNER PETERSEN (2001) beschreibt für die Ostsee mehrere endemische Arten, von denen *Astarte falsteri* im Untersuchungsgebiet liegt und *A. klinti* das Gebiet tangiert. In der vorliegenden Studie wurden nur die Arten *borealis*, *elliptica* und *montagui* zu *Astarte* zugehörig beachtet.

Astarte elliptica (BROWN, 1827)

Gegen Ende des 19. Jahrhunderts wurde *A. elliptica* erstmalig im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. MÖBIUS (1873), LENZ (1875, 1882), FRIEDEL (1882) und ARNOLD (1883) fanden die Art, damals fälschlicherweise als *Astarte sulcata* bezeichnet, an einigen Standorten der Mecklenburger Bucht (Travemünder Bucht, Niendorf, Kadetrinne). Bis Anfang der 1960er Jahre tauchte die Art nur selten in der Literatur auf (z.B. PETERSEN 1913, SCHLESCH 1937,

1950, JAECKEL 1952). OERTZEN & SCHULZ (1973) publizierten erstmals eine umfassende Verbreitungskarte von *A. elliptica* für die Ostsee. In der Regel treten *A. elliptica* und *A. borealis* gemeinsam auf, letztere ist jedoch wesentlich häufiger. *A. elliptica* ist hauptsächlich in der Mecklenburger Bucht verbreitet, findet sich aber gelegentlich auch in den tieferen Bereichen der Rügen-Falster-Platte und der Arkonasee. Auf Grund der Salzgehaltsanforderungen >10 psu dringt die Art nicht in die inneren Küstengewässer ein. Die Hauptvorkommen liegen in Wassertiefen >10 m auf organisch angereicherten Mischsanden. In der Arkonasee lebt die Muschel auch auf reinem Schlick in über 45 m Wassertiefe. Im Gegensatz zum arktischen Hauptverbreitungsgebiet kann eine Rekrutierung von *A. elliptica* in der Mecklenburger Bucht mehr oder weniger das ganze Jahr (mit abnehmender Intensität zum Herbst) beobachtet werden (OERTZEN 1972). Die Abundanz erreicht in der Regel kaum höhere Werte als 100 Ind./m² und die Biomasse (AFTM) liegt zwischen 0,1 und 0,5 g/m². Maximalwerte wurden mit 140 bis 571 Ind./m² und 2 bis 12 g/m² auf der Sagasbank, in der Kadetrinne und in Teilen des Fehmarnbelts (alle Mecklenburger Bucht) beobachtet (z.B. DOERSCHEL 1984, IFAÖ 1998b, KOCK 2001). In einigen Bereichen der Arkonasee und der Bornholmsee weisen nur noch Schalenfunde auf ehemalige Vorkommen hin. *A. elliptica* ist in der Roten Liste in die Gefährdungskategorie 2 (stark gefährdet) eingestuft (GOSSELCK ET AL. 1996).

Asterias rubens LINNAEUS, 1758

Als marine Art ist der **Gemeine Seestern** auf die salzreicheren Areale der Mecklenburger Bucht beschränkt. In der Travemünder Bucht (Teil der Mecklenburger Bucht) wurde *A. rubens* erstmalig durch LENZ (1875) erwähnt. Wie einige andere marine Arten dringt er über die Kadetrinne bis auf die Rügen-Falster-Platte vor. Im Eingangsbereich des Traveästuars und der Wismarbucht tritt *A. rubens* ebenfalls auf. Vermutlich durch wechselnde Methoden begründet, und möglicherweise durch veränderte Salzgehalte unterstützt, wurde *A. rubens* seit dem Beginn der 1990er Jahre wesentlich häufiger gefunden. Waren es bis 1989 durchschnittlich 2,1 % Anwesenheit so stieg die Präsenz nach 1990 auf über 12 %. Die Tiefenverbreitung des Seesterns variiert in Abhängigkeit vom Salzgehalt. In der Regel ist er in Tiefen größer 10-15 m zu finden, kann jedoch im Einzelfall in Flachwasserzonen vordringen. Die überwiegende Mehrzahl der Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet sind qualitativer Natur und durch den Einsatz von Dredgen oder Videosystemen gemacht worden. Auf Grund der epibenthischen Lebensweise und des sporadischen Auftretens gelingen Nachweise durch Greiferhols nur unregelmäßig. Bedingt durch geklumpte Verteilungsmuster werden bei quantitativen Nachwei-

sen jedoch auch Abundanzen von über 260 Ind./m² und Biomassen (AFTM) von bis zu 14 g/m² beobachtet. Im Durchschnitt liegt die Dichte deutlich darunter, was durch Videobeobachtungen gut belegt werden kann. Als Räuber ernährt sich *A. rubens* hauptsächlich von Mollusken (nimmt jedoch auch alles was er überwältigen kann), die er extraintestinal verdaut (ANGER ET AL. 1977). Typische Bilder auf Videoaufnahmen sind „aufgewölbte" Seesterne, die dabei sind, Muscheln zu „knacken". Weiterhin wird ein „digging" beobachtet, ein Ausgraben von Nährtieren, z. B. *Macoma balthica* oder *Diastylis rathkei*. Bedingt durch die Verteilung der Nährtiere kann es auch zu gehäuften Auftreten von Seesternen kommen (z. B. *Mytilus*-Bank, tote Fische). Die Befruchtungsvorgänge und die Larvalentwicklung von *A. rubens* aus dem Untersuchungsgebiet wurden von ARNDT (1964b) publiziert. Die Schwermetallbelastung von Seesternen aus der Kadetrinne wurde von BRÜGMANN & LANGE (1988) untersucht. U. a. schätzten sie die den Gesamtbestand der westlichen Ostsee auf 52000 t Frischmasse.

Balanus improvisus DARWIN, 1854

Der Erstnachweis für das Untersuchungsgebiet stammt von LENZ (1875) der im Jahre 1868 *B. improvisus* aus dem Travemünder Hafen meldete. Als typischer Brackwasserbewohner ist *B. improvisus* in der Lage, in allen Naturraumeinheiten zu leben. Insbesondere in den inneren Küstengewässern findet die Art ihr Optimum. Ostseeweit gehört *B. improvisus* zu den am weitesten verbreiteten Arten und dringt bis in die ausgesüßten Bereiche des Finnischen und Bottnischen Meerbusen ein. Es werden Salinitäten von 4-5 psu (kurzzeitig auch <2 psu) ertragen. In den Küstengewässern werden ähnliche Besiedlungsstrategien (Toleranzen) beobachtet. *B. improvisus* ist auf Hartboden angewiesen und nutzt sämtliche zur Verfügung stehende Substrate. Die hauptsächlich im küstennahen Bereich verfügbaren künstlichen Hartsubstrate (z. B. Buhnen, Schüttungen, Spundwände, Hafenanlagen, Bojen, Schiffe) werden genauso besiedelt wie Steine, Phytal und Muschelschalen. *B. improvisus* findet in den ausgesüßteren Arealen der Pommernbucht und des Greifswalder Boddens sowie in der Flachwasserzone im gesamten Untersuchungsgebiet sein Optimum. Allerdings können die Tiere in Gebieten mit anhaltenden Salinitäten <2 psu (z. B. weite Teile des Oderhaffs) nicht überleben. In tieferen und salzreicheren Wasserschichten konkurriert er bei geeigneten Substraten mit der nahe verwandten Art *B. crenatus*, die hier ihr Hauptvorkommen findet. In der unmittelbaren Wellenschlagzone kann *B. improvisus* konkurrenzlos überleben und erreicht Dichten von mehreren Millionen Individuen pro m² (z. B. SUBKLEW 1970). Im off-shore Bereich werden hingegen

mittlere Dichten von 50-100 Ind./m² beobachtet, wobei gelegentlich Dichten von über 1500 Ind./m² möglich sind. Die Biomasse (AFTM) schwankt zwischen 1 und 6 g/m². Ernährungsbiolgische Untersuchungen und Studien zur Autökologie im Untersuchungsgebiet finden sich bei SPIEWACK & FRANKE (1968) und BARNES & BARNES (1962).

Bathyporeia pilosa LINDSTRÖM, 1855

Dieser sandliebende Amphipode ist auf den exponierten Feinsandflächen des Untersuchungsgebietes weit verbreitet. Insbesondere auf den ausgedehnten Sandflächen der Rügen-Falster-Platte und der Pommernbucht (z. B. Oderbank) findet die Art optimale Bedingungen. Auch kleinflächige Areale wie Sandbänke in küstennahen Bereichen oder Sandkuppen im Greifswalder Bodden werden besiedelt. *B. pilosa* dringt in einige innere Küstengewässer nur im salzreichen Randbereich ein (z. B. Darß-Zingster-Boddenkette, Rügensche Bodden), was einen Mindestsalzgehalt von ca. 5-7 psu indiziert. In Arealen <5 psu kommt *B. pilosa* nicht vor (z. B. Oderhaff, innere Darß-Zingster Boddenkette, oberes Warnowästuar). Neben dem Salzgehalt bedingt die Sedimentverteilung das Vorkommen und die Abundanz von *B. pilosa*. Gut sortierte Feinsande mit geringstem organischem Gehalt sind die präferierten Substrate und fungieren wie „An/Aus-Schalter" für die Besiedlung, so dass auch im kleinskaligen Bereich teilweise extreme Schwankungen auftreten können. *B. pilosa* gehört zu den wenigen makrozoobenthischen Organismen, die in extrem flachen Wassertiefen der wellenexponierten Zone vorkommen können. Im Untersuchungsgebiet ist eine Tiefenverteilung von 0,2 bis >40 m bekannt. Bei komfortablen Bedingungen können die Abundanzen von *B. pilosa* erheblich schwanken. KÖHN & SAMMOUR (1990a) geben z. B. für den Bereich bei Langenwerder (Wismarbucht) Abundanzen von 1000 bis 7500 Ind./m² und Biomassen (FM) zwischen 1 und 10 g/m² an. Auf dem Plantagenetgrund (Rügen-Falster-Platte) werden Werte zwischen 3 und 2500 Ind./m² beobachtet (IFAÖ 1998b) und auf der Oderbank variierte die Abundanz zwischen 100 und 5000 Ind./m² (KUBE 1996b). Neben *Bathyporeia pilosa* werden gelegentlich auch *B. pelagica* und mit einem Fundort auch *B. sarsi* nachgewiesen. Im Fehmarnbelt zeigten eigene Studien im Jahre 2003 (nicht in Datenbank) umfangreiche Vorkommen von *B. guiliamsoniana*. Die mit Abstand häufigste Art der Gattung im Untersuchungsgebiet ist jedoch *B. pilosa*.

Bylgides sarsi (KINBERG, 1865)

Mit fast 800 Einzelnachweisen gehört *B. sarsi* zu den häufigsten makrozoobenthischen Vertretern im Untersuchungsgebiet. Durch Brackwassersubmergenz dringt *B. sarsi* weit nach Osten vor und ist bis zur Gotlandsee zu finden. Die Art geht nicht in die ausgesüßten Bereiche der inneren Küstengewässer und fehlt weitestgehend im Oderhaff, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette und in den Rügenschen Bodden. In die salzhaltigeren Abschnitte des Traveästuars, der Wismarbucht und des Warnowästuars dringt *B. sarsi* ein, ist teilweise jedoch in Abhängigkeit von Salzgehaltsschwankungen nur periodisch anwesend. *B. sarsi* lebt epibenthisch und ernährt sich räuberisch. Durch seine vagile Lebensweise bedingt, *B. sarsi* ist ein guter Schwimmer und bewegt sich schlangenförmig wenige cm über dem Sediment in der freien Wassersäule, spiegeln die quantitativen und qualitativen Angaben vielfach nicht die tatsächliche Verbreitung wider. Bei Salzgehalten über 13 psu ist *B. sarsi* regelmäßig auch im Flachwasser anzutreffen. Hauptverbreitungsgebiete stellen allerdings die schlickigen Becken der Mecklenburger Bucht und Arkonasee dar. Die Angaben von THULIN (1922) aus der Arkonasee waren erstmals direkt dieser Art zuzuordnen und stellen die ersten sicheren Nachweise für das Untersuchungsgebiet dar. Dennoch ist wahrscheinlich, dass auch Angaben wie *Harmothoe* sp. und *Polynoe cirrata* zum großen Teil diese Art betreffen. Eine sichere Zuordnung konnte jedoch nicht erfolgen. LENZ, der 1875 Daten über die Travemünder Bucht publizierte, fand u. a. *Harmothoe* sp. Später erfolgten eine Reihe von weiteren Nachweisen. *B. sarsi* kann als stabiles Faunenelement des Untersuchungsgebietes angesehen werden. Die Abundanzen schwanken zwischen Einzelnachweisen bis hin zu 480 Ind./m² in der Mecklenburger Bucht (z. B. DOERSCHEL 1984) und bis 250 Ind./m² in der Arkonasee (z. B. GOSSELCK 1985). MULICKI veröffentlichte 1959 Angaben zur Biologie und Verbreitung von *B. sarsi* in der Ostsee.

Capitella capitata (FABRICIUS, 1780)

Ein Massenauftreten dieses Polychaeten wird in der Regel als Anzeiger für gestörte Umweltbedingungen gewertet. Als Opportunist gehört die Art zu den ersten Neubesiedlern defaunierter Sedimente (z. B. nach Sauerstoffmangelsituationen). Zu Beginn der 1980er Jahre wurde *C. capitata* nach Sauerstoffdepressionen im inneren Bereich der Mecklenburger Bucht in Abundanzen über 10000 Ind./m² beobachtet (DOERSCHEL (1984). Nach Verklappungen von Ausbaggerungssedimenten der Rostocker Hafenanfahrt fand BILLERBECK (1999) *C. capitata* ebenfalls in Abundanzen von über 10000 Ind./m². *C. capitata* ist als marine Art jedoch auf höhere Salzgehalte (mindestens 8-10 psu) angewiesen und daher in den östlichen Küstenge-

wässern (Oderhaff, Darß-Zingster Boddenkette) nicht zu finden. Auch in der Pommernbucht wird *C. capitata* nur gelegentlich nachgewiesen, während sie in der Mecklenburger Bucht und angrenzenden Biotopen als regelmäßiges Faunenelement zu werten ist. In der Regel tritt sie nur in geringen Abundanzen auf. In diesen Fällen sollte die Anwesenheit von *C. capitata* nicht überbewertet und die Biotope nicht zwangsläufig als gestört angesehen werden. Der Erstnachweis von *C. capitata* für das Untersuchungsgebiet stammt aus der Arkonasee (THULIN, 1922). Folglich müsste die Art als Neueinwanderer für das Untersuchungsgebiet betrachtet werden. Wahrscheinlicher ist allerdings, dass diese oligochaetenähnliche Art übersehen oder falsch bestimmt wurde. In den 1960er Jahren fand SCHULZ (1966, 1969a, b) die Art in der Mecklenburger Bucht weit verbreitet. Die Abundanzen variierten zwischen 10 und 520 Ind./m². Ende der 1990er Jahre variierten die Dichten zwischen 1 und 120 Ind./m². Die Schwesterart *C. giardi* ist auf die westlichen Bereiche der Mecklenburger Bucht beschränkt. Bisher sind nur 6 Fundorte bekannt (GOSSELCK ET AL. 2001).

Cerastoderma glaucum (POIRET, 1789)

[syn. *Cerastoderma edule* (LINNAEUS, 1758) partim, *C. exiguum* (GMELIN, 1791) partim, *C. lamarcki* (REEVE, 1844)]

Die taxonomische Zuordnung historischer Angaben für diese Art ist nicht sicher zu treffen. In der Vergangenheit wurden verschiedene Synonyme verwendet, die sowohl für *C. glaucum* als auch für *C. edule* zutrafen. Ältere Angaben konnten daher oftmals nur auf Gattungsniveau in die Datenbank integriert werden. In der Regel wurden alle östlichen Nachweise *C. glaucum* zugehörig gezählt, da aus heutiger Sicht *C. edule* nur bis etwa Rostock verbreitet ist (BROCK, 1980). Es ist zudem zu berücksichtigen, dass nur Lebendfunde gezählt wurden. Schalennachweise aus fossilen Sedimenten, die aus der Zeit der *Littorina*-Transgression stammen, sind für *C. edule* für das gesamte Untersuchungsgebiet bekannt. Die rezenten Hauptverbreitungsgebiete, mit einer Präsenz von über 40 %, sind die Sandflächen der Rügen-Falster-Platte, der Pommernbucht und des Greifswalder Boddens. Mit Ausnahme des zentralen Oderhaffs zählen jedoch alle Naturraumeinheiten zum Verbreitungsgebiet von *C. glaucum*. Fast das gesamte Tiefenspektrum (0,2 bis 40 m) wird besiedelt. Maximale Abundanzen mit Werten >10000 Ind./m² sind aus der Wismarbucht (KRÜGER & MEYER 1937) und der Pommernbucht (ZETTLER 2001c) bekannt. Im Greifswalder Bodden ist *C. glaucum* weitgehend überall anzutreffen. Die mittlere Dichte ist mit 100-500 Ind./m² verhältnismäßig gering (z. B. GÜNTHER 1998, SAAVEDRA PEREZ 1990). Die größten Biomassen (FM) mit über 200 g/m² wurden u. a.

auf der Rügen-Falster-Platte festgestellt (LÖWE 1963). In der Mecklenburger Bucht liegen die mittleren Dichten auf geeigneten Substraten zwischen 100 und 1000 Ind./m², die Biomassen (AFTM) zwischen 1 und 5 g/m² (ZETTLER ET AL. 2000). In den phytalreichen Küstengewässern (z. B. Salzhaff, Darß-Zingster Boddenkette und Greifswalder Bodden) sind Jugendstadien von *C. glaucum* regelmäßig in großen Dichten als Aufwuchsorganismen zu beobachten. Erst ab einer Größe von etwa 5-10 mm gehen die Tiere zur benthalen Lebensweise über.

Corbula gibba (OLIVI, 1792)

Diese maximal 1 cm große Muschel ist im Wesentlichen auf die Mecklenburger Bucht beschränkt. Sporadisch treten Fundmeldungen aus weiter östlich gelegenen Naturräumen (Rügen-Falster-Platte, Arkonasee) auf. In der Wismarbucht kommt sie am Übergang zur Mecklenburger Bucht vor. In den inneren Küstengewässern tritt diese marine und an hohe Salzgehalte angepasste Art nicht auf. Die ersten Nachweise von *C. gibba* im Untersuchungsgebiet stammen von der mecklenburgischen Küste bei Warnemünde und Niendorf (MÖBIUS, 1873, LENZ, 1875). Ein weiterer Nachweis erfolgte durch LENZ (1882) in der Travemünder Bucht. Seitdem konnte sie in allen 3 Zeitperioden (bis 1960, 1961-1990, ab 1991) regelmäßig mit wechselnder Häufigkeit nachgewiesen werden. In der Literatur sind die Angaben bis 1989 auf etwa 40 Fundmeldungen beschränkt (2,3 % Präsenz). Nach 1990 werden an ca. 8 % der Stationen *C. gibba* gemeldet. Die Tiefenverteilung schwankt zwischen 3 und 47 m, wobei die Flachwasserzonen nur im salzhaltigeren, westlichen Untersuchungsgebiet besiedelt werden können. Generell präferiert *C. gibba* die tieferen Zonen und findet ihr Optimum unter 12 m. Es werden schlickigere Sedimente bevorzugt. Die Abundanzen liegen durchschnittlich bei 100 Ind./m² können im Maximum aber auch über 600 Ind./m² erreichen (z. B. HINZE 1986, KOCK 2001). Die Biomassen (AFTM) variierten im Mittel zwischen 0,1-1 g/m². Maximale Werte wurden mit über 2,2 g/m² ermittelt (KÖHN, 1989).

Corophium volutator (PALLAS, 1766)

C. volutator wurde durch LENZ (1875) erstmals für das Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Innerhalb der Gattung *Corophium* sind 8 Arten mit wechselnder Häufigkeit und unterschiedlichen Habitat- und Salinitätspräferenzen für das Untersuchungsgebiet bekannt. *C. volutator* ist mit über 560 Fundmeldungen die häufigste Art, kann allerdings nicht für alle Naturräume als häufig bezeichnet werden. *C. volutator* ist sehr gut an Brackwasserverhältnisse angepasst und findet in den inneren Küstengewässern sein Optimum. Außerdem werden die Sandflächen der

Pommernbucht und des Greifswalder Boddens in zum Teil hohen Dichten besiedelt. In der offenen Mecklenburger Bucht ist *C. volutator* eher selten und einige Meldungen gehen mit Sicherheit auf Fehlbestimmungen zurück. Zweifelhafte Angaben wurden in der Datenbank *Corophium* sp. zugeordnet. Auf den Schlickflächen der tieferen Mecklenburger Bucht und der Rügen-Falster-Platte ist die Schwesterart *C. crassicorne* häufiger. *C. curvispinum*, ein ponto-kaspisches Faunenelement, welches Schlickröhren auf Hartsubstrat baut, ist hauptsächlich in den ausgesüßten Bereichen des Oderhaff und Warnowästuar verbreitet. Ebenfalls vorwiegend in Brackgewässern mit gewisser Eutrophie sind die Arten *C. insidiosum*, *C. lacustre* und selten auch *C. multisetosum* zu finden. Als „Irrgäste" in der Mecklenburger Bucht sind die Meldungen von *C. bonelli* und *C. arenarium* zu werten. *C. volutator* verträgt (oder benötigt) eine gewisse Trophie und ist auf schlickigen Sanden und Sanden zu finden. Auch die Mündungsbereiche der Flüsse (Oder, Warnow, Trave) gehören zum Siedlungsgebiet. Die Art baut U-förmige Röhren mit 2 bis 5 cm Tiefe. In der Pommernbucht wurden Abundanzen zwischen 500 bis 6000 Ind./m² beobachtet (z. B. KUBE 1996b).

In den Uferzonen der Küstengewässer können die Abundanzen wesentlich höhere Werte erreichen. Aus den Rügenschen Bodden sind Werte von >27000 Ind./m² (GOSSELCK & KELL 1998), dem Greifswalder Bodden >21000 Ind./m² (ENGELMANN 1964), in der Darß-Zingster Boddenkette >18000 Ind./m² (BICK ET AL. 1997) und in der Wismarbucht >35000 Ind./m² (MEIßNER & BICK 1997) bekannt. Angaben zur Populationsdynamik und Parasitierung von *C. volutator* im Untersuchungsgebiet (Wismarbucht) sind den Arbeiten von OTTO & PANOVSKY (1982) und MEIßNER & BICK (1997) zu entnehmen.

Crangon crangon (LINNAEUS, 1758)

Erste Beobachtungen von *C. crangon* wurden für das Untersuchungsgebiet von MÖBIUS (1873) und LENZ (1875) publiziert. Obwohl dieser dekapode Krebs in den meisten Naturräumen verbreitet ist, wird er mit den konventionellen Greifermethoden nur gelegentlich erfasst. In der historischen Literatur taucht er deshalb regelmäßig auf, weil die Untersuchungen meist fischereibiologisch motiviert waren und mit Dredgen durchgeführt wurden. *C. crangon* ist mit Ausnahme des ausgesüßten Oderhaff und der Darß-Zingster Boddenkette aus allen Naturräumen beschrieben. Die meisten Angaben sind jedoch qualitativer Natur (siehe oben). *C. crangon* bevorzugt die sandigen und meist küstennahen Bereiche (Mecklenburger Bucht), geht aber bei geeigneten Substraten auch in tiefere Zonen (Rügen-Falster-Platte, Arkonasee). Auch auf Schlick wird er gelegentlich gefunden, tritt jedoch dominant auf den Sandflächen auf. Die

Naturräume mit *C. crangon* geordnet nach der größten angetroffenen Abundanz: Arkonasee 3 Ind./m², Rügen-Falster-Platte 6 Ind./m², Pommernbucht 6 Ind./m², Greifswalder Bodden 10 Ind./m², Mecklenburger Bucht 40 Ind./m², Warnowästuar 40 Ind./m² und Wismarbucht mit über 270 Ind./m². HENKING (1927) untersuchte erstmals umfassend das Vorkommen und die Verbreitung der Nordseegarnele in der Ostsee. Angaben zur Populationsdynamik und zur Ernährungsbiologie von *C. crangon* in der Lübecker Bucht sind WINKLER (1994) zu entnehmen.

Cyathura carinata (KRÖYER, 1847)

Die Assel *C. carinata* zeigt ein ähnliches Verbreitungsmuster wie z. B. die Polychaeten *Streblospio dekhuyzeni* und *Manayunkia aestuarina* und ist wie diese als genuine Brackwasserart zu bezeichnen. Im Untersuchungsgebiet ist *C. carinata* in allen inneren Küstengewässern zu finden, wobei die Wismarbucht und der Greifswalder Bodden zu den am häufigsten besiedelten Gebieten zählen. *C. carinata* indiziert Sedimente, die mit organischem Material angereichert sind. Auch in Flussmündungsgebieten (z. B. Warnow) mit Nährstoffaustrag ist *C. carinata* zu finden. Im off-shore Bereich tritt *C. carinata* nur sehr selten auf, ist dann in der Regel küstennah verbreitet. In der Pommernbucht werden die küstenfernsten Standorte erreicht, was durch den brackigen und eutrophierten Wasserkörper ermöglicht wird. Die besiedelte Wassertiefe liegt zwischen der unmittelbaren Flachwasserzone und 13 m. Die ersten Nachweise für das Untersuchungsgebiet stammen aus der Wismarbucht, dem Greifswalder Bodden und dem Traveästuar (MÖBIUS 1873, LENZ 1882). Mit über 1500 Ind./m² werden die höchsten Abundanzen im Eingangsbereich der Darß-Zingster Boddenkette (LANGE ET AL. 1971), am Vierendehlgrund der Rügenschen Bodden (KOSLER 1964), in der inneren Wismarbucht (KRÜGER & MEYER 1937) und im Salzhaff (JASCHHOF 1990) erreicht. *C. carinata* sitzt tags über in vertikalen Gängen, pflanzt sich im Sommer fort und unterliegt in Abhängigkeit abiotischer und biotischer Faktoren zum Teil erheblichen Populationsschwankungen, die z. B. zwischen 0 und 1200 Ind./m² liegen können (KÖHN & SAMMOUR 1990b). Die Biomasse (AFTM) liegt in der Regel unter 1 g/m². Maximale Werte mit über 0,4 g/m² wurden von PRENA (1990), JASCHHOF (1990) und PROBST (1992) in der Wismarbucht beobachtet.

Diastylis rathkei (KRÖYER, 1841)

Dieser Krebs gehört zu den häufigsten makrozoobenthischen Vertretern im Untersuchungsgebiet. Fast 800 Fundmeldungen beziehen sich auf diese Art. Die relativ leichte Identifizierbarkeit ermöglicht auch die integrative Auswertung historischer Angaben, da Verwechslungen

weitestgehend ausgeschlossen werden können. Die beiden anderen Spezies der Cumacea im Untersuchungsgebiet sind *Eudorella truncata* und *Eudorellopsis deformis*, die jeweils nur einmal für die Mecklenburger Bucht publiziert wurden (GOSSELCK ET AL. 2001). *D. rathkei* ist eine euryhaline Art mit einem weiten Tiefen- und Sedimentspektrum. Im Untersuchungsgebiet existieren Nachweise aus 5 bis 50 m. Allerdings präferiert *D. rathkei* eher die kühleren Tiefenzonen mit schlickigen Sedimenten. Bei Sauerstoffmangel kann er aktiv ausweichen und gehört zu den ersten Neubesiedlern defaunierter Areale. *D. rathkei* weist eine ausgeprägte Nachtaktivität auf, die Tiere suchen nachts das Pelagial auf und sind gute Schwimmer (ANGER & VALENTIN 1976). Tagsüber sitzen die Krebse im Sediment und durchwühlen die Partikel nach Nahrung. Bis auf die ausgesüßten Bereiche einiger innerer Küstengewässer (Darß-Zingster Boddenkette, Rügensche Bodden, Greifswalder Bodden und Oderhaff) ist *D. rathkei* weit verbreitet. Er kann als Art des off-shore Bereichs angesehen werden, dringt aber gelegentlich auch in flachere Areale vor (s. o.). Saisonal und interannual variieren die Abundanzen stark und weisen im Sommer jeweils die höchsten Werte auf. Für die Mecklenburger Bucht sind maximale Werte von über 5000 Ind./m² z. B. in der Kadetrinne beobachtet worden (IFAÖ 1998b). Populationsdynamische Untersuchungen in der Neustädter Bucht ergaben Schwankungen zwischen 360 und 1010 Ind./m² (VALENTIN & ANGER 1977). Im Mittel werden in der Mecklenburger Bucht Dichten zwischen 100 und 500 Ind./m² festgestellt (ZETTLER ET AL. 2000). In der offenen Arkonasee variieren die Abundanzen durchschnittlich bei weniger als 100 Ind./m². Im Maximum wurden auch Werte von über 1800 Ind./m² beobachtet (ZETTLER 2001c).

Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771)

Diese ursprünglich aus dem pontokaspischen Gebiet stammende Muschel ist Anfang des 19. Jahrhunderts (wahrscheinlich in den 1830er Jahren) nach Mecklenburg über Süßwasserverbindungen (Kanäle, Flüsse) eingewandert. Erste Nachweise aus dem Brackwasser stammen von der Swinamündung (LEHMANN 1873) und aus dem Rostocker Hafen (GOETTE 1884). Die typische dreikantige Form und das zickzackförmige Muster gaben der Muschel den deutschen Namen (Dreikant- oder Zebramuschel). *D. polymorpha* kann eine Schalenlänge von 40 mm erreichen, die gefundenen Exemplare liegen meist deutlich darunter. *D. polymorpha* benötigt zum einen ein hohes Nährstoffangebot (eutrophe Gewässer) zum anderen gute Sauerstoffverhältnisse. Außerdem braucht sie zur Besiedlung (Anheftung) geeignetes Hartsubstrat und verträgt keinen hohen Sestongehalt (Verschlickungsgefahr). Im Untersuchungsgebiet ist sie nur

in den ausgesüßten Bereichen des Oderhaffs (hier mit Abstand die häufigste Art), im Warnowästuar (mit abnehmender Häufigkeit flussab Richtung Breitling) und sporadisch im Saaler Bodden (Darß-Zingster Boddenkette) und Greifswalder Bodden vertreten. *D. polymorpha*, hauptsächlich im Süßwasser vorkommend, erträgt Salzgehalte von etwa 2-5 psu. Kurze Perioden höheren Salzgehaltes können durch Schließen der Schalen überstanden werden. Die festgestellten Wassertiefen lagen zwischen 0,6 und 8 m. Im Oderhaff findet *D. polymorpha* insbesondere an den Scharrkanten optimale Bedingungen und kann Dichten von über 40000 Ind./m² erreichen (HENSEL 1994). Im Warnowästuar wurden auf Steinen und Holzpfählen Werte zwischen 20 und 2000 Ind./m² ermittelt (DARR & ZETTLER 2000).

Eteone longa (FABRICIUS, 1780)

Anfang der 1960er Jahre wurde *E. longa* für das Untersuchungsgebiet erstmals festgestellt (KOSLER 1964, SCHULZ 1966). Es ist sehr wahrscheinlich, dass dieser unscheinbare Polychaet (selten größer al 2-3 cm) bis dahin übersehen wurde. Eine Ausbreitungstendenz innerhalb der Ostsee kann allerdings nicht ausgeschlossen werden. Das Hauptverbreitungsgebiet dieses mesohaline Salzgehaltsverhältnisse ertragenden Polychaeten liegt in den Bereichen zwischen 0 und 15 m der Mecklenburger Bucht und der Rügen-Falster-Platte. Insbesondere werden die küstennahen Sandflächen und die *Mytilus*-Assoziationen besiedelt. Auch andere strukturgebende Faktoren wie Aufwuchs von Hartsubstraten und Rotalgen werden präferiert. *E. longa* ist allerdings nicht auf diesen Bereich angewiesen und dringt vor allem in der Arkonasee auch in tiefere Bereiche (Brackwassersubmergenz) vor. Hier und auch in der Lübecker Bucht wird er auf Schlickböden beobachtet. Bis auf wenige Ausnahmen ist *E. longa* in den inneren Küstengewässern östlich des Darß nicht verbreitet. Sein Vorkommen beschränkt sich auf Areale mit durchschnittlichen Salzgehalten über 7 psu. In der Regel werden Abundanzen <100 Ind./m² beobachtet. Gelegentlich werden auch höhere Werte, insbesondere auf den *Mytilus*-Bänken mit vielen Versteckmöglichkeiten und großem Nahrungsangebot für diesen räuberischen Polychaeten, festgestellt. Abundanzen von über 400 Ind./m² sind allerdings selten und stellen eher Ausnahmen dar (KÖHN 1989, PRENA 1987). Die Biomasse (AFTM) variiert im Untersuchungsgebiet zwischen 0,01 und 0,4 g/m². Die verwandten Schwesterarten *E. barbata* und *E. flava* sind wesentlich seltener anzutreffen. Bedingt durch ihre höheren Salzgehaltsansprüche treten sie nur gelegentlich als „Irrgäste" in der Mecklenburger Bucht auf.

Gammarus oceanicus SEGERSTRALE, 1947

Innerhalb der Gattung *Gammarus* ist es auf Grund taxonomischer Erkenntnisse schwer, die historischen Daten zuzuordnen. In der Regel wurden bis Anfang der 1960er Jahre alle Gammariden der Art *G. locusta* zugeschrieben, die sich jedoch später als eine der seltensten Arten herausstellte. Deshalb wurden die meisten historischen Daten als *Gammarus* sp. in die Datenbank aufgenommen. Es ist wahrscheinlich, dass viele dieser *Gammarus*-Funde *G. oceanicus* zugeschrieben werden können. Erste gesicherte Nachweise von *G. oceanicus* stammen vom Anfang der 1960er Jahre aus dem Greifswalder Bodden und den Rügenschen Bodden (GÜNTHER 1961, KOSLER 1962). Auch wenn *G. oceanicus* weniger häufig ist als die Schwesterart *G. salinus*, ist er in fast allen Naturräumen verbreitet. Es sind über 350 Fundmeldungen bekannt. Wichtigste Voraussetzung für das Vorhandensein von *G. oceanicus* (und auch der anderen *Gammarus*-Arten) sind strukturgebende Elemente auf dem Substrat. Insbesondere Steinfelder, *Mytilus*-Bänke, Phytal, künstliche Hartsubstrate und Schillzonen werden durch *G. oceanicus* besiedelt. Auf reinen Schlick- und Sandflächen ohne epibenthische Strukturen ist die Art nicht zu finden. Bei Verfügbarkeit geeigneter Biotope werden im Untersuchungsgebiet Wassertiefen von 0 bis 32 m besiedelt. Obwohl aus der Literatur untere Salzgehaltswerte von 2,5 psu bekannt sind (KÖHN & GOSSELCK 1989), sind Vorkommen in entsprechenden Arealen im Untersuchungsgebiet nicht bekannt. Aus dem Saaler Bodden und dem Oderhaff sind z. B. keine Funde beschrieben. Als epibenthische und sehr vagile Art ist *G. oceanicus* nur schwer zu quantifizieren. Viele Nachweise sind qualitativ. In küstennahen Arealen mit Wassertiefen unter 10 m können die Abundanzen durchaus über 1000 Ind./m² liegen (PRENA 1987, STROHBACH 1998, STROGIES 1983, ZETTLER 1999a).

Gammarus salinus SPOONER, 1947

Mit fast 600 Daten ist *G. salinus* die am häufigsten nachgewiesene *Gammarus*-Art im Untersuchungsgebiet. Im Gegensatz zu *G. oceanicus* zeigt *G. salinus* eine noch weiterreichende Verbreitung und ist in allen Naturräumen vertreten. Der Name suggeriert zwar einen höheren Salzgehaltsanspruch, der sich aber in der Verbreitung nicht unbedingt widerspiegelt. Es werden auch ausgesüßte Areale (z. B. Oderhaff, Warnowästuar) besiedelt. *G. zaddachi* und *G. duebeni* können allerdings noch weiter in limnische Areale vordringen (KÖHN & GOSSELCK 1989). Die Substratbindung ist ähnlich der anderer Gammariden, regelmäßig treten Vergesellschaftungen mit *G. zaddachi* und *G. oceanicus* auf (z. B. ZETTLER 1999a). Wichtig sind strukturierte Elemente, die Versteck- und Anhaftungsmöglichkeiten für die Gammariden bil-

den. Begründet durch den Zuwachs an taxonomischen Erkenntnissen, treten erst Anfang der 1960er Jahre Nachweise von *G. salinus* im Untersuchungsgebiet auf (siehe auch *G. oceanicus* und *G. zaddachi*). Mit Sicherheit wurde diese häufige Art auch früher schon festgestellt. So gaben z. B. ARNOLD & LENZ (1873), MÖBIUS (1873) und BRAUN (1888) *G. locusta* für eine Reihe von Fundorten entlang der Küste an. Leider kann aus heutiger Sicht keine artspezifische Zuordnung erfolgen, weshalb diese Daten als *Gammarus* sp. in die Datenbank aufgenommen wurden. Die Quantifizierbarkeit dieser epibenthischen und sehr vagilen Art ist analog zu den anderen *Gammarus*-Arten sehr schwierig. Abundanzangaben sind auf Grund des 3-dimensionalen Lebensraumes von Gammariden (Phytal, Hartsubstrate) und der komplizierten Beprobung (z. B. Steinfelder) nur bedingt vergleichbar. Die Werte unterliegen enormen Schwankungen, die oft methodisch bedingt sind. Bei optimalen Biotopbedingungen können die Abundanzen Werte von über 1000 Ind./m² erreichen (LANGE ET AL. 1971, STROGIES 1983, PRENA 1987, KÖHN 1989, WEBER 1990, STROHBACH 1998, GÜNTHER 1998). In der Regel werden jedoch deutlich geringere Abundanzen beobachtet. Auf den ausgedehnten Sandflächen der Rügen-Falster-Platte und der Pommernbucht bilden oft nur die unregelmäßig verteilten *Mytilus*-Aggregate Lebensräume für die Gammariden und bedingen so auch ihre Verteilung bzw. Häufigkeit.

Gammarus tigrinus SEXTON, 1939

Anfang der 1990er Jahre wurde dieser ursprünglich in Nordamerika beheimatete Gammaride im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. RUDOLPH (1994) stellte im Jahre 1992 im Achterwasser und Peenestrom erstmals dieses Neozoon fest. Die Art wurde 1993 im Greifswalder Bodden (GÜNTHER 1998) und bereits 1994 auch in der Darß-Zingster Boddenkette (ZETTLER 1995a) beobachtet. Später publizierte GRUSZKA (1999), dass *G. tigrinus* im gesamten Oderhaff auftauchte. *G. tigrinus* hat seitdem sehr erfolgreich sämtliche Küstengewässer des Untersuchungsgebietes besiedelt und dringt auch in viele limnische Systeme (v. a. Flüsse und Kanäle) ein (ZETTLER 1998b). Insbesondere die brackwasserbeeinflussten Küstengewässer (z. B. Darß-Zingster Boddenkette, Unterwarnow, Greifswalder Bodden, Oderhaff) sind bevorzugte Siedlungsgebiete dieses Amphipoden. *G. tigrinus* ist auf die Küstengewässer beschränkt und geht nicht in off-shore Bereiche. Fundmeldungen aus küstenfernen Gebieten beruhen in der Regel auf Falschbestimmungen. Im Bereich von Flussmündungen (Warnow, Oder) sind Verdriftungen allerdings denkbar. *G. tigrinus* ist oft im ufernahen Bereich unter Steinen oder im Phytal (z. B. *Potamogeton*, *Chara*) zu finden. Auch Holzbruch und Schilf wird besiedelt. Im

Oderhaff ist die Art u. a. mit den *Dreissena*-Bänken assoziiert. Offene Sand- und Schlickflächen werden gemieden. Auch im Aufwuchs von Hartsubstraten findet die Art geeigneten Lebensraum. Die Abundanzen schwanken ähnlich denen anderer Gammariden in Abhängigkeit vom Substrattyp. Angegebene Werte sind zudem von den verwendeten Beprobungsmethoden beeinflusst. Maximale Werte sind aus dem Oderhaff mit über 2400 Ind./m² (GÜNTHER 1998) und aus dem Warnowästuar mit ca. 1000 ind./m² (ZETTLER 1995) bekannt.

Gammarus zaddachi SEXTON, 1912

Diese *Gammarus*-Art wurde als erste von den anderen Gammariden unterschieden. Daher stammen die Erstnachweise von *G. zaddachi* für das Untersuchungsgebiet bereits aus den 1920er und 1930er Jahren (JAECKEL 1936, KRÜGER & MEYER 1937). In den 1950er Jahren folgten Beobachtungen aus dem Greifswalder Bodden (BOETTGER 1950, DAMISCH 1956, WOHLRAB 1959). *G. zaddachi* ist in allen Naturräumen verbreitet, zeigt aber deutlich höhere Präsenz in den inneren Küstengewässern (Wismarbucht, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette). Er kann eine Salzgehaltsspanne von 2 bis 30 psu tolerieren und ist in der gesamten Ostsee verbreitet (KÖHN & GOSSELCK 1989). Die Tiefenverbreitung ist abhängig von geeigneten Substraten, die wie bei den anderen Gammariden hauptsächlich aus strukturgebenden Elementen bestehen. *G. zaddachi* ist von der unmittelbaren Uferzone (hier hauptsächlich unter Steinen und im Phytal) bis zu 32 m Tiefe gefunden worden. Auf den Sandflächen besiedelt er ähnlich anderer *Gammarus*-Arten die *Mytilus*-Klumpen. *Mytilus*-Bänke und Steinfelder gehören ebenfalls zum Lebensraum dieser Art. *G. zaddachi* wird regelmäßig vergesellschaftet mit *G. oceanicus* und *G. salinus* angetroffen. In den Küstengewässern konkurriert er mit *G. tigrinus*, im Oderhaff auch mit *Pontogammarus robustoides*, um geeignete Siedlungsräume. Im ufernahen Bereich der offenen Küsten wird er auch mit *G. duebeni* zusammen beobachtet. Letzterer kann auch in Extrembiotopen (z. B. Ufertümpel) festgestellt werden und steigt in Fließgewässern auch in limnische Bereiche auf. *G. zaddachi* wird auf Grund seiner epibenthischen und vagilen Lebensweise durch Bodengreifer nicht regelmäßig erfasst. Der Einsatz von Dredgen ermöglich eine bessere Aussage zur Verbreitung, ist jedoch in der Regel nicht quantifizierbar. Maximale Abundanzen mit über 5000 Ind./m² wurden z. B. vor Dameshöved (Mecklenburger Bucht) durch STROHBACH (1998) publiziert. Durchschnittlich liegen die Werte jedoch weit unter 1000 Ind./m² und rangieren zwischen 1 bis 100 Ind./m².

Gastrosaccus spinifer (GOES, 1864)

G. spinifer ist im Litoral auf sandigen Böden bis etwa zum Darß eine häufige Art. Nach Osten hin wird die Schwebgarnele seltener, ist auf der Rügen-Falster-Platte noch regelmäßig und in der Arkonasee nur noch sporadisch zu finden. Aus der Pommernbucht ist nur ein Fund aus der Saßnitzrinne bekannt. In den inneren Küstengewässern ist *G. spinifer* in der Regel nicht zu finden, allerdings werden die Bereiche mit Salzgehalten >10 psu (z. B. Wismarbucht, Warnowästuar) ebenfalls besiedelt. Als einziger Vertreter der Mysidacea im Untersuchungsgebiet hat *G. spinifer* eine relativ bodengebundene Lebensweise und wühlt sich im Sand ein. STEIN ET AL. (1990) publizierten Erstfunde von *G. spinifer* in der Mecklenburger Bucht aus dem Jahre 1904. HERTLING (1928) wies die Art als Fischnahrung u. a. aus der Lübecker Bucht und vom Plantagenetgrund nach. Bei umfangreichen Makrozoobenthosuntersuchungen in der Mecklenburger Bucht wurde *G. spinifer* regelmäßig in fast allen Wassertiefen angetroffen. Der Schwerpunkt der Verbreitung lag jedoch auf den sandigen und sandig-schlickigen Sedimenten in Wassertiefen zwischen 5 und 15 m. Über *G. spinifer* ist für das Untersuchungsgebiet in der Literatur wenig zu finden. In den meisten älteren Arbeiten wird die Art nicht erwähnt. SCHULZ (1969b) fand die Garnele auf „allen Sedimenten", konnte sie jedoch mit dem Greifer nicht quantifizieren. KÖHN (1989) stellte vor Kühlungsborn in Wassertiefen um 14 m mit über 1000 Ind./m² ihr Abundanzmaximum fest. In der Kadetrinne sind Abundanzen zwischen 100 und 500 Ind./m² durch die Studie des IFAÖ (1998b) bekannt geworden. Die meisten Abundanzangaben variieren zwischen 3 und 100 Ind./m². Mit den Arbeiten von KÖHN (1992) und VÄLIPAKKA (1992) liegen Untersuchungen zur Verbreitung, Lebensstrategie, Reproduktionsbiologie und Populationsdynamik von *G. spinifer* aus dem Untersuchungsgebiet vor. Demnach findet z. B. die Fortpflanzung 2-3 mal im Jahr (Mai bis Oktober) statt.

Halicryptus spinulosus VON SIEBOLD, 1849

LENZ (1875), MÖBIUS (1873) und BRAUN (1888) gehörten zu den Ersten, die *H. spinulosus* im Untersuchungsgebiet nachgewiesen haben. THULIN (1922) hat erstmals quantitative Angaben für diesen Priapuliden aus der Arkonasee publiziert. Die Abundanzen variierten zwischen 17 und 43 Ind./m² und die Biomasse (FM) zwischen 0,07 und 1,3 g/m². Wenig später fand HERTLING (1928) ebenfalls für die Arkonasee *H. spinulosus* in Dichten um 60 Ind./m² (max. 126 Ind./m²). Insbesondere für die Arkonasee liegen eine Reihe von historischen Angaben vor (z. B. HAGMEIER 1926, DEMEL & MANKOWSKI 1951, LÖWE 1963). Für die Mecklenburger Bucht sind v. a. die Publikationen von SCHULZ (1966, 1969a) aus heutiger Sicht als Referenz

sehr wertvoll. *H. spinulosus* gehört zu den Arten, die Sauerstoffmangelsituationen mit am besten tolerieren können und als Räuber gelegentlich auch davon profitieren, indem sie aus dem Sediment „flüchtende" bzw. geschwächte Organismen ergreifen. Als Wühler präferiert die Art hauptsächlich die Weichböden mit hohem organischem Anteil. Auf den Schlickflächen der Sedimentationsbecken (Mecklenburger Bucht und Arkonasee) ist er weit verbreitet. Er wird daher hauptsächlich in Tiefen >10 m angetroffen, kann aber durchaus auch in flachere Areale vordringen. Die durchschnittliche Abundanz liegt zwischen 2 und 40 Ind./m². Nach den Sauerstoffmangelperioden Anfang der 1980er Jahre wurden mit über 200 Ind./m² extrem hohe Abundanzen beobachtet (z. B. DOERSCHEL 1984). Die Biomasse (AFTM) erreicht selten Werte über 1 g/m². Maximal wurden Biomassen von 1,6 g/m² in der Wismarbucht festgestellt (PRENA 1987).

Harmothoe imbricata (LINNAEUS, 1767)

Die Verbreitungsgrenze für *H. imbricata* in der Ostsee liegt im Wesentlichen in der Mecklenburger Bucht. Einzelne Funde sind jedoch auch von der Rügen-Falster-Platte (IFAÖ 1998a, b, 1999, WASMUND ET AL. 1998, 1999, 2000) und aus der Arkonasee (ARLT & KRAUSE 1997) bekannt. In die inneren Küstengewässer dringt die Art nur gelegentlich ein (Wismarbucht, Warnowästuar). Im Gegensatz zu der Schwesterart *Bylgides sarsi* (siehe auch dort) ist *H. imbricata* auf salzreiche Wasserkörper angewiesen (vermutlich >10 psu). Drei weitere im Gebiet vorkommende Polynoidae (*H. glabra, Gattyana cirrosa, Lepidonotus squamatus*) sind wesentlich seltener und nur an Einzelstationen nachgewiesen worden. Einzig *H. impar* erlangt noch eine gewisse Bedeutung, findet aber ebenfalls in der Mecklenburger Bucht seine Verbreitungsgrenze. Die Auswertung der historischen Literaturangaben erweist sich als problematisch, da unter dem Synonym *Polynoe cirrata* mehrere Polyoniden der Ostsee zusammengefasst wurden (BICK & GOSSELCK 1985). Diese Angaben wurden als *Harmothoe* sp. in die Datenbank aufgenommen, worin sicher auch Angaben von *Bylgides sarsi* enthalten sind. Der erste und vermutlich richtig bestimmte Nachweis von *H. imbricata* stammt von der Westküste von Hiddensee (SEIFERT 1933). Die Art ist aus Wassertiefen zwischen 2,5 und 30 m gemeldet. Es werden in der Regel Bindungen an strukturierte Substrate festgestellt. V. a. Rotalgen und *Mytilus*-Bänke sind bevorzugte Lebensräume. Als epibenthisch und karnivor lebender Polychaet ist *H. imbricata* ein relativ guter Schwimmer. Der Nachweis gelingt oftmals eher zufällig und nur semiquantitativ. Die Abundanzen schwanken zwischen wenigen Einzelindividuen bis zu über 400 Ind./m². KÖHN (1989) wies vor Kühlungsborn in 14 m Tiefe maximale

Dichten von 440 Ind./m² nach. Im Mittel liegen die Werte zwischen 3 und 50 Ind./m² und die Biomassen (AFTM) <0,1 g/m².

Hediste diversicolor (O.F. MÜLLER, 1776)

Mit über 1100 Einzelnachweisen gehört *H. diversicolor* zu den am häufigsten nachgewiesenen makrozoobenthischen Arten im Untersuchungsgebiet. Der Nereide kommt in allen Naturräumen vor. Diese Häufigkeit darf allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass *H. diversicolor* nicht in allen Naturräumen gleichermaßen erfolgreich siedelt. Insbesondere die brackigen Küstengewässer und die weiter östlich gelegene und damit salzärmere Pommernbucht gehören zum Refugium dieser Art. Im off-shore Bereich der Mecklenburger Bucht wird *H. diversicolor* durch andere Arten verdrängt und ist eher selten. *H. diversicolor* findet auf Grund seiner Euryökie eine weitreichende Verbreitung innerhalb der Ostsee und kommt bis zum Bottnischen und Finnischen Meerbusen vor. Adulte Tiere können Salzgehalte <1 psu ertragen und dringen auch in Flussmündungen ein. Die Reproduktion ist bei >5 psu gewährleistet (BICK & GOSSELCK 1985). *H. diversicolor* baut bis zu 15 cm tiefe Röhren, die in den oberen Zentimetern baumartig verzweigt sind (ZETTLER ET AL. 1994). Er weist vielfältige Ernährungsweisen auf. Als Räuber kann er großen Einfluss auf andere Biota haben (z. B. BICK & ARLT 1993). Als Substrat- und Suspensionsfresser trägt er wesentlich zum Stoffumsatz im Sediment und zur Kopplung Sediment/Wassersäule bei. Für eine Reihe von Vertebraten stellt *H. diversicolor* eine wichtige Nahrungsquelle dar (ARNDT & NEHLS 1964, DIERSCHKE ET AL. 1999a, b, HERTLING 1928). *H. diversicolor* ist hauptsächlich küstennah und in lenitischen Zonen mit leichter organischer Anreicherung im Sediment verbreitet. Funde an küstenfernen Stationen sind ebenfalls möglich. Hier erreicht er jedoch nicht so große Dichten. Auf Windwatten und in geschützten Zonen der inneren Küstengewässer werden die höchsten Abundanzen und Biomassen beobachtet. Abundanzen über 5000 Ind./m² (maximal 18000 Ind./m²) und Biomassen (AFTM) über 5 g/m² (maximal 23 g/m²) sind aus den Flachwasserzonen (<0,5 m Tiefe) der Wismarbucht, Darß-Zingster Boddenkette, dem Warnowästuar und Greifswalder Bodden bekannt (ARLT 1970, SAMMOUR 1989, JASCHHOF 1990, BICK & ARLT 1992, KUBE 1992, ZETTLER 1993, MEIßNER & BICK 1997, ZETTLER 1999a).

Heteromastus filiformis (CLAPAREDE, 1864)

Erst seit den 1960er Jahren scheint sich dieser Polychaet in der Ostsee auszubreiten. Anfangs nur aus der Kieler Bucht gemeldet, trat die Art schon bald ihren „Siegeszug" in weiter östlich

gelegene Areale an. 1964 wurden bereits Nachweise im Arkonabecken registriert (BICK & GOSSELCK 1985). Erste publizierte Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet stammen aus den 1980er Jahren aus den Naturräumen Mecklenburger Bucht, Wismarbucht und Arkonasee (BICK 1983, GOSSELCK & GEORGI 1984, BICK 1985a). Heute ist er mit abnehmender Häufigkeit von West nach Ost bis zur Pommernbucht zu finden. In die Küstengewässer dringt er nur bei ausreichendem Salzgehalt (>5 psu?) ein, weshalb er im Oderhaff und in der Darß-Zingster Boddenkette praktisch nicht vorkommt. Ebenso verhält es sich mit der Tiefenverteilung. Während er im Westen durchaus im Eulitoral zu finden ist, sind in den östlichen Naturräumen nur Nachweise aus größeren Tiefen bekannt. In der Arkonasee sind Vorkommen mit Wassertiefen von 50 m keine Seltenheit. *H. filiformis* besiedelt vorwiegend Weichböden und sandige Schlicke. Seltener ist er auf reinen Sanden oder Kiesen anzutreffen. Auf Grund der Bevorzugung organisch angereicherter Sedimente wird er als Indikator für verschmutzte Gewässer angesehen. *H. filiformis* lebt in unregelmäßig verzweigten Gängen im Endopelos. Die Eindringtiefe im Sediment kann bis zu 20 cm betragen, die Gänge erhalten durch Schleimwandungen eine gewisse Festigkeit. Große Stetigkeiten und v. a. große Abundanzen indizieren eine gewisse organische Anreicherung im Sediment (s. o.). Von den über 730 Nachweisen stammen über 420 aus der Mecklenburger Bucht. Die durchschnittliche Dichte beträgt 50-200 Ind./m². Maximale Werte sind mit über 1000 Ind./m² aus dem Fehmarnbelt und der zentralen Mecklenburger Bucht angegeben (MEUSEL 1999). Die höchsten Abundanzen von *H. filiformis* sind aus der eutrophierten Wismarbucht bekannt. Über 250 Nachweise stammen aus diesem Naturraum. Die Abundanzen liegen oft bei einigen 1000 Ind./m². Mit über 6000 Ind./m² wurden hier die maximalen Werte für diese Art beobachtet (PRENA 1987). Die Biomassen (AFTM) können dann Werte von über 15 g/m² erreichen. Aus dem Salzhaff meldete JASCHHOF (1990) maximale *Heteromastus*-Biomassen von 33,9 g/m².

Hydrobia ulvae (PENNANT, 1777)

Innerhalb der Gattung *Hydrobia* (Wattschnecken) sind für das Untersuchungsgebiet 3 Arten bekannt. Eine sichere Artabgrenzung ist allein durch anatomische Merkmale (Penisform, Tentakel- und Rüsselpigmentierung) möglich. Allerdings lässt sich *H. ulvae* aufgrund der abgeflachten Windungen und der Präferenz für lotische und off-shore Bereiche von den beiden anderen Arten relativ gut abgrenzen. *H. neglecta* ist mit Abstand die seltenste von den drei *Hydrobia*-Arten. Gesicherte Nachweise sind bisher hauptsächlich aus der Wismarbucht bekannt (JAGNOW & GOSSELCK 1987, BICK & ZETTLER 1994). Funde aus der Mecklenburger

Bucht (KÖHN 1989), dem Greifswalder Bodden (MEßNER 1986, JÖNSSON ET AL. 1998) und der Darß-Zingster Boddenkette (GOSSELCK ET AL. 1999) bedürfen u. E. der Überprüfung. *H. ulvae* gehört zu den Makrozoobenthos-Vertretern die am häufigsten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurden. Ca. 1000 Daten liegen insgesamt vor. Die Erstnachweise stammen von LENZ (1875), ARNOLD & LENZ (1873) und MÖBIUS (1873), die *H. ulvae* schon von mehreren Fundorten angaben. Im Gegensatz zu ihrer Schwesterart *H. ventrosa* (siehe dort) bevorzugt sie die offenen Areale und ist v. a. im off-shore Bereich eine häufige Art. Insbesondere auf den Sandflächen und in den Miesmuschelfeldern erreicht sie hohe Abundanzen. Einzelexemplare sind jedoch auf allen Sedimenten und in allen Wassertiefen zu finden. *H. ulvae* kommt in allen Naturraumeinheiten vor. In den inneren Küstengewässern tritt sie jedoch bezüglich der Häufigkeit hinter *H. ventrosa* zurück. Auf geeigneten Substraten kann *H. ulvae* Abundanzen von über 10000 Ind./m² erreichen. Maximale Werte liegen zwischen 30000 und 50000 Ind./m² (KÖHN 1989, KUBE 1992, ARLT & KRAUSE 1997, GOSSELCK & KELL 1998, GOSSELCK ET AL 1999). Die Biomasse (AFTM) liegt in der Regel zwischen 0,1 und 1 g/m², kann aber auch über 5 maximal bei 9,5 g/m² liegen (z. B. JASCHHOF 1990).

Hydrobia ventrosa (MONTAGU, 1803)

H. ventrosa ist bis auf wenige Ausnahmen nur in den inneren Küstengewässern verbreitet. Ob es sich bei den wenigen Ausnahmen um richtige Determinationen handelt, muss möglicherweise angezweifelt werden. Die Schwierigkeiten bei der Identifikation der *Hydrobia*-Arten sind schon bei *H. ulvae* erwähnt worden. Die sicherste Bestimmung erfolgt mit Hilfe der Anatomie und der Pigmentierung spezifischer Körperteile. Schalenmorphologisch lässt sich *H. ventrosa* von den anderen Hydrobiiden (*H. ulvae*, *H. neglecta*, *Potamopyrgus antipodarum*) ebenfalls gut abtrennen. Die Windungen sind gewölbt und die Nähte relativ tief eingesenkt. Weiterhin unterscheidet sie sich durch die Schalenfärbung von *P. antipodarum*. Dennoch kommt es immer wieder zu Fehlbestimmungen in der Literatur. Küstenferne Standorte können aus eigenen Erfahrungen in der Regel ausgeschlossen werden. Die Erstnachweise stammen aus den Rügenschen Bodden (Breeger, Großer und Kleiner Jasmunder Bodden) (FRIEDEL 1869). Wenige Jahre später kamen Fundmeldungen aus dem Travemünder Hafen (LENZ 1875) und aus dem Breitling in Rostock (Warnowästuar) (STEUSLOFF 1909b) hinzu. In den inneren Küstengewässern und hier insbesondere auf den organisch angereicherten Sedimenten findet *H. ventrosa* ihr Optimum (BICK & ZETTLER 1994). Auch im Phytal (z. B. *Potamogeton*, *Ruppia*) ist sie zu finden. In der Regel ist *H. ventrosa* auf die Flachwasserzone (0-

10 m) beschränkt. Bei geeigneten Umweltbedingungen sind Abundanzen im Bereich zwischen 10000 und 150000 Ind./m² beobachtet worden (KOSLER 1964, BICK & ZETTLER 1994, GOSSELCK ET AL. 1999, PROBST ET AL. 2000). Die höchsten Werte wurden in der Wismarbucht, dem Greifswalder Bodden und den Rügenschen Bodden festgestellt. Die Biomassen (AFTM) liegen zwischen 0,5 und 1 g/m² (maximal 2,3 g/m²). Studien zur Lebensstrategie und zur Populationsdynamik von *H. ventrosa* aus dem Untersuchungsgebiet sind von BICK & ZETTLER (1994) und PROBST ET AL. (2000) publiziert worden. Informationen zum Einfluss der Parasitierung und genetische Untersuchungen liegen u. a. mit den Arbeiten von PROBST & KUBE (1999) und WILKE & DAVIS (2000) vor.

Idotea balthica (PALLAS, 1772)

Innerhalb der Gattung *Idotea* sind aus dem Untersuchungsgebiet 3 Arten bekannt. Die seltenste Art ist *I. granulosa*, die gelegentlich von exponierten Küsten gemeldet wurde (z. B. OERTZEN 1968, STROGIES 1983, MEßNER 1986, ZANDER ET AL. 2000, ZETTLER ET AL. 2000). Ähnlich wie im Fall *H. ulvae* und *H. ventrosa* ist *I. balthica* v. a. an den Außenküsten zu finden während *I. chelipes* hauptsächlich in den inneren Küstengewässern verbreitet ist. *I. balthica* ist entlang des untersuchten Ostseeabschnittes in fast allen Naturräumen festgestellt worden, erlangt jedoch vornehmlich in strukturierten Substraten der Außenküste Bedeutung. Sie stellt höhere Salzgehaltsansprüche als ihre Schwesterart *I. chelipes*. In den Küstengewässern sind regelmäßig beide Arten vergesellschaftet anzutreffen, wobei dort aber *I. chelipes* dominant auftritt. *I. balthica* besiedelt häufig die Phytal-Zone und ist im unmittelbaren Flachwasser auf Grünalgen, *Fucus* und *Zostera* zu finden. In tieferen Bereichen werden auch Rotalgen, *Mytilus*-Bänke und Steinfelder als Lebensraum akzeptiert. Die Art meidet homogene Schlick- und Sandflächen. Als epibenthische Assel passt sie sich den äußeren Umweltbedingungen mit ihrer enormen Farbvariabilität sehr gut an. Ca. 400 Einzelnachweise liegen von *I. balthica* aus dem Untersuchungsgebiet vor. Am häufigsten wurde sie aus der Mecklenburger Bucht und Wismarbucht gemeldet. Sie ist aber auch weiter östlich zu finden und dringt bis zum Finnischen und Bottnischen Meerbusen in die Ostsee ein. Meist liegen qualitative Nachweise von *I. balthica* vor. Nur etwa 50 % der Angaben sind mit Informationen zur Häufigkeit der Art im Gebiet verbunden. Im Durchschnitt liegt die Dichte zwischen 10 und 200 Ind./m², kann in Ausnahmefällen jedoch auch über 1000 Ind./m² betragen (z. B. Salzhaff, WEBER 1990). Untersuchungen zur Wechselwirkung von Umweltparametern mit Stoffwechselbiologie bzw. Reproduktion sind von BULNHEIM (1974) mit Tieren aus der Lübecker Bucht durch-

geführt worden. Parasitologische Studien an *I. balthica* und *I. chelipes* aus der Wismarbucht stammen von KUNDE (1969).

Idotea chelipes (PALLAS, 1766)

In den inneren Küstengewässern ist *I. chelipes* ein konstantes Faunenelement. Als genuine, euryhaline Brackwasserart ist diese Assel hervorragend an die Bedingungen in den Küstengewässern angepasst. Bevorzugt werden Phytal-Bestände besiedelt, auch andere Strukturen (Torf, Totholz, künstliche Hartsubstrate) werden angenommen. Nachweise von der Außenküste sind sehr selten und müssen auch hinterfragt werden. In der Regel sind an den Außenküsten die nahe verwandten Arten *I. balthica* und *I. granulosa* zu finden (siehe oben). *I. chelipes* kann in Anpassung an den Lebensraum ihr Farbmuster verändern. Von den fast 400 Nachweisen insgesamt stammen die meisten aus der Wismarbucht und dem Greifswalder Bodden. Auch in der Darß-Zingster Boddenkette und in den Rügenschen Bodden ist die Art weit verbreitet. *I. chelipes* ist eine typische Flachwasserart. Über 90 % der Funde liegen in Tiefen <10 m, davon die Meisten <5 m. Strukturlose Sand- und Schlickflächen werden gemieden. Es werden Salzgehalte <5 psu ertragen, die Hauptvorkommen liegen jedoch im Bereich zwischen 5 und 15 psu. 405 der Nachweise sind qualitativ, was durch die epibenthische bzw. ans Phytal gebundene Lebensweise begründet ist. Die quantitativen Angaben schwanken stark und liegen zwischen 10 und 1000 Ind./m². Maximale Werte aus den einzelnen Naturräumen sind: Wismarbucht mit 79000 Ind./m² (WEBER 1990), Warnowästuar mit 1000 Ind./m² (ZETTLER 1999a), Darß-Zingster Boddenkette mit 3150 Ind./m² (DIETZSCH 1975) und Greifswalder Bodden mit 3420 Ind./m² (ENGELMANN 1964). Aus den anderen Küstengewässern liegen nur Einzelmeldungen vor, wobei hier vergleichbare Studien weitestgehend fehlen. Die größten Biomassen mit 3 bis 14 g/m² (AFTM) wurden bei Untersuchungen zur Phytal-Besiedlung von WEBER (1990) im Salzhaff nachgewiesen.

Jaera albifrons LEACH, 1814

In der Ostsee kommen drei Unterarten vor (ENGHARD 1963, KÖHN & GOSSELCK 1989). Es werden *J. albifrons syei* BOCQUET, 1950, *J. albifrons ischiosetosa* FORSMAN, 1949 und *J. albifrons praehirsuta* FORSMAN, 1949 unterschieden. Da Kreuzungen zwischen diesen Unterarten auftreten können (KÖHN & GOSSELCK 1989) und in der Literatur selten zwischen ihnen unterschieden wird, werden diese in der vorliegenden Datenbank zusammengefasst. *J. albifrons* wurde bereits durch MÖBIUS (1873) und LENZ (1875) für das Untersuchungsgebiet

beschrieben und kommt in allen Naturräumen vor, wurde jedoch aus dem Oderhaff nur einmal durch GRUNER (1965) erwähnt. Alle anderen Areale werden durch die Assel in unterschiedlicher Häufigkeit besiedelt. Wie viele andere Crustacea zeigt auch *J. albifrons* eine strenge Bindung an strukturierte Habitate. Es werden hauptsächlich Phytalbestände, im Flachwasser z. B. Grünalgen, *Fucus*, *Zostera*, *Potamogeton* und in tieferen Zonen Rotalgen, als Lebensraum angenommen. Auch auf *Mytilus*-Bänken und Steinfeldern ist *J. albifrons* zu finden. Bedingt durch die Verteilung geeigneter Substrate, ist die Art hauptsächlich küstennah und in den inneren Küstengewässern verbreitet. Im off-shore Bereich gehören beispielsweise die *Mytilus*-Aggregate auf den Sandflächen der Pommernbucht und die Glazialgeschiebefelder auf dem Adlergrund zum Lebensraum. *J. albifrons* ist eine marine, euryhaline Assel und ist in der gesamten Ostsee häufig. Sie verfügt über ein großes Anpassungsvermögen und eine enorme Farbvariabilität mit der sie sich an die verschiedenen Substrate anpasst. Ein Großteil der über 450 Funde ist qualitativer Natur und durch Dredgen, Aufsammlungen oder als Fischnahrung nachgewiesen worden. Je nach Verfügbarkeit günstiger Substrate kann die Dichte stark variieren. Im Durchschnitt werden Abundanzen zwischen 100 und 500 Ind./m² beobachtet. Bei optimalen Lebensbedingungen können die Werte auch über 10000 Ind./m² (WEBER 1990) und in Einzelfällen auch über 40000 Ind./m² steigen (STROGIES 1983). Die Biomassen (AFTM) sind in der Regel eher niedrig und liegen meist unter 0,2 g/m² (max. 0,5 g/m²).

Lagis koreni MALMGREN, 1865

L. koreni wurde von MÖBIUS (1873) und LENZ (1875) als *Pectinaria belgica* Pallas, 1766 für die Mecklenburger Bucht beschrieben. Bei den Tieren lag vermutlich eine Fehlbestimmung vor. Es dürfte sich eher um *L. koreni* gehandelt haben (siehe BICK & GOSSELCK 1985). Später wurde der Polychaet bei MICHAELSEN (1897) erwähnt und tauchte dann fast 70 Jahre in den Fundlisten nicht mehr auf. Erst eine Studie von SCHULZ (1966) zeigte eine weitreichende Verbreitung in der Mecklenburger Bucht auf. Der Köcherwurm ist im Untersuchungsgebiet hauptsächlich auf die Mecklenburger Bucht beschränkt und findet seine Ostsee-Arealgrenze in der Arkonasee. Nur wenige Nachweise liegen auf der Rügen-Falster Platte, hier speziell nur in der auslaufenden Kadetrinne, und in der Arkonasee. *L. koreni* ist ein Bewohner von Mischsedimenten (schlickige Feinsande, sandige Schlicke). Aus den Sandkörnchen baut er seine Röhre und steckt mit dieser „kopfüber" im Substrat, welches er selektiv aufnimmt. Als marine Art ist er auf höhere Salzgehalte angewiesen und deshalb im Untersuchungsgebiet mit weni-

gen Ausnahmen erst ab Wassertiefen >15 m zu finden. Die Besiedlung von *L. koreni* in der Mecklenburger Bucht war im Vergleich der Untersuchungen von SCHULZ (1966, 1969a) und von ZETTLER ET AL. (2000) bezüglich der Wassertiefe, der Sedimentcharakteristik und der Hauptverbreitung sehr ähnlich. Die Art bevorzugte schlickige Sande, kam aber auch noch auf Schlickböden mit sehr geringem Sandanteil vor. Die Abundanzen rangieren in der Regel zwischen 10 und 200 Ind./m². Nur selten werden Dichten >400 Ind./m² beobachtet. Im Fehmarnbelt liegen anscheinend optimale Bedingungen für die Art vor, denn hier werden regelmäßig hohe Werte festgestellt (MEUSEL 1999, KOCK 2001). Die maximalen Abundanzen mit über 1800 Ind./m² wurden von KOCK (2001) ebenfalls dort registriert. Die Biomasse (AFTM) kann Werte von über 50 g/m² (max. 85 g/m²) erreichen, liegt im Durchschnitt aber unter 2 g/m². *L. koreni* wird in der Roten Liste auf Grund ihrer Rückgangstendenzen als gefährdet eingestuft (GOSSELCK ET AL. 1996).

Littorina saxatilis (OLIVI, 1792)

Die Gattung *Littorina* ist mit 3 Arten im Untersuchungsgebiet vertreten. Während *L. obtusata* (LINNAEUS, 1767) relativ selten beobachtet wurde (ca. 40 Nachweise liegen verstreut für die Mecklenburger Bucht, Traveästuar, Warnowästuar, Rügen-Falster-Platte und Arkonasee vor), sind für *L. littorea* (LINNAEUS, 1767) und *L. saxatilis* weitaus mehr Fundorte (jeweils über 200) bekannt. Beide zeigen ein ähnliches Verbreitungsgebiet und kommen im Fehmarnbelt, entlang der Küsten der Mecklenburger Bucht, am Darß und um Rügen vor. Für die dänische Küste ist ein vergleichbares Besiedlungsmuster zu erwarten, jedoch liegen hierfür keine publizierten Erkenntnisse vor. Die besiedelten Biotope ähneln sich sehr, es werden im Litoral Steinfelder, *Fucus*-Gürtel und Miesmuschel-Bänke besiedelt. Regelmäßig treten beide Arten gemeinsam auf. *L. saxatilis* ist im Vergleich mit *L. littoralis* vermutlich auf Grund größerer Salzanpassungsfähigkeiten noch weiter verbreitet und bildet v. a. in der Wismarbucht ein dominantes und frequentes Faunenelement. An windgeschützten Stellen lebt sie an der Oberfläche der Substrate. An exponierten Küsten ist sie oft an der geschützten Unterseite von Steinen und in der oberen Spritzwasserzone zu finden. Das Gros der Nachweise stammt aus dem unmittelbaren Flachwasserbereich (0-10 m). Nur selten werden, bei Vorhandensein geeigneter Substrate (z. B. Stein- und *Mytilus*-Bänke) auch tiefere Zonen besiedelt (z. B. ZETTLER ET AL. 2000, GOSSELCK ET AL. 2001). Die Abundanzen variieren sehr und lassen sich nur grob als Mittelwert angeben. Im Durchschnitt werden Dichten von 10-600 Ind./m² beobachtet. Die maximalen Werte für einzelne Naturräume sind 6000 bzw. 16000 Ind./m² in der Wismarbucht

(KRÜGER & MEYER 1937, WEBER 1990) und 1500 Ind./m² in der Mecklenburger Bucht (IFAÖ 1996). Aus den anderen Arealen sind nur geringe Dichten beschrieben (z. B. 14 Ind./m² in den Rügenschen Bodden von KOSLER 1964 und 150 Ind./m² vor Wittow in der Arkonasee von IFAÖ 1994). Die Biomasse (AFTM) ist in der Regel eher gering und liegt unter 0,1 g/m². WEBER (1990) konnte bei seinen Untersuchungen im Salzhaff Biomassen von über 2 g/m² (max. 5,5 g/m²) feststellen, was jedoch die Ausnahme ist. Parasitologische Studien an *L. saxatilis* von Poel (Wismarbucht) wurden von GOETSCH (1969) durchgeführt.

Macoma balthica (LINNAEUS, 1758)

Mit fast 1700 Einzelnachweisen ist die Baltische Plattmuschel der häufigste makrozoobenthische Vertreter im Untersuchungsgebiet. Nahezu alle Naturräume werden besiedelt, wobei die ausgesüßten Bereiche der inneren Küstengewässer gemieden werden. Jungtiere scheinen eine höhere Toleranz gegenüber niedrigen Salinitäten zu haben, da regelmäßig so genannte „Kinderstuben" mit gerade gesiedelter Brut insbesondere in den inneren Küstengewässern auftreten. Zu einem Abwachsen kommt es hier jedoch fast nicht, die Mortalitätsrate ist hoch. So kommen gelegentlich bis in den Bodstedter Bodden (Darß-Zingster Boddenkette) und bis in den südlichen Peenestrom (Oderhaff) noch Jungtiere vor. Hauptsiedlungsgebiete für *M. balthica* sind die Außenküsten, wo insbesondere die Flachwasserzonen bis hin zu 20 m bevorzugt werden. Als Sedimente werden Sande und sandige Schlicke präferiert. In der zentralen Mecklenburger Bucht werden die schlickigen Becken nur gering besiedelt, was aber zum Teil auch durch Sauerstoffmangelsituationen verursacht sein kann. Bedingt durch Brackwassersubmergenz wird *M. balthica* ostwärts in tiefere Regionen verdrängt und ist dann auch auf reinen Schlicken zu finden. In der Ostsee ist sie bis zum Finnischen und Bottnischen Meerbusen verbreitet (JAGNOW & GOSSELCK 1987). Die durchschnittliche Dichte beträgt 200 Ind./m² kann aber bei günstigen Bedingungen auch über 3000 Ind./m² betragen (z. B. Untertrave, GROSCH 1972 und Kadetrinne, IFAÖ 1998b). Vergleichende umfangreiche Untersuchungen in der Mecklenburger Bucht ergaben im Abstand von mehreren Dekaden ein ähnliches Besiedlungsmuster (SCHULZ 1969b, ZETTLER ET AL. 2000). In der Wismarbucht und im Greifswalder Bodden wurden als maximale Werte Abundanzen von über 1000 Ind./m² und Biomassen (AFTM) von über 8 g/m² beobachtet (z. B. PRENA 1990, SAAVEDRA PEREZ 1990, BÖHME 1991). Die größte Biomasse (AFTM) von *M. balthica* im Untersuchungsgebiet wurde mit über 54 g/m² am Ausgang der Kadetrinne (Rügen-Falster-Platte) gefunden (IFAÖ 1998b).

Untersuchungen zur Populationsdynamik und zum Wachstum liegen durch eine Studie aus der Pommernbucht von KUBE ET AL. (1996c) vor.

Macoma calcarea (GMELIN, 1790)

Die Schwesterart von *Macoma balthica* ist *M. calcarea*. Diese Muschel ist im Untersuchungsgebiet wesentlich seltener verbreitet. Sie zeigt seit einigen Jahrzehnten eine deutlich abnehmende Tendenz. In weiten Teilen ist die Art praktisch verschwunden. Nur gelegentlich werden noch Nachweise erbracht, dann jedoch nur in Einzelexemplaren. Insgesamt liegen ca. 130 Einzelnachweise vor, die sich alle im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes (Mecklenburger Bucht) konzentrieren. Ausnahmen bilden Funde in der Arkonasee (HERTLING 1928, STEIN ET AL. 1990) und auf der Rügen-Falster-Platte in der auslaufenden Kadetrinne (OERTZEN & SCHULZ 1973). Auf Grund der Abhängigkeit von hohen Salzgehalten und niedrigen Temperaturen werden die inneren Küstengewässer gemieden. Nur in der Wismarbucht wurde in den 1960er Jahren an einigen tieferen Stellen *M. calcarea* nachgewiesen (SCHULZ 1966, 1969a,b). Eigene Untersuchungen (Daten in der vorliegenden Datenbank nicht enthalten) zeigten regelmäßige Vorkommen im Fehmarnbelt, sporadisches Auftreten im Zentralteil der Mecklenburger Bucht und umfangreiche erloschene Vorkommen (Schalenfunde belegen die ehemalige Besiedlung) in Teilen der Arkonasee und der Bornholmsee. KOCK (2001) konnte im Fehmarnbelt *M. calcarea* in Abundanzen zwischen 3 und 73 Ind./m² beobachten. Die Biomassen lagen zwischen 6 mg/m² und 1,6 g/m² aschefreie Trockenmasse. Im Jahre 2003 konnten wir *M. calcarea* im Fehmarnbelt mit Dichten zwischen 30 und 140 Ind./m² feststellen. Maximal wurden 7 g/m² aschefreie Trockenmasse gemessen. Vor Kühlungsborn wurde *M. calcarea*, wenn auch äußerst spärlich, in jüngerer Zeit ebenfalls registriert (IFAÖ 2001). Die besiedelten Wassertiefen sind immer größer als 10 m. Bei eigenen Untersuchungen im Fehmarnbelt lagen die Hauptvorkommen in Tiefen zwischen 15 und 22 m. Die besiedelten Sedimente waren organisch angereicherte Sande. Die erloschenen Vorkommen in der Arkonasee und Bornholmsee lagen auf Grund der Brackwassersubmergenz alle tiefer als 40 bzw. 60 m mit schlickigen Sedimenten. *M. calcarea* ist auf andauernde niedrige Temperaturen (< 14 bis 17°C) und hohe Salzgehalte (> 12 bis 14 psu) angewiesen (OERTZEN & SCHULZ 1973). Beides korreliert in der Ostsee mit der Wassertiefe. Die Art weicht auf tiefere Wasserschichten aus, ist dann jedoch den dort auftretenden unregelmäßigen Sauerstoffschwankungen ausgesetzt. *M. calcarea* gilt als empfindlich gegenüber Sauerstoffmangel. Eine Sedimentbindung dieser vermutlich arktisch, reliktären Art an sandige bis reine Schlickböden in der Ostsee wird

wahrscheinlich nur durch die salinitäts- und temperaturbedingte Tiefenbesiedlung verursacht (OERTZEN & SCHULZ 1973).

Marenzelleria viridis (VERRILL, 1873)

Dieser ursprünglich aus Nordamerika stammende Polychaet ist Mitte der 1980er Jahre erstmals in der Ostsee, der Darß-Zingster Boddenkette, nachgewiesen worden (BICK & BURCKHARDT 1989). Seitdem hat sich die Art v. a. in den östlichen Küstengewässern (Darß-Zingster Boddenkette, Rügensche Bodden, Greifswalder Bodden, Oderhaff) rapide ausgebreitet und bildet in einigen Regionen das dominante Faunenelement. Durch die enorme Anpassungsfähigkeit an eutrophierte Gewässer und Toleranz gegenüber Salzschwankungen (von limnisch bis marin) konnte sich *M. viridis* sehr erfolgreich entwickeln. Sie scheint eine genuine Brackwasserart zu sein und meidet weitestgehend die küstenfernen Bereiche. Innerhalb der Ostsee hat sie einen „Siegeszug" angetreten und besiedelt heute fast alle Küstenzonen der Anrainerstaaten (ZETTLER ET AL. 2002). Auf den Sandplateaus vor dem Darß, der Rügen-Falster-Platte und der Pommernbucht wird die Art nach Osten hin häufiger und regelmäßiger angetroffen. Die größten Abundanzen und Biomassen sind jedoch auf die inneren Küstengewässer beschränkt. In den schlickigen Becken der Lübecker Bucht und Arkonasee fehlt die Art oder wird dorthin nur selten verdriftet. Mit ca. 3 Jahren erreicht *M. viridis* ein für Spioniden ungewöhnlich hohes Alter (ZETTLER 1996d). Mit 10 bis 14 cm, 0,28 g individueller Feuchtmasse und 250 Segmenten wird *M. viridis* verhältnismäßig groß. Es werden J- bzw. L-förmige Röhren bis in Tiefen von 35 cm ins Sediment gebaut (ZETTLER ET AL. 1994). *M. viridis* präferiert Sande und schlickige Sande, kann aber auch auf reinem Schlick leben. Die Reproduktion findet im Herbst statt, so dass Juvenile im Oktober/November erstmalig im Sediment auftauchen (BOCHERT ET AL. 1996). *M. viridis* zeigt eine große Toleranz gegenüber Schwefelwasserstoff und Sauerstoffmangel (z. B. SCHNEIDER 1996, SCHIEDEK 1997a). Wie oben erwähnt, liegen die Zentren der Verbreitung im Untersuchungsgebiet in den inneren Küstengewässern. Sortiert nach den maximalen Abundanzen und Biomassen wurden in der Wismarbucht 10 Ind./m², in der Mecklenburger Bucht 100 Ind./m² (0,08 g/m² AFTM), im Warnowästuar 100 Ind./m² (0,7 g/m² AFTM), auf der Rügen-Falster-Platte 100 Ind./m² (0,1 g/m² AFTM), in der Arkonasee 100 Ind./m² (1 g/m² AFTM), in der Pommernbucht 5000 Ind./m² (14 g/m² AFTM), im Greifswalder Bodden 6000 Ind./m² (5 g/m² AFTM), im Oderhaff 30000 Ind./m² (170 g/m² TM), in den Rügenschen Bodden über 40000 Ind./m² und in der Darß-Zingster Boddenkette über 50000-100000 Ind./m² (800 g/m² FM) nachgewiesen. Gene-

tisch lassen sich in Europa innerhalb der Gattung *Marenzelleria* zwei Arten unterscheiden (z. B. RÖHNER 1997, BICK & ZETTLER 1997). Die Artzugehörigkeit von *M. viridis* in der Ostsee ist noch nicht endgültig geklärt und es ist eine Arbeit zur taxonomischen Revision in Vorbereitung (BICK, mdl. Mitt.).

Melita palmata (MONTAGU, 1804)

Dieser euryhaline Amphipode lebt bedingt durch die enge Bindung an geeignete Substrate hauptsächlich im flachen Wasser bis 10 m. Die größten Wassertiefen sind mit 20 m vom Walkyriengrund (IFAÖ 1998b) und mit 19 m vom Adlergrund (ZETTLER 2001c) gemeldet. Es werden in der Regel stark strukturierte Lebensräume (Phytal, *Mytilus*-Bänke, Steinfelder) besiedelt. Auf reinen Sand- bzw. Sandschlickflächen fehlt die Art. *M. palmata* wurde erstmals durch LENZ (1882) in der Travemünder Bucht und durch BRAUN (1888) in der Wismarbucht für das Untersuchungsgebiet beschrieben. STAMMER (1928) gab sie aus der Dänischen Wiek (Greifswalder Bodden) an. Sehr zahlreich taucht die Art bei KRÜGER & MEYER (1937) auf, die ihre Studien in der Wismarbucht durchführten. Die meisten Nachweise im Untersuchungsgebiet liegen auch aus diesem Naturraum vor, gefolgt von der Mecklenburger Bucht. Vermutlich benötigt *M. palmata* mindestens Salzgehalte um 7-10 psu, kann wahrscheinlich kurzfristig auch niedrigere Salinitäten ertragen. Daher bieten die ausgesüßten Bereiche der inneren Küstengewässer keinen Lebensraum für die Art. *M. palmata* fehlt weitgehend im Oderhaff (nur für den Mündungsbereich des Peenestroms ist die Art bisher beschrieben) und in der Darß-Zingster Boddenkette. Im Warnowästuar und im Traveästuar werden ausschließlich die ostseenahen (salzreicheren) Regionen besiedelt. Im Greifswalder Bodden und in den Rügenschen Bodden wird *M. palmata* gelegentlich gefunden, stellt hier jedoch kein konstantes Faunenelement dar. Die durchschnittliche Abundanz liegt zwischen 10 und 200 Ind./m². Maximale Werte wurden in der Wismarbucht (5000 Ind./m²) durch KRÜGER & MEYER (1937) festgestellt. Im Salzhaff (Wismarbucht) beobachtete WEBER (1990) Abundanzen von bis zu 2200 Ind./m². In der Mecklenburger Bucht wurden auf der Sagasbank die größten Abundanzen (>400 Ind./m²) gefunden (ZETTLER ET AL. 2000). Die Biomasse (AFTM) liegt in der Regel weit unter 1 g/m².

Microdeutopus gryllotalpa DA COSTA, 1853

Zu den häufigeren Amphipoden im Untersuchungsgebiet gehört *M. gryllotalpa*. Über 400 publizierte Nachweise liegen vor. Die ersten Angaben zu dieser Art im Untersuchungsgebiet

sind bei BRAUN (1888) zu finden. Auch KRÜGER & MEYER (1937) stellten für die Wismarbucht *M. gryllotalpa* regelmäßig fest. In den Faunenlisten der Benthosarbeiten in der Mecklenburger Bucht, Wismarbucht und im Warnowästuar taucht die Art regelmäßig auf. Es werden Wassertiefen zwischen 0 und 30 m besiedelt. *M. gryllotalpa* baut aus Algen und Schlickpartikeln Röhren, die an Substraten (z. B. Muscheln, Steinen, Phytal) angeklebt werden. Trotz der Häufigkeit zeigt auch *M. gryllotalpa* ein spezifisches Verbreitungsmuster. Insbesondere die küstennahen Bereiche gehören zum Lebensraum. Bei ausreichenden Salzgehalten (vermutlich >7 psu) findet die Art in eutrophierten inneren Küstengewässern (z.B. Wismarbucht, Warnowästuar) ideale Lebensbedingungen. Die ausgesüßten Areale der Darß-Zingster Boddenkette und des Oderhaffs werden gemieden. Generell ist *M. gryllotalpa* nach Osten hin wesentlich seltener und findet in der Arkonasee und Pommernbucht seine Verbreitungsgrenze für die Ostsee. Die durchschnittlichen Dichten liegen zwischen 5 und 500 Ind./m². Die Abundanzen können aber bei idealen Lebensbedingungen stark ansteigen. WEBER (1990) fand im Phytal des Salzhaffs (Wismarbucht) Dichten von über 15000 Ind./m². NAUEN & SCHUBERT (1980) haben aus dem Neustädter Binnenwasser (hier zur Mecklenburger Bucht gerechnet) Werte zwischen 20 und 25000 Ind./m² beschrieben. An küstenfernen Stationen werden wesentlich geringere Abundanzen beobachtet, z. B. kam *M. gryllotalpa* auf der Sagasbank in maximalen Abundanzen von 2000 Ind./m² vor (IFAÖ 1998b). Im Breitling (Warnowästuar) lagen die Dichten maximal bei 1000 Ind./m² (ZETTLER 1999a) und aus den Rügenschen Bodden sind Werte von ca. 9000 Ind./m² bekannt (GOSSELCK & KELL 1998). In den anderen Naturräumen tritt die Art nur sporadisch und meist in Abundanzen <100 Ind./m² auf. Die Biomasse (AFTM) liegt immer weit unter 1 g/m². Über 80 % der Angaben liegen unter 0,07 g/m².

Monoporeia affinis (LINDSTRÖM, 1855)

Für das Untersuchungsgebiet wurde *M. affinis* erstmals in der Arkonasee und in der Pommernbucht im Jahre 1926 nachgewiesen (HERTLING 1928). Dieses Glazialrelikt ist auf kalte und sauerstoffreiche Tiefenwasser angewiesen (kaltstenotherm). *M. affinis* kann eine weite Spanne von Salinitäten (0 bis 18 psu) ertragen, findet jedoch bei höheren Salzgehalten schnell die Verbreitungsgrenze und ist deshalb in unserem Untersuchungsgebiet nur bis zum Darß verbreitet. Weiter westlich tritt dieser Amphipode nicht mehr auf. Funde aus dieser Region gehen auf Verwechslungen mit der Schwesterart *Pontoporeia femorata* zurück, die ein ähnlichen Lebensraum beansprucht, jedoch ein wesentlich größeres Salinitätsspektrum abdeckt (siehe dort). *M. affinis* war ursprünglich hauptsächlich in der Arkonasee, Pommernbucht und

auf der Rügen-Falster-Platte verbreitet. Weiter östlich und v. a. im Nordteil der Ostsee (Bottnischer Meerbusen, Finnischer Meerbusen, Gotlandsee) stellt *M. affinis* ein dominantes Faunenelement dar und kann hohe Populationsdichten (über 12000 Ind./m²) erreichen (KÖHN & GOSSELCK 1989a). Alle publizierten Funde im Untersuchungsgebiet liegen mehr als 40 Jahre zurück (z. B. HERTLING 1928, DEMEL & MANKOWSKI 1951, LÖWE 1963). Spätere Studien konnten die Art nicht mehr nachweisen bzw. es wurden nur ungenaue Angaben (z. B. „lebt in der Arkonasee") gemacht (z. B. KÖHN & GOSSELCK 1989B, KÖHN 1990). *M. affinis* galt für das Untersuchungsgebiet als verschollen. In der Roten Liste ist die Art als „vom Aussterben bedroht" eingestuft (GOSSELCK ET AL. 1996). Die Abundanzen lagen nie sehr hoch, im Durchschnitt wurden Einzeltiere bis ca. 100 Ind./m² (maximal 178 Ind./m²) gefunden. Eigene Studien konnten die Art in den Jahren 2001 und 2002 erstmals wieder für einige Stationen auf dem Kriegers Flak, dem Westlichen Adlergrund und südliche Arkonasee (alles Arkonasee) und für die Darßer Schwelle (Rügen-Falster-Platte) in geringen Abundanzen belegen.

Mya arenaria LINNAEUS, 1758

Mit einer Größe von über 100 mm einer der größten makrozoobenthischen Vertreter im Untersuchungsgebiet ist die Sandklaffmuschel *M. arenaria*. Die Art wurde bereits im 16. bzw. 17. Jahrhundert (Vermutungen gehen auch von den Wikingerzeiten im 9. Jahrhundert aus) aus Nordamerika eingeschleppt (JAGNOW & GOSSELCK 1985). Heute ist sie über weite Teile der gesamten Ostsee verbreitet und kommt bis zum Bottnischen und Finnischen Meerbusen vor. Ab einem Salzgehalt von ca. 4 psu kann sie überleben, bleibt bei niedrigen Salinitäten aber wesentlich kleiner. Im Untersuchungsgebiet werden quasi alle Naturräume besiedelt, allerdings werden die ausgesüßten Teile der inneren Küstengewässer (z. B. Saaler Bodden, Oderhaff) gemieden. Weit über 1000 Nachweise liegen für das Untersuchungsgebiet vor. Ein Großteil konzentriert sich auf die Flachwasserzonen (0-10 m), die in der Regel durch ausgedehnte Sandflächen gekennzeichnet sind. So findet *M. arenaria* z. B. in der Pommernbucht und hier speziell auf der Oderbank, ideale Lebensbedingungen (KUBE 1996a, KUBE ET AL. 1996c). Weitere Sandgründe findet sie auf der Rügen-Falster-Platte und in der Mecklenburger Bucht, hier speziell die küstennahen Sandflächen und Gründe (Walkyriengrund, Sagasbank). In der Arkonasee werden bei geeignetem Substrat auch größere Wassertiefen besiedelt. Es sind Nachweise aus über 40 m bekannt (HERTLING 1928, ZETTLER 2001c). Gelegentlich kann *M. arenaria* auch auf Schlicken in den Becken, dann aber nur in einzelnen Exemplaren, gefunden werden. Die sehr agilen Jungtiere von *M. arenaria* können sich mit Byssusfäden ans

Phytal anheften, was insbesondere in den pflanzenreichen Küstengewässern zu beobachten ist. Durch ihre tief eingegrabene Lebensweise als adultes Tier bedingt, ist sie durch konventionelle Greifermethoden bei Untersuchungen in der Regel unterrepräsentiert. Bei geeigneten Substraten kann die Sandklaffmuschel in bis zu 30 cm Sedimenttiefe eindringen. Die Abundanzen liegen durchschnittlich bei 100-1000 Ind./m². Unter optimalen Bedingungen (und nach dem Larvenfall) werden auch deutlich höhere Werte beobachtet. Die maximalen Abundanzen und Biomassen (AFTM) für ausgewählte Naturräume sind 10200 Ind./m² (JASCHHOF 1990) und 209 g/m² (Prena 1990) in der Wismarbucht, 11000 Ind./m² (VOIGT ET AL. 1994) und 317 g/m² (=5660 g/m² FM) (ZETTLER 1999a) im Warnowästuar, 2000 Ind./m² und 186 g/m² (IFAÖ 1998b) auf der Rügen-Falster-Platte, 3000 Ind./m² (KÖHN 1989) und 58 g/m² (ZETTLER ET AL. 2000) in der Mecklenburger Bucht sowie 4200 Ind./m² (HÜBEL ET AL. 1995) und 74 g/m² (SAAVEDRA PEREZ 1990) im Greifswalder Bodden.

Mysella bidentata (MONTAGU, 1803)

Diese nur wenige mm große Muschel findet ihre Ostsee-Verbreitungsgrenze innerhalb der Mecklenburger Bucht entlang der Kadetrinne und auch noch im Eingang zur Rügen-Falster-Platte. *M. bidentata* ist als marine Art zu bezeichnen und besiedelt hauptsächlich Wassertiefen unter 15 m. In Ausnahmen ist sie auch flacher anzutreffen. So konnte PRENA (1987) *M. bidentata* in der Wismarbucht auch in 4 m Wassertiefe nachweisen. Auf Mischsedimenten und sandigen Schlicken werden hohe Abundanzen erreicht. Auch reine Schlicke gehören zum Lebensraum, kurzzeitige Sauerstoffmangelerscheinungen werden ertragen. Ende des 19. Jahrhunderts tauchte *M. bidentata* erstmals in den Faunenlisten auf. Bei den umfangreichen Benthos-Untersuchungen in der Lübecker und Travemünder Bucht konnte LENZ *M. bidentata* feststellen (LENZ 1875, 1882). Durch mangelnde Bearbeitung wurde *M. bidentata* später lange Zeit nicht mehr nachgewiesen und erst SCHULZ (1966, 1969a, b) führte die Art wieder an, auch wenn er praktisch nur 2 Stationen mit *M. bidentata* fand. Rezente Untersuchungen belegen eine gewisse Stetigkeit in der Mecklenburger Bucht. In der Regel liegen durchschnittliche Abundanzen von 10-150 Ind./m² vor. Gelegentlich werden aber auch Dichten von über 1000 Ind./m² festgestellt. Maximale Werte sind mit 2500 Ind./m² aus dem Fehmarnbelt (KOCK 2001) und mit 2300 Ind./m² aus der Mecklenburger Bucht, in der Nähe der Sagasbank (ZETTLER ET AL. 2000) bekannt. Die Biomasse (AFTM) von *M. bidentata* liegt meistens deutlich unter 0,2 g/m², im Maximum bei 0,5 g/m² (ZETTLER ET AL. 2000).

Mysis mixta LILLJEBORG, 1852

Die hyperbenthische und pelagische Lebensweise dieser Schwebgarnele verursacht den unregelmäßigen Nachweis bei konventionellen (Backen- und Kasten-Greifer, Stechrohre) makrozoobenthischen Untersuchungen. Durch den Einsatz von Dredgen gelingen regelmäßige Beobachtungen aus allen Naturräumen der Außenküste. *M. mixta* dringt nie in die inneren Küstengewässer ein. Als kaltstenotherme Art präferiert sie Wassertiefen unter 15 m. *M. mixta* ist zwar in der Lage die gesamte Wassersäule zu besiedeln, hält sich aber vorwiegend in Bodennähe auf und wurde in Tiefen von 8 bis 49 m gefunden. Die ersten publizierten Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet lagen in der Arkonasee und Mecklenburger Bucht und wurden Anfang des 20. Jahrhunderts gemacht (REIBISCH 1902, STEIN ET AL. 1990). HERTLING (1928) fand die Art als Fischnahrung in den Gebieten Oderbank (Pommernbucht) und Arkonasee. Im Laufe der nachfolgenden Jahre konnte *M. mixta* immer wieder beobachtet werden, allerdings liegt der Hauptteil der Nachweise vor 1990. Neuere Arbeiten belegen *M. mixta* zerstreut aus der Mecklenburger Bucht und der Arkonasee (z. B. ZETTLER ET AL. 2000, ZETTLER 2001c). Durch die Bindung an größere Wassertiefen (wahrscheinlich temperaturbedingt) tritt *M. mixta* hauptsächlich auf schlickigen Sanden und reinen Schlicken auf. Ob eine direkte Sedimentpräferenz vorliegt, ist nicht bekannt. Abundanzangaben sind auf Grund der hyperbenthischen Lebensweise nur selten zu finden. Durchschnittlich liegen Einzelnachweise und Dichten von etwa 3 Ind./m² vor. SALEMAA ET AL. (1990) haben Abundanzen von 100 bis 300 Ind./m² auf dem Adlergrund (Arkonasee) beobachtet. Die Schwesterart *M. relicta*, eine Schwebgarnele mit den Hauptvorkommen in der nördlichen Ostsee, kommt in unserem Untersuchungsgebiet nicht vor. In der Literatur taucht *M. relicta* gelegentlich auf, muss dann jedoch als Fehlbestimmung gedeutet werden (s.a. KÖHN & GOSSELCK 1989b, SALEMAA ET AL. 1990).

Mytilus edulis LINNAEUS, 1758

Es gibt kaum eine makrozoobenthische „Art" über die in den letzten Jahren die taxonomischen Meinungen so weit auseinander gehen. Durch genetische Untersuchungen ist neben *M. edulis* auch *M. trossulus* als mögliche Art in der Ostsee bekannt (MCDONALD ET AL. 1991, MARTINEZ-LAGE ET AL. 1996). Auch Hybridisierungen sind möglich. Es wird oft postuliert, dass in der Ostsee nur *M. trossulus* vorkommt. Auf der anderen Seite werden Übergangszonen in der Beltsee gefunden und die morphologische und genetische Trennung ist u. E. nicht eindeutig (BUYANOVSKY 2000). Es ist weiterhin nicht klar, welche Art, oder ob beide Arten zusammen vorkommen, z.B. haben BULNHEIM & GOSLING (1988) sowohl *M. trossulus* (Finn-

land und Schweden) als auch *M. edulis* (von Niendorf, Mecklenburger Bucht) in der Ostsee genetisch differenziert. Da wir nicht in der Lage sind, die Literatur zu prüfen bzw. aus eigenen Kenntnissen diese Unterschiede nicht nachvollziehen können, wird weiterhin an der Nomenklatur *M. edulis* festgehalten. Bis auf die konkrete Benennung durch MARTINEZ-LAGE ET AL. (1996), die *M. trossulus* anhand von Chromosomen differenziert haben, werden alle *Mytilus*-Funde zu *M. edulis* gestellt. Möglicherweise ergibt sich daraus in Zukunft ein Revisionsbedarf. *M. edulis* gehört zu den in der Historie am häufigsten nachgewiesenen makrozoobenthischen Taxa. Über 1400 Einzelnachweise sind bekannt. Das ist zum einen durch die auffällige und bis vor kurzen eindeutige Morphologie und zum anderen durch ökonomische Interessen begründet. Mit der Arbeit von PFEIFFER (1839), der neben *Littorina*-Arten auch andere Konchylien des Travemünder Ostseestrandes publizierte, ging die älteste Literaturangabe für das Untersuchungsgebiet in die Datenbank ein. Andere malakologische Arbeiten folgten in den 1870er Jahren (FRIEDEL 1870, STRUCK 1871, SCHULZE 1871, LEHMANN 1873). Erst mit MÖBIUS (1873) und LENZ (1875) liegen erstmals wirkliche Studien zum Makrozoobenthos und zum Auffinden von *M. edulis* vor. Während die eben genannten Arbeiten nur qualitativer Natur waren, gab PETERSEN (1913) als erster auch Abundanzen bzw. Biomassen an. Maximale Werte lagen bei 400 Ind./m² und 200 g/m² Feuchtmasse. HERTLING (1928), hauptsächlich aus fischereibiologischer Sicht motiviert, fand u. a. auf dem Adlergrund (Arkonasee) Abundanzen von über 3300 Ind./m², Verhältnisse, die man auch heute dort noch beobachten kann. In der letzten Dekade (1991-2001) liegen über 600 Nachweise, wovon etwa 200 nur qualitativ sind. *M. edulis* kommt in allen Naturräumen vor, das Oderhaff wird allerdings nur im Mündungsbereich des Peenestroms besiedelt. Die größten Abundanzen sind von den Muschelbänken vor der mecklenburgischen und ostholsteinischen Küste sowie von den Aufragungen der Arkonasee (Kriegers Flak und Adlergrund) bekannt. *M. edulis* kann sowohl auf Hartsubstraten Muschelbänke bilden, als auch zu Klumpen und Matten konglomerieren, wobei die Einzeltiere und Schalen als Siedlungsflächen genutzt werden. Solche Aggregate sind insbesondere auf den Sandflächen anzutreffen. Die maximalen Abundanzen bzw. Biomassen (AFTM) sind: für die Mecklenburger Bucht 46000 Ind./m² und 660 g/m² (IFAÖ 1996, 1998b), für die Wismarbucht 35300 Ind./m² und 280 g/m² (WEBER 1990, PRENA 1990), für die Rügen-Falster-Platte 5100 Ind./m² und 60 g/m² (IFAÖ 1996, 1999), für die Arkonasee 38000 Ind./m² und 570 g/m² (IFAÖ 1994, 1998b) und für die Pommernbucht 4500 Ind./m² und 100 g/m² (KÖHN 1995c, POWILLEIT ET AL. 1995).

Neanthes succinea (FREY & LEUCKART, 1847)

Der Erstnachweis dieses Nereiden wurde durch ROGAL ET AL. (1978) am Pelzerhaken (Mecklenburger Bucht) erbracht. Es liegen keine älteren publizierten Funde vor. Über die Ursachen für das späte Auftreten kann nur spekuliert werden. Vermutlich wurde *N. succinea* ehedem nicht von den ähnlichen Arten *N. virens* und *Hediste diversicolor* abgetrennt. *N. succinea* ist hauptsächlich in den inneren Küstengewässern verbreitet. Die meisten Nachweise liegen aus der Wismarbucht, dem Warnowästuar und dem Greifswalder Bodden vor. Die besiedelte Wassertiefe liegt in der Regel zwischen 0 und 15 m. In den küstenfernen Bereichen werden gelegentlich auch Nachweise aus größeren Tiefen erbracht (z. B. BICK 1983). In der Kadetrinne wurde *N. succinea* regelmäßig in Tiefen unter 20 m festgestellt (IFAÖ 1997, 1998b). In der Pommernbucht werden die Sandflächen im Ausstrombereich der Oder ebenfalls besiedelt (ZETTLER 2001c). Die sandigen Areale vor dem Darß gehören gleichfalls zum Lebensraum. Es liegen keine strikten Substratbindungen vor. Die Art bevorzugt jedoch phytalreiche Substrate und wird auch regelmäßig in schlickigen Sanden gefunden. Auch im Aufwuchs von Hartböden (Buhnen, Kaimauern, Steinen) kommt *N. succinea* vor. Ähnlich wie *Hediste diversicolor* baut er Röhren, die jedoch nicht die gleiche Stabilität aufweisen. Im Aufwuchs bestehen sie hauptsächlich aus Schleim und feinsten Sedimentpartikeln. *N. succinea* kann bis in oligohaline Bereiche vordringen (z. B. Darß-Zingster Boddenkette), die Larven brauchen jedoch zur Entwicklung Salzgehalte über 12 psu (BICK & GOSSELCK 1985). Die Abundanzen liegen durchschnittlich unter 200 Ind./m², können jedoch bei optimalen Bedingungen (organisch reichere Sedimente) durchaus Werte über 1000 Ind./m² erreichen. Aus der Wismarbucht sind maximale Dichten von 970 Ind./m² und 10 g/m² AFTM bekannt (BÖHME 1991). In der Mecklenburger Bucht sind vor Kaltenhof bei Poel in 5 m Wassertiefe über 800 Ind./m² festgestellt worden (IFAÖ 2000). *N. succinea* gilt als Indikator für organische Wasserverschmutzung (siehe bei BICK & GOSSELCK 1985). Sicher muss diese Aussage relativiert und auf dominante Vorkommen begrenzt werden.

Neomysis integer (LEACH, 1814)

Diese Schwebgarnele ist eine genuine Brackwasserart, die in den flachen Küstengewässern lebt und in die Bodden und Haffe eindringt (ARNDT & JANSEN 1986). In Flussmündungen kann *N. integer* auch im Süßwasser (z. B. Warnow, Recknitz) angetroffen werden. Gerade in den Übergangsgewässern der Bodden werden oft riesige Schwärme beobachtet. Die ersten Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet stammen aus dem Ende des 19. Jahrhunderts

(MÖBIUS 1873, LENZ 1875, 1882, GOETTE 1884, BRAUN 1888, SCHIEMENZ 1898b). Diese Arbeiten belegen schon damals eine weitreichende Verbreitung und Häufigkeit von *N. integer*. Die Art ist nicht auf die flachen Küstengewässer beschränkt. Regelmäßig wird sie v. a. in der Arkonasee auch in Tiefen bis 40 m über Schlick gefunden. Die Hauptvorkommen liegen jedoch in den inneren Küstengewässern. In der salzreicheren Mecklenburger Bucht werden die küstennahen Areale bevorzugt. Als hyperbenthische Art zeigt sie keine strenge Bindung ans Substrat und kann auch in der gesamten Wassersäule angetroffen werden. Abundanzeinschätzungen mit herkömmlichen, makrozoobenthischen Methoden sind daher nur bedingt möglich. Die meisten Nachweise sind qualitativ (mit Netzen, Dredgen, als Fischnahrung). Bei quantitativen Erhebungen werden in der Regel Dichten zwischen 10 und 100 Ind./m² festgestellt. Maximalwerte sind z. B. aus dem Barther Strom (Darß-Zingster Boddenkette) mit bis zu 1400 Ind./m² (DEBUS ET AL. 1992) und aus dem Kleinen Jasmunder Bodden mit über 300 Ind./m² (LEWIN 1999) bekannt. Mit den Arbeiten von ARNDT & JANSEN (1986), DEBUS ET AL. 1992, GALL (1977), JANSEN (1979, 1985a, b) und THIEL (1992) liegen eine Reihe von Studien zur Populationsdynamik, Biologie, Resistenzverhalten, Morphologie und Produktion aus dem Untersuchungsgebiet vor.

Nephtys caeca (FABRICIUS, 1780)

Auf Grund der Ähnlichkeit der 7 heimischen *Nephtys*-Arten wurde eine taxonomische Abgrenzung und glaubwürdige Determination erst sehr spät vorgenommen. Ende der 1960er Jahre wurde *N. caeca* erstmals für das Untersuchungsgebiet beschrieben (SCHULZ 1966, 1969a, b). Die Aussagen waren allerdings sehr allgemein gehalten und die Art wurde nur pauschal für die Mecklenburger Bucht angegeben. Erst BICK (1983, 1985a) führte eine Reihe von konkreten Fundorten aus der Mecklenburger Bucht an. Als marine Art findet *N. caeca* in der Mecklenburger Bucht und in der auslaufenden Kadetrinne (Rügen-Falster-Platte) ihre Verbreitungsgrenze für die Ostsee. Weiter östlich liegen die Salzgehalte im bodennahen Wasserkörper im Durchschnitt unter 10 psu, was von *N. caeca* nicht toleriert wird. Es werden Werte von 18 psu benötigt (siehe bei BICK & GOSSELCK 1985). Neben den beiden genannten Naturräumen wurde dieser Polychaet bisher nur noch in der Wismarbucht gefunden (z. B. PRENA 1987, 1990). Die Abundanzen waren mit 10 bis 40 Ind./m² sehr niedrig. Ähnlich niedrige Werte wurden in der Kadetrinne beobachtet (WÖLLE & GAST 1988, IFAÖ 1998b). Lediglich aus der Mecklenburger Bucht liegen regelmäßige Nachweise vor. Es werden hauptsächlich Wassertiefen bis und um 20 m mit sandigen oder sandig-schlickigen Sedimenten besiedelt. *N.*

caeca lebt im Endopsammon und ernährt sich karnivor (BICK & GOSSELCK 1985). In den zentralen Schlickbereichen ist die Art seltener zu finden. Die häufigsten Abundanzangaben liegen zwischen 20 und 100 Ind./m², in Ausnahmefällen werden auch Werte von über 300 bzw. 700 Ind./m² festgestellt (KÖHN 1989). Die durchschnittliche Biomasse (AFTM) beträgt 1 g/m², im Maximum über 8 g/m² (KÖHN 1989). Durch die Abhängigkeit von relativ hohen Salzgehalten ist *N. caeca* im Untersuchungsgebiet großen Schwankungen unterworfen und kann zeitweilig auch fehlen.

Nephtys ciliata (O.F. MÜLLER, 1776)

Neben *N. caeca* gehört *N. ciliata* zu den größten Polychaeten im Untersuchungsgebiet. Es wurden Längen von über 10 cm beobachtet. Die taxonomischen Schwierigkeiten innerhalb der Gattung bedingen eine gewisse Ungenauigkeit bei der Auswertung der historischen Angaben. BRAUN (1888) und MICHAELSEN (1897) zählen zu den ersten glaubwürdigen Autoren aus dem Untersuchungsgebiet. *N. ciliata* ist mit Abstand als der häufigste Vertreter der Gattung *Nephtys* in der Datenbank vertreten. Er zeigt eine weitreichende Verbreitung und kann bis Rügen als regelmäßig vorkommend bezeichnet werden. Allerdings ist auch diese Art durch Salzgehaltsschwankungen erheblichen Verlagerungen der Arealgrenze unterworfen. Stellte *N. ciliata* in den ersten beiden Zeitperioden (bis 1990) noch eine häufige Art in der Arkonasee dar, so wurde sie seitdem praktisch nur einmal von dort publiziert (WASMUND ET AL. 1999). MULICKI (1962) bezeichnet die Arkonasee als östliche Verbreitungsgrenze für diese Art. Bedingt durch die Salzgehaltsanforderungen kann *N. ciliata* im Untersuchungsgebiet nur in der Mecklenburger Bucht als regelmäßiges Faunenelement angesehen werden. Jedoch wurden auch in der Mecklenburger Bucht Bestandschwankungen beobachtet. Während SCHULZ (1969a, b) bei seinen Untersuchungen noch *N. ciliata* als die häufigste *Nephtys*-Art angibt, konnten ZETTLER ET AL. (2000) hauptsächlich *N. hombergii* feststellen. *N. ciliata* trat deutlich zurück. *N. ciliata* zeigt eine größere Bindung an schlickige Sedimente (oder Brackwassersubmergenz?) und ist im Allgemeinen in Wassertiefen unter 15 m (bis zu 50 m) anzutreffen. Die durchschnittlichen Abundanzen liegen zwischen 10 und 50 Ind./m². Maximal wurden 211 Ind./m² und eine AFTM von 2,7 g/m² in der Lübecker Bucht beobachtet (ZETTLER ET AL. 2000).

Nephtys hombergii SAVIGNY, 1818

N. hombergii ist im Untersuchungsgebiet im Wesentlichen auf die Mecklenburger Bucht beschränkt. Sporadische Einzelnachweise liegen aus der Arkonasee vor (WASMUND ET AL. 1999, ZETTLER 2001c). Erst zu Beginn der 1980er Jahre taucht *N. hombergii* in der Literatur zum Untersuchungsgebiet auf (BICK 1983, THIELE 1991, MEUSEL 1999, GOSSELCK ET AL. 2001). Ehedem wurde angenommen, dass die Art nur bis zur Kieler Bucht verbreitet ist und in der Mecklenburger Bucht eher selten vorkommt (BICK & GOSSELCK 1985). Eine sichere Zuordnung der historischen Angaben ist wegen taxonomischer Schwierigkeiten innerhalb der Gattung *Nephtys* mit Unsicherheiten behaftet. Neuere Untersuchungen belegen eine weiterreichende Verbreitung von *N. hombergii*. Der Polychaet wird insbesondere seit den 1990er Jahren regelmäßig in der Mecklenburger Bucht gefunden. Während SCHULZ (1969a, b) bei seinen umfangreichen Untersuchungen noch *N. ciliata* und *N. caeca* als einzige und häufige Arten der Nephtyidae angibt, konnten ZETTLER ET AL. (2000) *N. hombergii* als mit Abstand häufigste Art beobachten. Möglicherweise liegt dem eine Ausbreitungstendenz zugrunde. Salzgehaltsschwankungen könnten ebenfalls Ursache für die Verschiebung der Verbreitungsareale der *Nephtys*-Arten sein. Es werden anscheinend keine spezifischen Wassertiefen präferiert. Nachweise liegen aus 7 bis 47 m vor. Die durchschnittliche Dichte beträgt 20 Ind./m². Nur in wenigen Studien wurden höhere Werte (zwischen 150 und 250 Ind./m²) beobachtet (z. B. MEUSEL 1999, IFAÖ 1996, ZETTLER ET AL. 2000). Die Biomassen (AFTM) liegen durchschnittlich zwischen 0,1 und 0,5 g/m² (maximal 2,3 g/m²).

Nereimyra punctata (O.F. MÜLLER, 1788)

Dieser kleine, räuberisch lebende Polychaet dringt von Westen her in die Mecklenburger Bucht ein und findet seine Arealgrenze in der auslaufenden Kadetrinne auf Höhe des Darß. Die besiedelte Wassertiefe liegt zwischen 10 und 30 m. Die ersten Nachweise stammen aus den 1960er Jahren und sind durch die umfassenden Benthoserhebungen von SCHULZ (1966, 1969a, b) bekannt geworden. GULLIKSEN (1975) fand *N. punctata* vor Travemünde 1974 in Wassertiefen um 15 m in bemerkenswert hohen Abundanzen (>500 Ind./m²) vor. Ein Jahr später lag die Dichte nur noch bei 64 Ind./m² (GULLIKSEN 1977). 1985 wurden in der Kadetrinne zwischen 2 und 33 Ind./m² registriert (WÖLLE & GAST 1988). In der Lübecker Bucht wurden durch PRENA ET AL. (1997) ebenfalls nur geringe Werte (3 bis 13 Ind./m²) festgestellt. *N. punctata* bevorzugt schlickige Sande bis hin zum Schlick in Kombination mit strukturgebenden Elementen (z. B. Steine). Auch in den Rotalgenfeldern findet *N. punctata* geeignete

Lebensbedingungen. Deshalb sind insbesondere auf den erhöhten Gründen (Sagasbank, Walkyriengrund) und in den Rinnen (Fehmarnbelt, Kadetrinne) relativ hohe Abundanzen gefunden worden. Bei den Untersuchungen zu den BSPA (Baltic Sea Protected Areas) im Jahre 1997 konnte besonders dort *N. punctata* nachgewiesen werden (IFAÖ 1998b). Die Dichten schwankten zwischen 3 und 445 Ind./m². Im Fehmarnbelt wurde *N. punctata* ebenfalls regelmäßig gefunden (WASMUND ET AL. 1999, 2001, KOCK 2001). In der Roten Liste ist dieser Polychaet als gefährdet eingestuft (GOSSELCK ET AL. 1996).

Ophelia rathkei (MCINTOSH, 1908)

Auf den Sandflächen mit mindestens mesohalinen Salzgehalten ist *O. rathkei* neben *Travisia forbesi* und *Ophelia limacina* eine typische Art. Sie kann als Indikator für Fein- bis Mittelsande angesehen werden, braucht aber durchschnittliche Salzgehalte von mindestens 10-15 psu. Durch den Salzgehaltsgradienten von West nach Ost bedingt, findet die Art auf der Rügen-Falster-Platte ihre Verbreitungsgrenze in der Ostsee. In der Mecklenburger Bucht kommt *O. rathkei* zerstreut vor. Insbesondere auf den Sandflächen vor dem Darß tritt der Polychaet regelmäßig auf. *O. rathkei* wurde erstmals von WÖLLE & GAST (1988) für das Untersuchungsgebiet erwähnt. Die Untersuchungen fanden in und an der Kadetrinne statt, wo *O. rathkei* auch heute noch gefunden wird (eigene Studien). Mit der Sagasbank und vor Poel sind weitere Standorte bekannt (ZETTLER ET AL. 2000, GOSSELCK ET AL. 2001). Warum die Art nicht schon früher nachgewiesen wurde, lässt sich nicht mehr rekapitulieren. Da auch bei rezenten Untersuchungen *O. rathkei* nur sporadisch auftaucht, kann dieses Phänomen auf die allgemeine Seltenheit zurückzuführen sein. Insgesamt sind bisher nur 31 Nachweise publiziert worden. Wie bereits erwähnt, sind auf der Rügen-Falster-Platte und hier insbesondere auf dem Plantagenetgrund regelmäßige und individuenreiche Vorkommen festgestellt worden (IFAÖ 1998b). Die Abundanzen schwanken hier zwischen wenigen Einzelexemplaren bis ca. 700 Ind./m². Vor Poel wurden mit über 900 Ind./m² die höchsten Werte beobachtet (IFAÖ 1999).

Parvicardium ovale (SOWERBY, 1841)

Diese marine Muschel findet vor dem Darß ihre östliche Verbreitungsgrenze in der Ostsee. Im Untersuchungsgebiet kommt sie praktisch nur in der Mecklenburger Bucht vor. Sporadisch dringt *P. ovale* auch in die Wismarbucht und ins Traveästuar ein. Durch die Kadetrinne erreicht sie die Westgrenze der Rügen-Falster-Platte. Im Gebiet ist sie zwischen 6 und 30 m Wassertiefe auf Mischsedimenten mit leicht organischem Anteil anzutreffen. Bereiche zwi-

schen 15 und 20 m, die ausreichende Salzgehalte und günstige Nahrungsbedingungen aufweisen, werden bevorzugt. Aus dem Verbreitungsspektrum ergibt sich ein mittlerer Salzgehaltsanspruch von mindestens 15 psu. *P. ovale* gräbt sich ins Sediment ein und kann auch in der Vegetation (hauptsächlich Rotalgen) beobachtet werden (JAGNOW & GOSSELCK 1987). Die ersten Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet liegen vom Ende des 19. Jahrhunderts durch die Arbeiten von MÖBIUS (1873), LENZ (1875, 1882), ARNDT (1875), KOCH (1875) und ARNOLD (1883) vor. SCHULZ (1969b) fand die Art (syn. *Cardium fasciatum* MONTAGU) in 4 voneinander getrennten Verbreitungsgebieten (Sagasbank, Hannibal, Kühlungsborn und Fehmarnbelt), wobei auf dem Hannibal mit 40-50 Ind./m² die höchsten Abundanzen gefunden wurden. Im Gegensatz dazu stellte sich die Verbreitung Ende der 1990er Jahre als ziemlich geschlossen dar (ZETTLER ET AL. 2000). V. a. in der inneren Lübecker Bucht wurde die Muschel regelmäßig nachgewiesen. Die durchschnittliche Abundanz betrug 3 bis 10 Ind./m² mit Maximalwerten von über 250 Ind./m² vor Klein Klützhöved. Die Biomassen (AFTM) variierten zwischen 10 und 50 mg/m² (Maximum 400 mg/m²). Die höchsten je im Untersuchungsgebiet festgestellten Werte stammen von der Sagasbank und wurden 1997 durch das IFAÖ (1998b) nachgewiesen. Die Abundanz lag bei 336 Ind./m² und die AFTM bei 1,8 g/m².

Phyllodoce mucosa OERSTED, 1843

Die taxonomische Trennung der beiden Arten *P. mucosa* und *P. maculata* hat sich erst in den 1990er Jahren richtig durchgesetzt (BICK & GOSSELCK 1985, HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Bis dahin kam es zu Verwechslungen untereinander, so dass historische Angaben nicht gesichert sind. In der Datenbank werden diese Belege deshalb als *Phyllodoce* sp. geführt. Die Verbreitungskarte von *P. mucosa* ist daher nicht vollständig. Aus heutiger Sicht wird deutlich, dass *P. mucosa* im Untersuchungsgebiet mit Abstand häufiger ist (über 200 Nachweise) als die Schwesterarten *P. maculata* (61 Nachweise), *P. longipes* (3 Nachweise) und *P. groenlandica* (18 Nachweise). Wie fast alle Phyllodiciden ist *P. mucosa* eine räuberische Art. *P. mucosa* zeigt eine deutliche Substratbindung und ist hauptsächlich auf strukturierten Untergründen und Hartböden zu finden. Im Aufwuchs von Buhnen und Seetonnen, auf *Mytilus*-Bänken und Steinfeldern findet die Art ihren Lebensraum. Auf Schlickfeldern (z. B. Lübecker Bucht) werden ebenfalls regelmäßige Funde gemacht. Eigene Erfahrungen belegen, dass es sich meist um Einzelfunde handelt oder Schillflächen (*Arctica*, *Abra*, *Mytilus*) vorliegen. Als marine Art, mit einer Salinitätstoleranz im mesohalinen Bereich, findet *P. mucosa* etwa auf der Rügen-Falster-Platte ihre Verbreitungsgrenze. Ein Einzelfund ist aus der Arkonasee bekannt

(WASMUND ET AL. 1998). Die besiedelte Wassertiefe liegt zwischen 5 und 47 m. Die Hauptverbreitung liegt in der Mecklenburger Bucht und in den salzreicheren Außenbereichen des Traveästuars, der Wismarbucht und des Warnowästuars. Die durchschnittliche Abundanz beträgt 10 bis 50 Ind./m². Selten werden Werte über 100 Ind./m² beobachtet (ROGAL ET AL. 1978, IFAÖ 1994, 1998b ARLT & KRAUSE 1997, MEUSEL 1999).

Polydora ciliata (JOHNSTON, 1838)

Die Gattung *Polydora* gehört zu den artenreichsten im Untersuchungsgebiet. Neben *P. ciliata* gehören *P. quadrilobata*, *P. caeca*, *P. caulleryi*, *P. cornuta* (siehe unten) und *P. ligerica* dazu. Die taxonomischen Anforderungen bei der Identifizierung der einzelnen Arten sind hoch, so dass Fehlbestimmungen in der Literatur nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden können. Insbesondere *P. ciliata* bereitet oftmals Schwierigkeiten bei der Determination. Die teilweise sehr unterschiedlichen Lebensräume und ökologischen Angaben in der Literatur lassen daher Fehler vermuten. Nach eigenen Erkenntnissen ist *P. ciliata* mehr oder weniger als Hartsubstratbewohner zu bezeichnen. Insbesondere Schalen von Mollusken werden als Lebensraum angenommen. Auch auf Phytal, Holz, Gehäusen von Balaniden und Steinen werden Röhren aus Schlick gebaut. Bisher wird davon ausgegangen, dass es sich bei den Funden auf reinem Weichboden um die gleiche Art handelt. Hier können teilweise erhebliche Abundanzen und die typischen Röhrenrasen insbesondere nach Sauerstoffmangelsituationen beobachtet werden (z. B. IFAÖ 1997). RASSMUSSEN (1973) betont, dass es Übergänge zwischen *P. ciliata* und *P. cornuta* gibt und hält sie für synonym (s.a. HARTMANN-SCHRÖEDR 1996). In der vorliegenden Studie gehen wir davon aus, dass alle Angaben zu *P. ciliata* stimmen. Ohne diesen Kompromiss wäre eine Analyse von Literaturangaben unmöglich. Die ersten Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet stammen von KRÜGER & MEYER (1937) und wurden im Salzhaff (Wismarbucht) erhoben. In sehr flachem Wasser (30-50 cm) am Langenwerder (Wismarbucht) und am Vierendehlgrund (Rügensche Bodden) sind Beobachtungen durch BRENNING (1964) und KOSLER (1969) bekannt geworden. In den darauf folgenden Jahren ist *P. ciliata* immer wieder nachgewiesen worden. Die Art ist hauptsächlich in der Mecklenburger Bucht, der Wismarbucht und der Unterwarnow verbreitet. Sporadische Nachweise liegen von der Rügen-Falster-Platte, der Arkonasee und der Pommernbucht vor. Die durchschnittlichen Dichten liegen bei <500 Ind./m². Nur selten werden höhere Dichten beobachtet (z. B. GULLIKSEN 1975, DOERSCHEL 1984, PRENA ET AL. 1997). Abschließend soll nochmals darauf hingewiesen wer-

den, dass insbesondere die Funde in den eutrophierten Küstengewässern eher auf *P. cornuta* hinweisen, die ein typischer Anzeiger für diese Areale ist.

Polydora cornuta BOSC, 1802

[syn. *Polydora ligni* WEBSTER, 1879]

Im Gegensatz zu den anderen Arten der Gattung *Polydora* ist *P. cornuta* relativ häufig in den eutrophierten Bereichen der Küste und inneren Küstengewässer zu finden. Obwohl sie vielleicht nicht als genuine Brackwasserart bezeichnet werden kann, scheint doch eine gewisse Bindung an diese Bereiche vorzuliegen. Dabei verträgt die euryhaline Art auch Salzgehalte <7 psu. *P. cornuta* wird regelmäßig in den inneren Küstengewässern (z. B. Traveästuar, Wismarbucht, Warnowästuar, Rügensche Bodden) nachgewiesen. Aus dem Oderhaff und dem Greifswalder Bodden liegen bisher keine publizierten Belege vor. In küstenferneren Arealen kommt sie ebenfalls vor, tritt hier jedoch deutlich hinter andere Arten der Gattung (z. B. *P. quadrilobata*, *P. ciliata*) zurück. Eigene Studien belegen eine Zunahme im off-shore Bereich von West nach Ost. Auf den kiesigen Hängen und auf den Steinfeldern der Arkonasee (z. B. Kriegers Flak, Adlergrund) tritt die Art regelmäßig auf (nicht in der Karte enthalten). *P. cornuta* baut schlickige Röhren, die U-förmig in sandige Schlicke und Mischsedimente bis zu 2 cm eindringen. Auf Hartsubstraten und Phytal können auch angeklebte Röhren beobachtet werden. *P. cornuta* ist Suspensionsfresser (Strudler) und profitiert vom erhöhten Nahrungsangebot in den inneren Küstengewässern. Über 250 Datensätze zu dieser Art sind in der Datenbank enthalten. Der Großteil davon stammt aus der Wismarbucht, die mit ihren organisch angereicherten Sedimenten und hohen Nährstofffrachten ideale Lebensbedingungen für *P. cornuta* bietet. Von hier stammen auch die Erstnachweise für das Untersuchungsgebiet aus dem Jahr 1934 durch KRÜGER & MEYER (1937). Später wurden maximale Dichten (bis zu 3400 Ind./m²) von SANDROCK (1990) im Aufwuchs vor Timmendorf/Poel gefunden. Aus der Wohlenberger Wiek sind ebenfalls Abundanzen von 2000 bis 3000 Ind./m² bekannt geworden (BÖHME 1991), im Salzhaff lagen die Werte zwischen 100 und 1900 Ind./m² (JASCHHOFF 1990). Außerhalb der Wismarbucht wurden ähnlich hohe Dichten nur noch im Yachthafen von Warnemünde (SANDROCK 1990) und vor Dahmeshöved (Mecklenburger Bucht) beobachtet (MELANDER 1989). Die Biomasse (AFTM) erreichte in der Wohlenberger Wiek für diese relativ kleine Art mit 0,5 g/m² erstaunlich hohe Maximalwerte (BÖHME 1991). In der Regel liegen sie jedoch deutlich darunter.

Polydora quadrilobata JACOBI, 1883

P. quadrilobata findet im Untersuchungsgebiet insbesondere in den küstenfernen Bereichen ab Wassertiefen >5 m geeigneten Lebensraum. Als endobenthische Art besiedelt sie hauptsächlich schlickige Sande und Schlicke. Die Röhren sind innen tapetenartig ausgekleidet. Außen haften Sandkörnchen und Detritus an. Eine Eisenoxidschicht verleiht der Röhre ein typisches Aussehen. Durch ihre Festigkeit werden die Röhren durch den Siebprozess bei makrozoobenthischen Arbeiten oft nicht beschädigt und auch die Tiere sind regelmäßig noch darin anzutreffen. Die Eindringtiefe der U-förmigen Röhren ins Sediment kann bis zu 7 cm betragen. Merkwürdigerweise wurde diese auffällige und eigentlich kaum zu verwechselnde *Polydora*-Art erst in den 1970er Jahren erstmals für das Untersuchungsgebiet gemeldet (NAUEN & SCHUBERT 1980, ROGAL ET AL. 1978). Warum die Art nicht schon früher nachgewiesen wurde ist aus heutiger Sicht nicht nachzuvollziehen. Vermutlich kam es vorher zu Verwechslungen mit anderen Arten oder sie wurden aus unterschiedlichen Gründen (z. B. waren fischereibiologische Arbeiten meist nicht an „Kleinarten" interessiert) nicht beachtet. Seit den 1980er Jahren taucht die Art dann regelmäßig in den Faunenlisten auf und zeigt bei rezenten Untersuchungen eine hohe Stetigkeit. *P. quadrilobata* ist hauptsächlich in der Mecklenburger Bucht verbreitet. Von der Rügen-Falster-Platte und aus der Wismarbucht liegen nur sporadische Fundmeldungen vor. In der Arkonasee wird sie regelmäßig in größeren Tiefen (>20 m) angetroffen. Die Abundanzen liegen hier jedoch meist unter 50 Ind./m² (max. 176 Ind./m²) (HINZE 1986, ZETTLER 2001c). In der Mecklenburger Bucht werden bei geeigneten Bedingungen durchschnittlich 100 bis 300 Ind./m² beobachtet (z. B. KÖHN 1989, IFAÖ 1998b, ZETTLER ET AL. 2000). Die Maximalwerte lagen bei 500 bis 1700 Ind./m² (z. B. AL-HISSNI 1989, IFAÖ 1998a, KOCK 2001). Die Biomasse (AFTM) erreichen kaum Werte über 0,2 g/m² (max. 0,44 g/m²).

Pontoporeia femorata KRÖYER, 1842

Ähnlich wie seine Schwesterart *Monoporeia affinis* zeigte dieser zu den Glazialrelikten gehörende Amphipode in den letzten 100 Jahren erhebliche Bestands- und Ausbreitungsschwankungen. Generell kommt die Art im gesamten Untersuchungsgebiet vor, dringt jedoch nicht in die inneren Küstengewässer ein. Auch Bereiche mit Wassertiefen <10 m werden weitestgehend gemieden. In der Pommernbucht sind nur durch HERTLING (1928) Funde um 8 m auf der Oderbank belegt, die seitdem jedoch nicht wieder bestätigt werden konnten. Als genuine Brackwasserart werden zwar niedrige Salzgehalte (<6 psu) ertragen, jedoch liegen im Flach-

wasser der Küstengewässer die Wassertemperaturen zu hoch. Deshalb ist P. *femorata* im Untersuchungsgebiet auf die relativ gleichmäßig temperierten, kühleren Wasserschichten >10 m beschränkt. Durch länger anhaltende Sauerstoffmangelperioden kam es zeitweilig zur Verdrängung der Art und zu Verschiebungen der Arealgrenzen. Anfang der 1980er Jahre verschwand die Art in einigen Naturräumen nahezu ganz. Erhebliche Bestandseinbußen wurden für das gesamte Gebiet verzeichnet. GOSSELCK (1985) konnte *P. femorata* 1980 letztmalig in großer Abundanz (960 Ind./m²) in der Arkonasee feststellen. Erst seit einigen Jahren ist eine Erholung der *Pontoporeia*-Population zu beobachten. Insbesondere auf den Schlickböden der Arkonasee konnten bei eigenen Studien zum Teil wieder erhebliche Dichten beobachtet werden. *P. femorata* bevorzugt schlickige Sedimente und ist of mit *D. rathkei* vergesellschaftet (ZETTLER 2001d). Die mittlere Dichte liegt jedoch in den meisten Fällen unter 100 Ind./m². Neben der Arkonasee sind auch aus dem Fehmarnbelt relativ hohe Abundanzen (150 bis 760 Ind./m²) bekannt (KOCK 2001). In der Roten Liste ist die Art als stark gefährdet eingestuft (GOSSELCK ET AL. 1996).

Potamopyrgus antipodarum (J. E. GRAY, 1843)

[syn. *Potamopyrgus jenkinsi* (E.A. SMITH, 1889)]

Vermutlich mit Ballastwasser von Schiffen wurde diese Art aus Neuseeland fast weltweit verbreitet. Für Deutschland wurde sie 1908 für den Breitling der Warnow an der Mündung in die Ostsee erstmalig angegeben (STEUSLOFF, 1909a, b). JAECKEL (1960) gibt allerdings auch schon für 1885 einen Nachweis aus der Wismarbucht bei Poel an. Es ist nicht ganz klar, worauf diese Angabe basiert. Durch die Fähigkeit, sich parthenogenetisch zu vermehren, hat sich *P. antipodarum* rasant ausgebreitet. In allen Gewässersystemen, einschließlich des Brackwassers der Ostsee, können große Populationen beobachtet werden. Auch an der dänischen Ostseeküste und in den Fjorden ist *P. antipodarum* häufig (SCHLESCH 1943, BONDESEN & KAISER 1949). Bezüglich der Wasserqualität scheint *P. antipodarum* relativ anspruchslos zu sein. Hauptsächlich ist er im Süßwasser verbreitet und wird sowohl in oligotrophen als auch eutrophen Gewässern, in Seen, Weihern, Flüssen, Bächen und Quellen angetroffen. Neben dem Süßwasser ist *P. antipodarum* auch im Brackwasser weit verbreitet, erträgt Salinitäten bis 16 psu, präferiert aber oligo- und mesohaline Salzgehalte zwischen 2 und 8 psu. So sind in allen inneren Küstengewässern stabile Populationen zu beobachten (z. B. Traveästuar, Warnowästuar, Greifswalder Bodden). Regelmäßig tritt eine gekielte Form (*P. antipodarum* f. carinata MARSHALL, 1889) auf. Die alte Ansicht, dass diese sich auf das Brackwasser be-

schränkt (STEUSLOFF 1939, BOETTGER 1948), kann nicht bestätigt werden. In meist geringer Zahl ist diese Form auch in allen Binnengewässern anzutreffen. *P. antipodarum* ist auf Grund seiner Bindung an die brackigen Küstengewässer nur im Flachwasser (maximal 11 m im Salzhaff) anzutreffen. Gelegentliche Meldungen von der Außenküste müssen angezweifelt werden. Eigene Erfahrungen belegen, dass hier die marine Art *H. ulvae* eine ähnliche Nische besetzt. Die Abundanzen von *P. antipodarum* können ähnlich wie bei den anderen Hydrobiiden erheblich schwanken und erreichen bei optimalen Bedingungen (z. B. Greifswalder Bodden) Werte von über 2000 Ind./m² (maximal 6000 Ind./m²) (SAAVEDRA PEREZ 1990, GÜNTHER & LAMPE 1993).

Pusillina inconspicua ALDER, 1844

[syn. *Rissoa inconspicua* (ALDER, 1844), *Turboella inconspicua* (ALDER, 1844)]

Diese im Untersuchungsgebiet nicht allzu häufige Schnecke wird in ihrer Verbreitung durch den abnehmenden Salzgehalt limitiert. Es werden mesohaline Salzgehalte (untere Grenze ca. 8-10 psu) ertragen. *P. inconspicua* ist daher nur in der Mecklenburger Bucht regelmäßig verbreitet, dringt aber gelegentlich auch bis zur Rügen-Falster-Platte vor. Von den inneren Küstengewässern spielt nur die Wismarbucht mit ihrer breiten Anbindung an die vorgelagerte Mecklenburger Bucht als Lebensraum für *P. inconspicua* eine Rolle. Aus der Arkonasee gibt es nur undifferenzierte Angaben von JAGNOW (1985) und JAGNOW & GOSSELCK (1987). Eigene Beobachtungen belegen, dass die Art hier nur als Irrgast anzusehen ist. Ähnliches gilt für den Greifswalder Bodden (GOSSELCK ET AL. 1999). *P. inconspicua* kann als typischer Phytalbewohner angesehen werden und bevorzugt die lichtdurchfluteten Flachwasserbereiche. Auf strukturierten Substraten (Steinriffe, Muschelfelder) kann sie aber auch in Wassertiefen von über 20 m existieren (WASMUND ET AL. 1998, IFAÖ 2000, ZETTLER ET AL. 2000). Die ersten Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet stammen vom Ende des 19. Jahrhunderts aus der Travemünder Bucht (Teil der Mecklenburger Bucht) und aus der Wismarbucht (ARNOLD & LENZ 1873, LENZ 1875, ARNDT 1875, KOCH 1875, ARNOLD 1883, BRAUN 1888). Mitte der 1930er Jahre konnten KRÜGER & MEYER (1937) *P. inconspicua* in der Wismarbucht regelmäßig und zum Teil in erheblicher Abundanz beobachten. Die Werte schwankten zwischen Einzelexemplaren bis über 6000 Ind./m². Derartig hohe Abundanzen wurden seitdem nicht mehr publiziert. Die durchschnittliche Dichte bei geeigneten Siedlungsbedingungen liegt zwischen 10 und 200 Ind./m². Bei umfangreichen Untersuchungen in der Mecklenburger Bucht lagen die optimalen Bedingungen in der Rotalgenzone unter 10 m Wassertiefe mit maximalen

Abundanzen zwischen 600 und 900 Ind./m² auf der Sagasbank und vor Klein Klützhöved (ZETTLER ET AL. 2000).

Pygospio elegans CLAPAREDE, 1863

[syn. *Spio seticornis* MICHAELSEN, 1896]

P. elegans zählt zu den am häufigsten nachgewiesenen makrozoobenthischen Vertretern im Untersuchungsgebiet. Die Hauptvorkommen liegen auf den Sandplateaus und Sandbänken der Pommernbucht, der Rügen-Falster-Platte, der Wismarbucht und der Mecklenburger Bucht. *P. elegans* taucht in allen älteren Arbeiten zum Untersuchungsgebiet auf (z. B. ARNOLD & LENZ 1873, MÖBIUS 1873, LENZ 1875, 1882, BRAUN 1888, MICHAELSEN 1897, HAGMEIER 1926, HERTLING 1928, KRÜGER & MEYER 1937). Allerdings sind nur selten Angaben zur Häufigkeit zu finden. In neueren Arbeiten wird er ebenfalls regelmäßig nachgewiesen und ist in einigen Bereichen ein dominantes Faunenelement (ARLT & KRAUSE 1997, KUBE & POWILLEIT 1997, IFAÖ 1998b, ZETTLER ET AL. 2000). Die Spionide stellt sich als ein typischer Flachwasserbewohner dar und tritt auf entsprechenden Sandböden in teilweise erheblichen Abundanzen auf. Die Sedimentcharakteristik scheint den entscheidenden Einfluss auf die Besiedlungsmuster auszuüben. Hauptvorkommen liegen in Wassertiefen zwischen 5 und 20 m mit durchschnittlichen Dichten von 1000 Ind./m². Auch in lenitischen Uferbereichen (z. B. Poel, Breitling, Langenwerder) können günstige Lebensbedingungen gefunden werden. An exponierten Küsten tritt die Art erst in Wassertiefen auf, die physikalischen Stressbedingungen (Sanddrift, Wellenschlag) weniger exponiert sind. Etwa ab 3 bis 5 m Wassertiefe ist eine Zunahme von *P. elegans* zu beobachten. Die Abundanzen unterliegen einer annualen und saisonalen sowie räumlichen Variabilität, Maximalwerte können deutlich über 1000 Ind./m² liegen. BRENNING (1964) konnte bei seinen Untersuchungen am Langenwerder (Wismarbucht) maximale Abundanzen von über 58000 Ind./m² feststellen. Im Salzhaff (ebenfalls Naturraum Wismarbucht) und am Ausgang der Darß-Zingster Boddenkette wurden von JASCHHOF (1990) bzw. KUBE (1992) Werte von über 21000 Ind./m² beobachtet. Die Biomasse (AFTM) liegt in der Regel unter 1 g/m². Nur selten werden Werte >1,5 g/m² registriert (z. B. PRENA 1987). Wo Strömung ein Zusedimentieren der Sandflächen verhindert, siedelt *P. elegans* auch in größeren Wassertiefen. In der Arkonasee wurde *P. elegans* in Tiefen von bis zu 50 m auf Schlick angetroffen, dann immer in geringen Dichten. Da die Art empfindlich gegenüber längerem Sauerstoffmangel ist (KUBE & POWILLEIT 1997), in den Schlickbecken ein regelmäßiges Ereignis,

und die optimalen Sedimente für den Röhrenbau (Feinsande) fehlen, kann sie hier keine stabilen Populationen aufbauen.

Rhithropanopeus harrisii (GOULD, 1841)

Seit Mitte der 1930er Jahre kommt diese ursprünglich in Nordamerika beheimatete Rundkrabbe in einigen Bereichen der Ostsee vor. Fundangaben stammen aus Kiel und der Danziger Bucht. Die ersten gesicherten Nachweise für das Untersuchungsgebiet stammen aus dem Greifswalder Bodden vom Anfang der 1990er Jahre (MESSNER 2000). *R. harrisii* ist bisher ausschließlich in den vorpommerschen Küstengewässern (Darß-Zingster Boddenkette, Rügensche Bodden und Greifswalder Bodden) gefunden worden. Ungenaue Angaben von GRUSZKA (1999) und NEHRING (2000) aus dem Oderhaff konnten bisher nicht bestätigt werden. Die Angabe von KINZELBACH (1998) aus dem Salzhaff muss ebenfalls angezweifelt werden (s.a. ZETTLER 1998, 2002). Eigene Studien deuten bisher auf eine restriktive Verbreitung in den drei genannten Küstengewässern hin. Seit 2002 wurden vermehrt Nachweise im offshore Bereich der Arkonasee (Kriegers Flak und Adlergrund) getätigt, die jedoch in der vorliegenden Studie nicht enthalten sind. Auch an der Außenküste vor Rügen (Nähe Prora) konnte im Jahr 1999 *R. harrisii* beobachtet werden (IFAÖ 2000). Das vermehrte Auftreten an der Außenküste lässt vermuten, dass die Art sich langsam westwärts ausbreitet. Inwieweit sie dort geeignete Lebensbedingungen vorfindet und sich gegen Konkurrenz durchsetzen kann, bleibt abzuwarten. Die Rügenschen Bodden werden inzwischen komplett besiedelt, auch wenn dies aus der Karte nicht hervorgeht. Aus dem Großen und Kleinen Jasmunder Bodden liegen Belege vor. Im Strelasund wurden zum Teil erhebliche Dichten von über 400 Ind./m² gefunden (KÖHN 1995b). Hohe Individuendichten werden ebenfalls regelmäßig im Greifswalder Bodden festgestellt. *R. harrisii* siedelt hier insbesondere in den dichten Phytal-Beständen. Hauptsächlich in den *Fucus*-Büscheln findet die Art optimalen Unterschlupf. Teilweise werden bis zu 15 Individuen aus einem Büschel „geschüttelt". In der Darß-Zingster Boddenkette mit geringeren Salzgehalten und ohne *Fucus*-Vorkommen sucht *R. harrisii* strukturierte Substrate wie Steinschüttungen, Uferbefestigungen, Schilfabbruchkanten und Torfballen auf. Hier findet die Art ausreichende Deckung.

Saduria entomon (LINNAEUS, 1758)

Die Assel *S. entomon* ist auf Grund ihrer Größe ein sehr auffälliges Faunenelement. Sie ist ein Glazialrelikt, welches rezent sowohl im Süßwasser (Ladogasee) als auch im Brackwasser der

Ostsee lebt (KÖHN & GOSSELCK 1989). Die Hauptvorkommen innerhalb der Ostsee erstrecken sich von Polen bis zum äußersten Norden (Bottnischer Meerbusen). Im Untersuchungsgebiet ist *S. entomon* bis auf wenige Ausnahmen nur östlich der Darßer Schwelle verbreitet. Die Mecklenburger Bucht wird nur tangiert. Im Wesentlichen sind die Rügen-Falster-Platte und die Arkonasee Zentren der Verbreitung im Untersuchungsgebiet. Als arktisches Relikt ist *S. entomon* auf niedrige Temperaturen und gute Sauerstoffversorgung angewiesen, die sie in Wassertiefen >15 m findet. Durch Sauerstoffmangelsituationen in den tiefen Becken, wird *Saduria* in flachere Areale verdrängt, wo sie suboptimale oder pessimale Bedingungen vorfindet. Die ersten Nachweise aus dem Untersuchungsgebiet stammen von rund um Rügen und Hiddensee vom Ende des 19. Jahrhunderts (MÖBIUS 1873, FRIEDEL 1882, BRANDT 1897). Bei fischereibiologischen Untersuchungen konnte sie u. a. HERTLING (1928) regelmäßig nachweisen. In jüngeren Studien wird *S. entomon* gelegentlich gefunden (z. B. ARLT & KRAUSE 1997, ZETTLER 2001c). Insbesondere die Steinfelder und Kiesgründe innerhalb der Arkonasee sind durch *S. entomon* besiedelt. In der Regel liegen die Abundanzen deutlich unter 50 Ind./m². In der Pommernbucht wurden seit den Untersuchungen von HERTLING (1928) und LÖWE (1963) keine Angaben zu *S. entomon* mehr publiziert. Ohne Koordinaten- und Abundanzangabe findet sich bei KUBE ET AL. (1996a) und KUBE (1996b) ein Hinweis zu *Saduria* in der Pommernbucht.

Scoloplos armiger (O.F. MÜLLER, 1776)

S. armiger zählt, vermutlich auf Grund seiner Größe und seines auffälligen Erscheinungsbildes, seit dem letzten Drittel des 19. Jahrhunderts zu den Organismen, die regelmäßig im betrachteten Ostseeareal nachgewiesen wurden. Die ersten Befunde dieses Polychaeten im Untersuchungsgebiet erfolgten durch LENZ (1875) für die Travemünder Bucht sowie durch MÖBIUS (1873) für die Neustädter Bucht, Wismar, Poel, Warnemünde, die Kadetrinne und vor Rügen und machten bereits seine ausgesprochen weite Verbreitung deutlich. *S. armiger* wurde im Untersuchungsgebiet in allen Wassertiefen (0-47m) und somit auf allen Substraten gefunden. Er lebt als „Substratwühler" im Endopsammon und Endopelos und bevorzugt sandige Böden mit geringen organischen Beimengungen, wo er oftmals zahlenmäßig dominant auftritt. Wie bereits erwähnt ist *S. armiger* im Untersuchungsgebiet weit verbreitet, meidet jedoch die inneren Küstengewässer. Er toleriert mesohaline Salzgehalte (>8 psu). Diese Salzgehaltstoleranz, die sich bei den Larven noch nach oben verschiebt, bedingt auch die östliche Verbreitungsgrenze in der Gotlandsee, wo *S. armiger* in großen Wassertiefen noch sporadisch

vorkommt. Aus der Darß-Zingster Boddenkette, dem Oderhaff und dem Warnowästuar sind keine Nachweise bekannt. Aus dem Greifswalder Bodden, dem Traveästuar und den Rügenschen Bodden liegen nur vereinzelte Befunde vor. Durch Salzgehaltsschwankungen kam es in der Vergangenheit immer wieder zu Arealverschiebungen. Wurde *S. armiger* vor den 1960er Jahren in der Pommernbucht noch regelmäßig festgestellt, so liegen seitdem kaum noch Fundmeldungen aus diesem Gebiet vor. Die flachen Sande der Pommernbucht mit durchschnittlichen Salzgehalten zwischen 7 und 9 psu bieten für *S. armiger* suboptimale Siedlungsbedingungen. Die durchschnittlichen Abundanzangaben für das gesamte Untersuchungsgebiet bewegen sich zwischen 200 und 800 Ind./m², die Biomassen (AFTM) zwischen 0,2 und 1 g/m². Maximale Abundanzen und Biomassen (AFTM) wurden mit 5600 Ind./m² und 5,3 g/m² aus der Wismarbucht publiziert (PRENA 1987, 1990).

Sphaeroma hookeri LEACH, 1814

Auf Grund der Verwechslung mit der Schwesterart *S. rugicauda* wurde *S. hookeri* offensichtlich über einen langen Zeitraum in der Ostsee übersehen. Bis zur Erwähnung von *S. hookeri* für die Ostsee durch REMANE im Jahre 1940 (siehe KÖHN & GOSSELCK 1989) und der Monographie von KINNE (1954) wurde generell *S. rugicauda* angegeben. Erst Anfang der 1950er Jahre kam es zur Unterscheidung zwischen diesen beiden Arten. *S. hookeri* wurde 1952 zum ersten Mal für die Rügenschen Bodden erwähnt (FORSMAN 1952). In den darauf folgenden Jahren stellte sich heraus, das *S. hookeri* mit Abstand häufiger ist als *S. rugicauda*, die ebenfalls im Gebiet verbreitet ist. Beide Asseln treten oft vergesellschaftet auf (z. B. MESSNER & WOHLRAB 1959, ZETTLER 1999a). *S. hookeri* ist eine typische Flachwasserart der inneren Küstengewässer, bevorzugt strukturierte Substrate (Steine, Holz, Phytal) und wird nur sehr selten im Litoral der Außenküste angetroffen. Fast alle inneren Küstengewässer werden besiedelt. Nur im Oderhaff findet sie bereits im Peenestrom ihre Verbreitungsgrenze und dringt nicht ins eigentliche Haff vor. Nachweise aus dem off-shore Bereich der Ostsee im Untersuchungsgebiet sind nicht bekannt. Während sie tagsüber im Verborgenen lebt (z. B. unter Steinen), ist sie nachts unterwegs und erweist sich als guter Schwimmer. Die mittleren Abundanzen liegen etwa zwischen 100 und 800 Ind./m², die Biomassen (AFTM) hauptsächlich im Bereich von 0,1 bis 0,5 g/m². Die höchste Abundanz mit 10000 Ind./m² wurde von ZETTLER (1999a), die größte Biomasse mit 1,8 g/m² von VOIGT ET AL. (1994), beide Werte für das Warnowästuar, berichtet.

Spio goniocephala THULIN, 1957

Der Erstnachweis für *S. goniocephala* stammt aus dem Jahre 1980 für die Mecklenburger Bucht (BICK 1983). Der relativ späte Nachweis dieses Polychaeten für das Untersuchungsgebiet liegt an der großen Ähnlichkeit mit den Schwesterarten (*S. armata*, *S. filicornis* und *S. martinensis*), die ebenfalls im Untersuchungsgebiet vorkommen. Erst der Bestimmungsschlüssel von BICK & GOSSELCK (1989) erleichterte ein Identifizieren dieser Art in der Ostsee. Bis dahin wurden mehr oder weniger alle „Spios" zu *S. filicornis* gezählt. Inzwischen gelten die Unterscheidungsmerkmale als akzeptiert und auch die Vorkommen in der Mecklenburger Bucht und auf der Rügen-Falster-Platte als gesichert. Bei rezenten Untersuchungen zeigt sich in der Reihenfolge *S. goniocephala*, *S. filicornis* und *S. martinensis* eine abnehmende Häufigkeit. Für das Warnowästuar ist nur ein Fundnachweis bekannt, der allerdings durch die vertiefte Warnowrinne als wahrscheinlich gilt (VOIGT ET AL. 1994). Die besiedelte Wassertiefe liegt zwischen 2 und 28 m. In der Regel werden Sande und schlickige Sande bevorzugt. Die mittlere Dichte liegt in den meisten Fällen im Bereich von 30-200 Ind./m². Die Biomassen (AFTM) bei 0,02-0,1 g/m². Relativ hohe Abundanzen und Biomassen (AFTM) sind von der Sagasbank in der Mecklenburger Bucht (1107 Ind./m², 0,332 g/m²) bekannt (IFAÖ 1998b). Vor Dameshöved (Mecklenburger Bucht) wurden von WINKLER (1994) Abundanzen zwischen 127 und 1200 Ind./m² festgestellt.

Spio martinensis MESNIL, 1896

Auf Grund der großen Ähnlichkeit mit *S. goniocephala* und *S. filicornis* ist diese Art lange Zeit übersehen worden (siehe auch HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Hauptunterscheidungsmerkmal ist der Beginn der neuropodialen Hakenborsten, die bei *S. martinensis* bereits zwischen 13. und 15. Segment beginnen. *S. martinensis* wurde für das Untersuchungsgebiet erst 1997 in der Kadetrinne auf der Rügen-Falster Platte dokumentiert (IFAÖ 1998b). Die Nachweise im Untersuchungsgebiet beschränken sich bislang auf die Rügen-Falster Platte und die Mecklenburger Bucht, wo er in Tiefen von 15-20 m angetroffen wurde. In den bisher vorliegenden Studien, die diesen Polychaeten für das betrachtete Ostseeareal auflisten (IFAÖ 1998b, ZETTLER ET AL. 2000, IFAÖ 2001) wurden Abundanzen von 2 bis 47 Ind./m² und Biomassen (AFTM) bis 0,002 g/m² ermittelt. Er wurde hauptsächlich auf sandigen Sedimenten nachgewiesen. Über Arealgrenzen und Tendenzen in der Gesamtverbreitung kann noch keine Aussage getroffen werden, da die Beobachtungen sehr spärlich und sporadisch sind.

Streblospio dekhuyzeni HORST, 1909

[syn. *Streblospio shrubsoli* (BUCHANAN, 1890), *S. benedicti* WEBSTER, 1879 partim]

Dieser Polychaet wurde in allen Naturräumen in Tiefen bis zu 20 m nachgewiesen. Seine Hauptvorkommen aber liegen in den inneren Küstengewässern (s. Karte). *S. dekhuyzeni* kann als genuine Brackwasserart bezeichnet werden. Die brackigen Teile der inneren Küstengewässer mit ihren zum Teil erheblich organisch angereicherten Sedimenten bilden das Hauptrefugium für diesen Polychaeten. Es werden untere Salzgehalte zwischen 5 und 8 psu ertragen. In der Ostsee liegen Fundmeldungen bis Höhe Kalmarsund und Kurisches Haff vor (BICK & GOSSELCK 1985, DAUNYS mdl. Mitt.). Der erste Nachweis im Untersuchungsgebiet erfolgte 1933 für den Greifswalder Bodden (SEIFERT 1938). In den 1950er Jahren meldete LÖWE (1957) *S. dekhuyzeni* küstennah vor Prora und Saßnitz und KÜRSCHNER (1956) erneut aus dem Greifswalder Bodden. In den 1960er Jahren taucht die Art mehrfach in den Faunenlisten der Rügenschen Bodden, der Darß-Zingster-Boddenkette, des Traveästuars und des Greifswalder Boddens auf (z. B. ARLT 1970, ARNDT 1988, BESCHNIDT ET AL. 1970, ENGELMANN 1964, GROSCH 1970, GÜNTHER 1961, KOSLER 1969). Bis heute wird *S. dekhuyzeni* regelmäßig v. a. in den inneren Küstengewässern gefunden. Die ermittelten Abundanzen liegen durchschnittlich unter 100 Ind./m². Werte von über 1000 Ind./m² sind selten (z. B. NAUSCH 1984, GÜNTHER 1998, SAAVEDRA PEREZ 1990). Maximal wurden bis zu 30000 Ind./m² in der Darß-Zingster Boddenkette beobachtet (ARNDT 1989). Diese ungewöhnlich hohe Zahl ist wahrscheinlich auf ein Reproduktionsereignis und anschließenden Larvenfall zurückzuführen. Ebenso variieren die angegebenen Biomassen, die z. B. in der Darß-Zingster Boddenkette Werte bis 0,162 g/m² (AFTM) erreichen (KUBE 1992).

Terebellides stroemi M. SARS, 1835

T. stroemi zählt zu den regelmäßig nachgewiesenen makrozoobenthischen Vertretern im Untersuchungsgebiet. Die Vorkommen liegen in der Arkonasee, auf der Rügen-Falster Platte, der Wismarbucht, der Mecklenburger Bucht und der Pommernbucht. Die inneren Küstengewässer werden weitestgehend gemieden. Nur die mit breiter Öffnung an die vorgelagerte Ostsee angebundene Wismarbucht wird gelegentlich von *T. stroemi* besiedelt (z. B. KRÜGER & MEYER 1937, SCHULZ 1966, PRENA & GOSSELCK 1989). In der Ostsee reicht die Arealgrenze (jedenfalls zeitweise) bis zum Eingang des Finnischen Meerbusens. Es werden Salinitäten bis 3 psu ertragen (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). In allen Arealen werden hauptsächlich schlickige Substrate besiedelt, in denen die Art relativ stabile Röhren baut. Die Nahrung wird selektiv

durch das Abtasten des Bodens mit den Tentakeln aufgenommen. *T. stroemi* taucht bereits in den älteren Arbeiten zum Untersuchungsgebiet auf (z. B. LENZ 1875, MÖBIUS 1873, MICHAELSEN 1897). Seitdem gehört dieser Polychaet regelmäßig zum Fauneninventar bei makrozoobenthischen Studien. Mit schwankenden Salzgehaltsbedingungen und der variierenden Sauerstoffversorgung der schlickigen Becken kam es in der Vergangenheit zu erheblichen Abundanz- und Verbreitungsverschiebungen. So konnten die Nachweise von HERTLING (1928) und LÖWE (1957, 1963) aus der Pommernbucht bis jetzt nicht wieder bestätigt werden. Die Abundanzen liegen etwa zwischen 100 und 500 Ind./m², die Biomassen (AFTM) erreichen Werte bis zu 2,87 g/m² (IFAÖ 1998b). Die höchste Abundanz mit 1088 Ind./m² wurde für den Walkyriengrund in der Mecklenburger Bucht ermittelt (IFAÖ 1998b).

Theodoxus fluviatilis (LINNAEUS, 1758)

[syn. *Theodoxus fluviatilis littoralis* (LINNAEUS, 1758)]

Die Stammform *T. fluviatilis* kommt ausschließlich im Süßwasser vor und hat eine europäische Verbreitung. Bereits seit Beginn der malakologischen Erforschung Mecklenburg-Vorpommerns wurde die Brackwasserform *T. fluviatilis littoralis* in Brackgewässern der Ostsee nachgewiesen. So gibt BOLL (1851) ihn für den Dassower See an. Nachweise aus dem Greifswalder Bodden, den Rügenschen Bodden, dem Oderhaff und der Ostsee folgten (z. B. BRAUN 1888a, LEHMANN 1873, MÖBIUS 1873, SCHIEMENZ 1898a). An der dänischen Küste wurde die Art v. a. durch SCHLESCH (1943) und durch RASMUSSEN (1973) belegt. Aktuell kann die Form (oder Unterart?) insbesondere in den inneren Küstengewässern wie Salzhaff, Darß-Zingster Boddenkette, Rügensche Bodden und Greifswalder Bodden beobachtet werden (z. B. BÖHME 1999, GOSSELCK & KELL 1998, GÜNTHER ET AL. 1995, HENSEL 1994, ZANDER ET AL. 2000, ZETTLER 2001b). An der Außenküste liegen nur spärliche Fundmeldungen vor. Auf Grund der abnehmenden Salzgehalte werden erst ab Rügen die Siedlungsbedingungen geeigneter. So wurden z. B. auf den Steinfeldern des Adlergrundes (Rönnebank) in bis zu 20 m Wassertiefe Nachweise erbracht (ZETTLER 2001c). Insbesondere der Salzgehalt und das Substrat scheinen die Besiedlungstauglichkeit zu beeinflussen. In den Bodden und Haffen werden hauptsächlich die Phytalbestände (v. a. *Fucus* und *Potamogeton*) im Flachwasser in großen Dichten besiedelt. Im off-shore Bereich der Ostsee werden Steinfelder bevorzugt. Maximal beobachtete Salzgehalte lagen bei 15 psu (Poeldamm, Wismarbucht). Auch eine untere Salzgehaltsgrenze scheint zu bestehen (s. a. KANGAS & SKOOG 1978), da die Tiere nicht ins Süßwasser eindringen. Eine Vermischung von Populationen einmündender Flüsse und aus

dem Brackwasser der Bodden und Haffe wurde bisher nicht festgestellt. Die Abundanzen können von wenigen Einzelindividuen bis zu einigen 100 Ind./m² betragen. Im Greifswalder Bodden (Schoritzer Wiek) wurden z. B. bis zu 5000 Ind./m² festgestellt (GOSSELCK ET AL. 1999). Die Brackwasserform *T. fluviatilis littoralis* wird in Mecklenburg-Vorpommern als gefährdet und in Schleswig-Holstein als vom Aussterben bedroht eingestuft (WIESE 1996).

Trochochaeta multisetosa (OERSTED, 1843)

Die ersten Nachweise dieses Polychaeten im Untersuchungsgebiet erfolgten als *Disoma multisetosum* durch LENZ (1875) und MÖBIUS (1873) für die Mecklenburger Bucht vor Niendorf sowie durch MICHAELSEN (1897) für die Neustädter Bucht, Travemünde, vor Wismar und Rethwisch. Erst in den 1960er Jahren wurden jüngere Angaben zu dieser Art in den betrachteten Naturräumen publiziert. Die ersten quantitativen Befunde stammen von SCHULZ (1966), der in der Mecklenburger Bucht Abundanzen zwischen 10 und 210 Ind./m² feststellte. 1978 taucht die Art in der Literatur für das Untersuchungsgebiet erstmals unter dem heute gültigen Namen *T. multisetosa* auf (ROGAL ET AL. 1978). Der Schwerpunkt der Verbreitung dieses röhrenbildenden Polychaeten liegt im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes. Er besiedelt vorzugsweise schlickige Substrate in Tiefen von 15-30 m. Seine Verbreitungsgrenze liegt etwa auf Höhe der Darßer Schwelle, bis zu der er über salzhaltigere Tiefenwasser in der Kadetrinne gelangt. Auf Grund von Brackwassersubmergenz dringt *T. multisetosa* aus dem Öresund auch bis in die Arkonasee vor, wo er in Tiefen unter 40 m in Abundanzen bis 30 Ind./m² nachgewiesen wurde (SCHULZ 1973, WASMUND ET AL. 1998, 1999, ZETTLER 2000c). Einzeltiere sind ebenfalls von der Rügen-Falster Platte in der Kadetrinne in Tiefen unter 20 m (2-6 Ind./m²) belegt (WÖLLE & GAST 1988, IFAÖ 1998b). Die Abundanzangaben im Hauptverbreitungsgebiet bewegen sich im Wesentlichen zwischen 20 und 200 Ind./m². Die höchsten Individuendichten wurden mit 400 Ind./m² im Fehmarnbelt (MEUSEL 1999) und 437 Ind./m² in der Kadetrinne (WÖLLE & GAST 1988) angegeben. Die größten Biomassen (AFTM) wurden mit 0,863 g/m² (WÖLLE & GAST 1988) und 0,337 g/m² (ZETTLER ET AL. 2000) in der Mecklenburger Bucht nachgewiesen.

5. Bestandsveränderungen

Die Betrachtung von Zu- und Abnahmen in den Beständen einzelner Arten über die Jahrzehnte ist problematisch, weil die früher erfolgten taxonomischen Zuordnungen aus heutiger Sicht teilweise zu hinterfragen sind. Außerdem haben sich im Laufe der Jahrhunderte die Methoden und die Motivationen bzw. Fragestellungen von Makrozoobenthosuntersuchungen geändert. Die Anfänge waren hauptsächlich durch das Sammeln für „Naturalienkabinette" begründet und betrafen in erster Linie die ästhetisch schönen Molluskenarten. Danach folgten Beschreibungen zufälliger Aufsammlungen. Selbst die ersten systematischen Untersuchungen hatten aus heutiger Sicht ein Manko. Sie hatten als Ziel, hauptsächlich fischereilich interessante Nährtiere zu erkunden. Kleine und „unbrauchbare" Arten wurden nicht berücksichtigt. Im Laufe der Jahre haben sich die eingesetzten Fang- und Beprobungsgeräte geändert. Anfänglich kamen hauptsächlich die in der Fischerei üblichen Netze, Baumkurren und Dredgen zum Einsatz, weshalb oft nur qualitative Angaben aus historischen Studien zu entnehmen sind. Später erfolgten die Benthos-Untersuchungen mit Greifern. Im Laufe der Geschichte wurden eine Reihe unterschiedlicher (in Funktion, Eindringtiefe und Ausstichfläche) Bodengreifer entwickelt. Die bekanntesten unter ihnen sind der Ekman-Birge-Greifer (ca. 1911), Petersen-Greifer (ca. 1911) und der van Veen Greifer (ca. 1933). Später wurden dann Kastengreifer, Stechrohre und Multicorer entwickelt. Eine gute Übersicht über Bodengreifer gibt die Arbeit von HOPKINS (1964): A survey of marine bottom samplers. Progress in Oceanography 2: 213-256. Seit einigen Jahrzehnten ist die Anwendung von van Veen Greifern in der Ostsee standardisiert. Insbesondere gilt dies für das HELCOM-Monitoring und das Bund-Länder-Mess-Programm. Methodenhandbücher des ICES geben Hinweise für die Probenname, die Behandlung der Proben und für die Qualitätssicherung (RUMOHR 1990 und 1999, ICES TIMES No. 8 und 27). Das betrifft auch die verwendeten Siebverfahren, Fixierungunsmittel und Lagerung von Proben. Zur Qualitätssicherung werden seit einigen Jahren regelmäßig Workshops und Ringtests mit den beteiligten Laboren durchgeführt.

Andere Beeinflussungsfaktoren für Schwankungen von Makrozoobenthos in Vorkommen, Abundanz und Biomasse sind die natürlichen (jedoch unregelmäßigen) Salzwassereinbrüche bzw. Sauerstoffdefizite. Diese Effekte können sich über lange Zeiträume hinziehen und zeitliche Veränderungen in den Beständen vortäuschen oder überdecken. Insbesondere die Verschiebung (Ausdehnung und Rückgang des Verbreitungsareals) von salzgehaltslimitierten, seltenen Arten muss im richtigen Kontext gesehen werden. Ausagen zu Veränderungen im

Makrozoobenthos im Laufe der letzten 160 Jahre sind im Wesentlichen auf häufige, gut bestimmbare, taxonomisch eindeutige und gut erfassbare Arten beschränkt.
Die oben genannten Ausführungen sollen verdeutlichen, dass mit der vorliegenden Datenbank ein Werkzeug zur Verfügung steht, um Langzeittrends in historischen Dimensionen nachzuvollziehen. Bei der Auswertung der Daten sind jedoch die verursachenden Variationsauslöser (natürliche oder anthropogene) zu berücksichtigen. Das gilt sowohl für Bestandszu- als auch abnahmen.

5.1. Bestandsabnahme

Für einige wenige Taxa zeichnet sich ein deutlich negativer Trend bei der Bestandsentwicklung ab. Die meisten dieser Arten sind Kaltwasser-Relikte und auf den Tiefenbereich mit niedrigen Temperaturen beschränkt. Auf der anderen Seite benötigen sie relativ hohe Salzgehalte (arktische Relikte) bzw. möglichst geringe Salinitäten (glaziale Relikte). Zu den ersteren gehören der Amphipode *Pontoporeia femorata* und die Muschel *Macoma calcarea*. Beide habe in den letzten Jahrzehnten deutliche Bestandseinbußen hinnehmen müssen. Auch die Muscheln der Gattung *Astarte* sind hier einzuordnen. Alle 3 Arten der Gattung indizieren durch ihre anhand der Schalen nachweisbaren ehemaligen Vorkommen Rückgangstendenzen, die durch O_2-Mangel in Arkonasee und Bornholmbecken ausgelöst werden. Am stärksten ist *A. montagui* betroffen, die zum einen nur noch punktuell verbreitet ist und zum anderen deutlich geringere Abundanzen aufweist als in der Vergangenheit. Zu den Glazialrelikten gehören die Schwebgarnele *Mysis relicta* (nicht im Untersuchungsgebiet), der Amphipode *Monoporeia affinis* und die Assel *Saduria entomon*. Diese Arten sind auf Grund des Salzgehaltes nur in den ausgesüßteren östlichen Naturräumen des Untersuchungsgebietes zu finden. Hier zeigen sie unterschiedlich starke Schwankungen. Am meisten ist *M. affinis* von den Sauerstoffdefiziten in den Tiefenbereichen der Becken betroffen. Diese Art war über einige Jahrzehnte im Untersuchungsgebiet verschollen. Erst in jüngerer Zeit sind wieder Einzelfunde gemacht worden. Die Große Pfeffermuschel (*Scrobicularia plana*) zeigte vermutlich nie eine weitreichende Verbreitung und war auf die küstennahen Gewässer der Wismarbucht, des Traveästuars und der Mecklenburger Bucht beschränkt. In der Wismarbucht besaß die Art ehemals eine regelmäßige Verbreitung mit durchschnittlichen Abundanzen von 50 bis 100 Ind./m² (z. B. PRENA 1987). Insbesondere in stark organisch angereicherten Sanden und Schlicken war die Muschel zu finden. Im Traveästuar war hauptsächlich der Dassower See und die Pötenitzer Wiek besiedelt (LENZ 1882, GROSCH 1972). Warum diese anscheinend an

eutrophierte Bereiche des Flachwassers angepasste Muschel starke Rückgangstendenzen zeigt, kann derzeit nicht beantwortet werden.

5.2. Bestandszunahme

Auch für die Zunahme von Arten, sowohl in ihrer geographischen Ausbreitung als auch in ihrer Häufigkeit, ist eine gültige Trendaussage von den oben genannten Faktoren abhängig. Bei einigen Taxa scheinen Ausdehnung und/oder Bestände zuzunehmen. Beim Wattwurm (*Arenicola marina*) kann eine Ostausbreitung beobachtet werden. Allerdings ist bei dieser tief im Sediment eingegrabenen Art ein methodischer Fehler nicht auszuschließen. Fest steht, dass er insbesondere in den letzten Jahren auch in den östlichen Gebieten nachgewiesen wurde. Eigene Studien in den letzten 2 Jahren zeigten sogar Vorkommen bis zum Adlergrund. Eine weitere Art, die in den letzten Jahren häufiger angetroffen wird, ist der Gemeine Seestern (*Asterias rubens*). Bei dieser Art werden zwar keine Ausbreitungstendenzen festgestellt, jedoch sind insbesondere in den letzten 10 Jahren gehäuft Massenvorkommen bekannt geworden. So wurden zuletzt 2003 enorme Mengen von *A. rubens* in der Ostsee beobachtet. Diese Phänomene sind mit Sicherheit auf das günstige Aufeinanderfallen von Salzwassereinstrom und Larvenaufkommen zurückzuführen. Diese für *A. rubens* günstigen Bedingungen und das relativ schnelle Wachstumspotential führen zu den oben genannten Massenaufkommen. Möglicherweise treten diese Erscheinungen rezent häufiger auf, da sie aus der älteren Literatur nicht belegt sind. Eine weitere in Ausbreitung begriffene Art ist *Polydora quadrilobata*. Dieser Polychaet wird seit den letzten 20 Jahren gehäuft und regelmäßig nachgewiesen. Unerklärlich bleibt die Ursache für diese „Veränderung". Möglicherweise liegen hier Artefakte vor, die durch die schwierige Taxonomie der Gattung *Polydora* begründet sind. Im Gegenzug werden die früher häufig und in Massen nachgewiesenen *P. ciliata* weniger gefunden. Letztere Art zeigt zwar keine wirklichen Rückgangstendenzen, ist aber nicht mehr so häufig in den Faunenlisten zu finden. Massenvorkommen von *P. ciliata*, wie wir sie aus der Literatur nach Sauerstoffmangelereignissen kennen, wurden seit langem nicht mehr publiziert. Die Gattung *Gammarus* ist bezüglich der Bestandsveränderungen nur mit Vorsicht einzuschätzen. Auf Grund der „taxonomischen Neuordnung" ab den 1960er Jahren (vorher weitestgehend alles als *Gammarus locusta* bezeichnet) und der sich danach erst allmählich durchsetzenden Systematik sind die „Zunahmen" bei *G. salinus* und *G. oceanicus* vermutlich methodisch bedingt. Auch methodische Fehler bei der Erfassung dieser epibenthischen Arten sind nicht auszuschließen. Ähnliches trifft auch für die Asseln (*Idotea balthica* und *I. chelipes*) zu. Beide

Arten sind erst ab den 1960er Jahren sicher getrennt worden. Allerdings werden auch heute noch Determinationsfehler gemacht. Beide Arten schließen sich durch unterschiedliche Salinitäts- und Expositionspräferenzen aus. Überschneidungszonen sind ebenfalls vorhanden. Der Polychaet *Nephtys hombergii* scheint in den letzten 10 Jahren eine Bestandszunahme zu erfahren. Die Art wird jetzt regelmäßig von der Mecklenburger Bucht bis hin zum Eingang der Arkonasee nachgewiesen, wärend früher hauptsächlich nur *N. ciliata* und *N. caeca* gefunden wurden. Möglicherweise sind veränderte Salinitätsbedingungen die Ursache.

5.3. Einwanderer und Neozoen

Im Gegensatz zu den Arten mit Bestandszunahmen sind die Neueinwanderer und Neozoen im Laufe der letzten 50 Jahre erstmalig im Gebiet aufgetaucht. Hier nicht mit eingerechnet werden die ebenfalls als Neozoen bezeichnetetn Arten, die schon seit längerer Zeit im Gebiet etabliert sind. Dazu zählen z. B. die Hydrozoe (*Cordylophora caspia*), die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*), die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) und der Schlickkrebs (*Corophium curvispinum*). Erst seit jüngerer Zeit neu im Gebiet nachgewiesene Arten sind der seit Mitte der 1980er Jahre eingewanderete Polychaet *Marenzelleria viridis*. Diese Spionide hat sich seit dem ersten Auftreten in der Darß-Zingster-Boddenkette rapide ausgebreitet und ist heute in fast allen inneren Küstengewässern verbreitet. Als genuine Brackwasserart ist sie jedoch auf relativ niedrige Salzgehalte angewiesen und hauptsächlich auf die eutrophierten Küstengewässer beschränkt. Mit abnehmenden Salzgehalt ist *M. viridis* nach Osten hin auch regelmäßig in küstenfernen Arealen zu finden. Bisher nur im Warnowästuar konnte seit 2000 ein anderer Brackwasserbewohner festgestellt werden. Die Muschel *Congeria leucophaeata* ist in der Ostsee aus dem Nord-Ostsee-Kanal und dem Warnowästuar bekannt. Potentiell sind Vorkommen auch im Travemündungsgebiet möglich. Altnachweise aus dem Frischen Haff (Polen) sind möglicherweise anzuweifeln (THIENEMANN 1950). Ab Anfang der 1990er Jahre ist ein nordamerikanischer Amphipode (*Gammarus tigrinus*) erstmals im Untersuchungsgebiet aufgetaucht. Die ersten Nachweise gelangen im Peenestrom und Oderhaff. Kurze Zeit später waren auch der Greifswalder Bodden, die Darß-Zingster Boddenkette und die Unterwarnow besiedelt. *G. tigrinus* kann heute in allen inneren Küstengewässern angetroffen werden. Als limnische Art ist er nur im Süß- und Brackwasser zu finden. Nachweise aus küstenfernen Standorten beruhen in der Regel auf Fehlbestimmungen. Eine weitere Krebsart aus Nordamerika ist die Rundkrabbe (*Rhithropanopeus harrisii*). Seit Mitte/Ende der 1980er Jahre breitet

sich diese genuine Brackwasserart von Osten kommend weiter aus. Erste Funde gelangen im Oderhaff. Heute ist die Art in den vorpommerschen Küstengewässern verbreitet. Schwerpunkte der Besiedlung sind der Greifswalder Bodden und die Darß-Zingster-Boddenkette. Bei eigenen Studien wurden in jüngerer Zeit (2002 und 2003) auch küstenferne Nachweise am Kriegers Flak und auf der Rönnebank (beide Arkonasee) gemacht. Aus dem pontokaspischen Faunenkreis sind seit Ende der 1980er Jahre Nachweise des Süßwasseramphipoden *Pontogammarus robustoides* aus dem Oderhaff bekannt. Seitdem hat sich die Art dort etabliert und bildet auch im Oligohalinikum stabile Bestände. Andere Küstengewässer konnten bisher nicht von dieser Art rekrutiert werden. Weitere Neueinwanderer (insbesondere im und über das Oderhaff) sind zu erwarten. Eigene Studien belegen die unmittelbar bevorstehende „Ankunft" der pontokaspischen Krebse *Hemimysis anomala*, *Dikerogammarus haemobaphes* und *D. villosus*. Alle drei Arten wurden im Einzugsgebiet des Oderhaffs bereits nachgewiesen. Als letztes Neozoon wäre noch der ebenfalls aus dem pontokaspischen Raum stammende Oligochaet *Branchiura sowerbyi* zu nennen, der aus dem Oderhaff und dem Einzugsgebiet seit den 1990er Jahren gemeldet wird.

Zu den aktiv eingewanderten (vermutlich ohne anthropogene Vektoren) und in Ausbreitung begriffenen Arten zählen der Polychaet *Heteromastus filiformis* und die Garnele *Palaemon longirostris*. Ersterer wird seit den 1960er Jahren aus dem Untersuchungsgebiet gemeldet. Die Ursachen für die Ausdehnung seines Verbreitungsareales sind nicht bekannt. Ähnlich verhält es sich auch mit *P. longirostris*. Diese lusitanische Art breitet sich seit einigen Jahrzehnten nord- und ostwärts aus. Bisher wurden in der Ostsee allerdings nur Einzelfunde gemacht. Ob sich die Art hier etablieren kann, ist fraglich.

6. Literaturverzeichnis

1) Al-Hissni, Z. (1989). Sainsonale und annuale Fluktuationen des Makrozoobenthos in der Lübecker und Mecklenburger Bucht in den Jahren 1985-88. Dissertation Universität Rostock: 89pp

2) Andersin, A.-B., Cederwall, H., Gosselck, F., Jensen, J.N., Josefson, A., Lagzdins, G., Rumohr, H., Warzocha, J. (1990). Zoobenthos. In: HELCOM (Hrsg.) Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988; Background Document. Helsinki: 211-275

3) Anger, K., Rogal, U., Schriever, G., Valentin (1977). In-situ investigations on the echinoderm *Asterias rubens* as a predator of soft-bottom communities in the western Baltic Sea. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 29: 439-459

4) Anger, K., Valentin, C. (1976). In situ studies on the diurnal activity pattern of *Diastylis rathkei* (Cumacea, Crustacea) and its importance for the "hyperbenthos". Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 28: 138-144

5) Anonymus (1997). Chinesische Krabben in der Peene gesichtet. Ostsee-Anzeiger 2(9): p17

6) Anonymus (1998). Kampf der Krabben an unserer Ostseeküste. Nordeutsche Neueste Nachrichten 03.08.: p7

7) Apstein, C. (1909). Die Isopoden (Asselkrebse) der Ostsee. Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 14: 34-50

8) Arlt, G. (1968). Quantitative Benthosuntersuchungen im Greifswalder Bodden. Limnologica 6: p206

9) Arlt, G. (1969). Bemerkungen zur Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Greifswald, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 18: 189-193

10) Arlt, G. (1970). Faunistisch-ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Mikrobenthos des Greifswalder Boddens. Dissertation Universität Greifswald: 139pp

11) Arlt, G., Holtfreter, J. (1975). Verteilung, Zusammensetzung und jahreszeitliche Fluktuationen der Meiofauna im Barther Bodden (Darß-Zingster Boddenkette). Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 24: 743-751

12) Arlt, G., Krause, J.C. (1997). Abschlußbericht über das FuE Vorhaben Nr, 808 05 056 Ökologische Bedeutung der Grobsand- und Kiesgebiete der deutschen Ostseeküste für das Makrozoobenthos mit besonderer Berücksichtigung von „Rote-Liste-Arten". Gutachten für das Bundesamt für Naturschutz: 56pp

13) Arndt, C. (1875). Ueber Rissoen und Cardien der Ostsee nach F.E. Koch. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 29: 158-160

14) Arndt, E.A. (1964a). Tiere der Ostsee. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg: 199pp

15) Arndt, E.A. (1964b). Befruchtungsvorgänge und Larvalentwicklung bei *Asterias rubens* und *Ciona intestinalis*. Aquarien und Terrarien 11: 185-188

16) Arndt, E.A. (1964c). Ein neuer Fundort von *Perigonimus cirratus* Hartlaub 1913 (Athecata, Hydrozoa) in der Deutschen Beltsee. Zoologischer Anzeiger 173: 332-336

17) Arndt, E.A. (1964d). Über die Hydrozoen der Deutschen Beltsee. Limnologica 2: p383

18) Arndt, E.A. (1967). *Opercularella nana* Hartlaub (Thecata, Campanulinidae), ein häufiger Vertreter der Epifauna von *Euchone-papillosa*-Röhren in der Deutschen Beltsee. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 16: 1207-1210

19) Arndt, E.A. (1973). Ecophysiological and adaptational problems confronting animals living in brackish water. Oikos Suppl. 15: 239-245

20) Arndt, E.A. (1984). The ecological niche of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). Limnologica 15: 469-477

21) Arndt, E.A. (1987). On the macrozoobenthos in landlocked shallow brackish waters and ist suitability for use as an ecological indicator. Proceedings of the 4th BMB-Symposium in 1975, Gdansk (Poland): 201-212

22) Arndt, E.A. (1988). Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette von 1969-1987

23) Arndt, E.A. (1989). Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. In: Ryland, J.S., Tyler, P.A. (eds.) Reproduction, Genetics and Distribution of Marine Organisms. Proceedings of the 23rd European Marine Biology Symposium, Swansea UK, Olsen & Olsen, Fredensborg: 327-338

24) Arndt, E.A. (1991). Long-term investigations on the macrozoobenthos in the oligohaline Saaler Bodden south of the peninsula Darss-Zingst and the invasion of *Marenzelleria viridis* in the late 80s. 12th Balthic Marine Biology Symp., Helsingor, DK: 25-30

25) Arndt, E.A. (1994). Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Laufe der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthos-Entwicklung im Saaler Bodden von 1986-1990. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 2: 93-120

26) Arndt, E.A. (2001). Die Bodentierwelt der Darß-Zingster Boddenkette. Meer und Museum 16: 65-71

27) Arndt, E.A., Andres, D. (1996). Video-monitoring of benthic communities in the area off the coast of Kühlungsborn (Mecklenburg Bight) as a means of surveying spatial and temporal changes - advantages and restrictions of a method. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 4: 5-16

28) Arndt, E.A., Felber, F. (1971). Über den Einfluß des Salzgehaltes auf den Sauerstoffverbrauch von *Cordylophora caspia* Pallas (Hydrozoa, Athecata). Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 20: 19-32

29) Arndt, E.A., Jansen, W. (1986). *Neomysis integer* (Leach) in the chain of boddens south of Darss/Zingst (Western Baltic) - ecophysiology and population dynamics. Ophelia Suppl. 4: 1-15

30) Arndt, E.A., Meyer, U., Konzarek, M., Kreuzberg, M., Lehmitz, R., Westendorf, J. (1971). Untersuchungen am Pfahlwuchs vor Kühlungsborn und Warnemünde in den Jahren 1968-1969. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 20: 7-18

31) Arndt, E.A., Nehls, H.W. (1964). Nahrungsuntersuchungen an Postlarvalstadien und Jungtieren von *Pleuronectes flesus* L. und *Pleuronectes platessa* L. in der äußeren Wismarer Bucht. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 12: 45-73

32) Arndt, W. (1927). Zur Kenntnis der mecklenburgischen Fauna II. (Teil 7 u. 8): 7) Spongiaria. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg N.F. 3: 1-4

33) Arndt, W. (1928). Porifera, Schwämme, Spongien. In: F. Dahl (Hrsg.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer, Jena: 1-94

34) Arnold, C. (1883). Die Mollusken der Umgegend Lübecks. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 36: 1-16

35) Arnold, C, Lenz, H. (1873). Erster allgemeiner Bericht über die im Jahre 1872 angestellten zoologisch-botanischen Untersuchungen der Travemünder Bucht. Lübeckische Blätter 15 (No. 39): 213-216

36) Augener, H. (1928). Beitrag zur Polychaetenfauna der Ostsee. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 11: 102-104

37) Barnes, H., Barnes, M. (1962). The distribution and general ecology of *Balanus balanoides* together with some observations on *Balanus improvisus* in the waters around the coasts of Denmark, southern Sweden and North-East Germany. Lunds Universitets Arsskrift N.F. 58(8): 1-41

38) Bastrop, R., Jürss, K., Sturmbauer, C. (1998). Cryptic species in a marine polychaete and their independent introduction from North America to Europe. Molecular Biology and Evolution 15: 97-103

39) Bastrop, R., Röhner, M., Jürss, K. (1995). Are there two species of the polychaete genus *Marenzelleria* in Europe?. Marine Biology 121: 509-516

40) Bastrop, R., Röhner, M., Sturmbauer, C., Jürss, K. (1997). Where did Marenzelleria spp. (Polychaeta: Spionidae) in Europe come from? Aquatic Ecology 31: 119-148

41) Becker, G. (1938a). Süßwasser-Bryozoen in Mecklenburg. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg N.F. 13: 87-97

42) Becker, G. (1938b). Die Bohrmuschel *Teredo*, der gefährlichste Holz-Zerstörer an deutschen Küsten. Holz als Roh- und Werkstoff 1(7): 249-254

43) Bergmann, E., Sikovalski, R. (1977). Ökologische, faunistische und floristische Untersuchungen in und auf Flachwassersedimenten in ausgewählten Teilen der NO-Küste des Greifswalder Bodden. Diplomarbeit Universität Greifswald

44) Beschnidt, J., Krüger, G., Noak, B. (1970). Faunistisch-ökologische Benthosuntersuchungen in der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung des Saaler Boddens. Diplomarbeit Universität Rostock: 204pp

45) Bick, A. (1983). Die Systematik und Verbreitung der Polychaeten der Ostsee. Diplomarbeit Universität Rostock: 133pp

46) Bick, A. (1985). Zur Systematik, Verbreitung und Biologie der Polychaeten der Ostsee. Dissertation Universität Rostock: 101pp

47) Bick, A. (1994). *Corophium volutator* (Corophiidae: Amphipoda) as an intermediate host of larval digenea - an ecological analysis in a coastal region of the Southern Baltic. Ophelia 40: 27-36

48) Bick, A. (1995). Entwicklungsbedingte Veränderungen von morphologischen Merkmalen bei *Marenzelleria viridis* (Verill), (Spionidae) und *Manayunkia aestuarina* (Bourne), (Sabellidae). Mitteilungen des hamburgischen zoologischen Museums und Instituts 92: 41-53

49) Bick, A. (1996). Reproduction and larval development of *Manayunkia aestuarina* (Bourne, 1883) (Polychaeta, Sabellidae) in a coastal region of the southern Baltic. Helgoländer Meeresuntersuchungen 50: 287-298

50) Bick, A., Arlt, G. (1993). The influence of *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) on the macro- and meiozoobenthos of a shallow water area of Mecklenburg Bay (Western Baltic Sea). Rostocker Meeresbiologische Beiträge 1: 9-24

51) Bick, A., Bochert, R., Zettler, M.L. (1993). *Marenzelleria viridis*, an invader among the benthic community in Baltic coastal inlets - distribution and reproductive strategy. The 28th European Marine Biology Symposium, Crete: p55

52) Bick, A., Burckhardt, R. (1989). Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitteilungen des Zoologischen Museums Berlin 65: 237-247

53) Bick, A., Gosselck, F. (1985). Arbeitsschlüssel zur Bestimmung der Polychaeten der Ostsee. Mitteilungen des Zoologischen Museums Berlin 61: 171-272

54) Bick, A., Meißner, K., Zettler, M.L. (1997). Variability in time and space of *Corophium volutator* (Corophiidae, Amphipoda) infestation by digenetic trematode larvae - causes and effects. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 5: 53-67

55) Bick, A., Zettler, M.L. (1994). The distribution of hydrobiids and the effect of sediment characteristics on the population dynamics of *Hydrobia ventrosa* in a coastal region of the Southern Baltic. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 79: 325-336

56) Bick, A., Zettler, M.L. (1997). On the identity and distribution of two species of *Marenzelleria* (Polychaeta, Spionidae) in Europe and North America. Aquatic Ecology 31: 137-148

57) Billerbeck, M.M. (1999). Makrozoobenthos - Besiedlung an einer Baggerschüttstelle in der südlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der weißen Bohrmuschel *Barnea candida* (L. 1758). Diplom Universität Rostock: 73pp

58) Bischoff, K., Quitschau, K., Schöne, H. (1997). Zum Vorkommen ausgewählter Tierarten in den Seegraswiesen vor Timmendorf (Insel Poel). Meer und Museum 13: 62-64

59) Blömacher, S. (2001). Sukzession mariner Makrofauna auf künstlichem Hartsubstrat. Diplomarbeit Universität Rostock: 50pp

60) Bochert, A., Richard, D., Bochert, R. (1997). *Marenzelleria* cf. *viridis* and the sulphide regime. Aquatic Ecology 31: 223-231

61) Bochert, R. (1993). Reproduktion und Larvalentwicklung von *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta; Spionidae) in der Darß-Zingster-Boddenkette. Diplomarbeit Universität Rostock: 1-54

62) Bochert, R. (1996a). An electron microscopic study of spermatogenesis in *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta; Spionidae). Acta Zoologica 77: 191-199

63) Bochert, R. (1996b). An electron microscopic study of oogenesis in *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873) (Polychaeta; Spionidae) with special reference to large cortical alveoli. Invertebrate Reproduction and Development 29: 57-69

64) Bochert, R. (1996c). Untersuchungen zur Reproduktionsbiologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in einem flachen Küstengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation Universität Rostock: 138pp

65) Bochert, R. (1997). *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae): a review of its reproduction. Aquatic Ecology 31: 163-175

66) Bochert, R., Bick, A. (1995). Reproduction and larval development of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae). Marine Biology 123: 763-773

67) Bochert, R., Bick, A., Zettler, M.L., Arndt, E.A. (1997). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae), an invader in the benthic community in Baltic coastal inlets - Investigations of reproduction. Proceedings of the 13th BMB-Symposium in 1993, Riga (Latvia): 131-139

68) Bochert, R., Zettler, M.L., Bochert, A. (1996). Variation in the reproductive status, larval occurence and recruitment in an estuarine population of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae). Ophelia 45: 127-142

69) Boedeker, D., Herrmann, C., Gemperlein, J., Voss, J. (1998). Introduction to the marine and coastal Environment of Germany. In: von Nordheim, H., Boedeker, D. (eds.) Red List of Marine and Coastla Biotopes and Biotope complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. Helsinki Commision, Baltic Sea Environment Proceeding 75, p. 52-59

70) Boettger, C.R. (1948). Hinweise zur Frage der Kielbildung auf der Schale der Wasserschnecke *Potamopyrgus crystallinus jenkinsi* (E.A. Smith). Archiv für Molluskenkunde 77: 63-72

71) Boettger, C.R. (1950). Ein Beitrag zur Frage des Ertragens von Brackwasser durch Molluskenpopulationen. Hydrobiologia 2: 360-379

72) Boettger, C.R. (1951). Die Herkunft und Verwandschaftsbeziehungen der Wasserschnecke *Potamopyrgus jenkinsi* E.A. Smith, nebst einer Angabe über ihr Auftreten im Mediterrangebiet. Archiv für Molluskenkunde 80: 57-84

73) Böhme, D. (1991). Untersuchungen zur trophischen Beziehung zwischen überwinternden Tauchenten und Makrozoobenthos in der Wohlenberger Wiek/Wismarbucht. Diplomarbeit Universität Rostock: 39pp

74) Böhme, K. (1999). Zur Ökologie der Phytalfauna von *Zannichellia palustris* (L.) im Salzhaff (Wismar-Bucht, SW-Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung von *Palaemon adspersus* (Rathke). Diplomarbeit Universität Hamburg: 137pp

75) Boll, E. (1851). Land- und Süßwassermollusken Mecklenburgs. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte Mecklenburgs 5: 3-78

76) Boll, E. (1852). *Cyprina islandica* Lam. in der Ostsee. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 6: p125

77) Bondesen, P., Kaiser, E.W. (1949). *Hydrobia* (*Potamopyrgus*) *jenkinsi* Smith in Denmark illustrated by its ecology. Oikos 1: 252-281

78) Bönsch, R. (1988). Vorkommen und Verteilung makrozoobenthischer Oligochaetenarten im Saaler Bodden. Diplomarbeit Universität Rostock: 56pp

79) Bönsch, R. (1999). Entwicklung der benthischen Besiedlung in der Mecklenburger Bucht in den neunziger Jahren. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Materialien zur Umwelt 5: 47-48

80) Borg, F. (1930). Moostierchen oder Bryozoen (Ectoprocten). In: Dahl, F. (Begr..) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer Verlag, Jena, Teil 17: 25-142

81) Böttcher, U. (1980). Umsetzungsversuche mit *Mytilus edulis* L. in der Darß-Zingster Boddenkette und Untersuchungen am Bestand von *Mytilus edulis* L. an der Südküste der Mecklenburger Bucht. Diplomarbeit Universität Rostock: 56pp

82) Böttcher, U. (1990). Untersuchungen zu den biologischen Grundlagen einer Aquakultur der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L.) in der Mecklenburger Bucht. Dissertation Universität Rostock: 131pp

83) Braem, F. (1951). Über *Victorella* und einige ihrer nächsten Verwandten, sowie über die Bryozoenfauna des Ryck bei Greifswald. Zoologica 37 (H102): 1-59

84) Brandt, K. (1890). Die Expedition der Sektion für Küsten- und Hochseefischerei in der ostlichen Ostsee. Untersuchungen des Planktons sowie der Thiere und Pflanzen des Meeresbodens. Die mit der Kurre oder der Dredge auf der Expedition gesammelten Thiere. Bericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1887 bis 1889 (XVII. bis XIX. Jahrgang) 6:

85) Brandt, K. (1897). Die Fauna der Ostsee, insbesondere der Kieler Bucht. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 7: 10-34

86) Braun, M. (1888). Faunistische Untersuchungen in der Bucht von Wismar. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 42: 57-88

87) Brenning, U. (1964). Untersuchungen über die Fauna des Eulitorals der Insel Langenwerder (Wismarer Bucht) unter besonderer Berücksichtigung von *Arenicola marina* (L.). Dissertation Universität Rostock: 174pp

88) Brenning, U. (1965). Beiträge zum Gonadenzyklus von *Arenicola marina* (L.) (Annelida, Polychaeta) im Raum der Wismar-Bucht. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 14: 633-643

89) Brenning, U. (1967). Die Siedlungsdichte von *Arenicola marina* (L.) im Raum der Insel Langewerder (Wismar-Bucht). Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 16: 1181-1192

90) Broch, H. (1928). Hydrozoen. In: F. Dahl (Hrsg.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer, Jena: 95-160

91) Brock, V. (1980). The geographical distribution of *Cerastoderma* [*Cardium*] *edule* (L.) and *C. lamarcki* (Reeve) in the Baltic and adjacent seas related to salinity and salinity fluctuations. Ophelia 19: 207-214

92) Brügmann, L., Lange, D. (1988). Trace metal studies on the starfish *Asterias rubens* L. from the Western Baltic Sea. Chemistry and Ecology 3: 295-311

93) Bruun, A.F. (1924). On *Chiridothea entomon* (L.) in the southern and western Baltic. Publications de circonstance, Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer 83 : 1-12

94) Bulnheim, H.-P. (1974). Respiratory metabolism of *Idotea balthica* (Crustacea, Isopoda) in relation to environmental variables, acclimation processes and moulting. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 26: 464-480

95) Bulnheim, H.-P., Gosling, E. (1988). Population genetic structure of mussels from the Baltic Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 42: 113-129

96) Bülow, T. von (1957). Systematisch-autökologische Studien an eulitoralen Oligochaten der Kimbrischen Halbinsel. Kieler Meeresforschungen 13: 69-116

97) Dahlke, S., Hübel, H. (1998). Änderung der Wasserbeschaffenheit des Kleinen Jasmunder Bodden. Forschungsbericht für das Jahr 1997. Gutachten für das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Stralsund: 32pp

98) Damisch, A. (1956). Quantitative Untersuchungen der Bodenfauna der Dänischen Wiek (Vermes, Crustacea und Insektenlarven). Staatsexamensarbeit Universität Greifswald: 37pp

99) Damisch, W. (1956). Die Biologie von *Laomedea loveni* und deren Verbreitung im Greifswalder Bodden. Staatsexamensarbeit Universität Greifswald: 50pp

100) Darr, A. (2001). Die Hartbodenfauna der Unterwarnow: Status quo und Entwicklung seit 1900. Diplomarbeit Universität Rostock: 62pp

101) Darr, A., Zettler, M.L. (2000). Erstnachweis von *Congeria leucophaeata* (Conrad, 1831) in Mecklenburg-Vorpommern (Bivalvia: Dreissenidae). Malakologische Abhandlungen 20: 197-200

102) Daunys, D., Zettler, M.L., Gollasch, S. (1999). *Marenzelleria* cf. *viridis* (Verrill, 1873) Annelida, Polychaeta, Spionidae. Exotics across the ocean. Case histories on introduced species. Logos Verlag, Berlin: 61-67

103) Debus, L., Mehner, T., Thiel, R. (1992). Spatial and diel patterns of migration for *Neomysis integer*. In: Köhn, J., Jones, M.B., Moffat, A. (eds.): Taxonomy, biology and ecology of (Baltic) mysids (Mysidacea: Crustacea). Universität Rostock: 79-82

104) Debus, L., Winkler, H., Zettler, M.L. (2000). Vorläufige Ergebnisse von Felduntersuchungen an einer Elektrode in der Ostsee. BfN-Skripten 29: 31-40

105) Deegener, P. (1926). Eine Studienfahrt nach Hiddensö. Naturschutz 7: 114-118

106) Degner, E. (1933). Bemerkenswerte Molluskenfunde aus Schleswig-Holstein. Archiv für Molluskenkunde 65: 18-20

107) Demel, K., Mankowski, W. (1951). Quantitative investigations on the bottom fauna in the southern Baltic. Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 6: 57-82

108) Demel, K., Mulicki, Z. (1954). Quantitative investigations on the biological bottom productivity of the South Baltic. Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 7: 75-126

109) Demel, K., Mulicki, Z. (1958). Quantitative studies on the epibenthos in the South Baltic. International Council for the Exploration of the Sea, Council Meeting 30: 1-6

110) Demel, K., Mulicki, Z. (1959). Quantitative studies on the near-bottom southern Baltic fauna. Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 10A: 19-33

111) Diehl, D., Diehl, M. (1979). Die Untertrave als Mischzone von Süßwasser- und Meeresorganismen. Berichte des Vereins "Natur und Heimat" und des Naturhistorischen Museums zu Lübeck 16: 1-30

112) Dierschke, V., Kube, J., Probst, S., Brenning, U. (1999a). Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 1. habitat use and food selection. Journal of Sea Research 42: 49-64

113) Dierschke, V., Kube, J., Rippe, H. (1999b). Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* in the southern Baltic Sea, 2. Spatial and temporal variations in the harvestable fraction of their favourite prey *Hediste diversicolor*. Journal of Sea Research 42: 65-82

114) Dietel, G. (1997). Benthische Crustaceen des Salzhaffs und der Wustrower Küste (Wismarer Bucht, Ostsee) als Zwischenwirte von Endohelminthen. Diplomarbeit Universität Hamburg: 87pp

115) Dietzsch, D. (1975). Qualitative und quantitative Untersuchungen der vagilen und sessilen Fauna der Phragmites-Gelege der Darß-Zingster-Boddenkette. Diplomarbeit Universität Rostock:73pp

116) Doerschel, F. (1984). Qualitative und quantitative Untersuchung des Makrozoobenthos der Lübecker Bucht (Zentralteil). Diplomarbeit Universität Rostock: 52pp

117) Doese, K.G. (1963). Die Besiedlung der sekundären Hartböden vor Langenwerder und Warnemünde. Staatsexamensarbeit Universität Rostock: 33pp

118) Dybern, B.I. (1967). The distribution and salinity tolerance of *Ciona intestinalis* (L.) f. typica with special reference to the waters around southern Scandinavia. Ophelia 4: 204-226

119) Dybern, B.I. (1969). The Ascidians of the Baltic Proper. Distribution and Ecology. Limnologica 7: 27-36

120) Ekman, S. (1918). Studien über die marinen Relikte der nordeuropäischen Binnengewässer. IV und V. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 8: 321-337

121) Engelbrecht, H. (1959). Beiträge zur Tierwelt Hiddensees (I). Die Strandamphipoden der Küsten Hiddensees (*Talitrus saltator* und *Orchestia platensis*). Wissenschaftliche

Zeitschrift der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald - Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 9: 199-205

122) Engelmann, H.-D. (1964). Qualitative und quantitative Benthos-Untersuchungen im Greifswalder Bodden zur Erfassung der Produktivität. Dissertation Universität Greifswald: 192pp

123) Enghard, H. (1963). Ökologische Untersuchungen über *Jaera albifrons* und ihre Unterarten. Staatsexamensarbeit Universität Greifswald: 30pp

124) Feige, J., Mencke, F. (1977). Qualitative und quantitative Bestimmung der Molluskenfauna des Salzhaffs. Diplomarbeit Pädagogische Hochschule Güstrow: 29pp

125) Fladung, E. (2000). Untersuchungen zur Bestandsregulierung und Verwertung der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) unter besonderer Berücksichtigung der Fischereiverhältnisse im Elbe/Havel-Gebiet. Schriftenreihe des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 5: 1-82

126) Forsman, B. (1952). Über das Vorkommen der Gattung *Sphaeroma* in nordischen Gewässern. Arkiv för Zoologi 4: 153-158

127) Franke, R. (1968). Die Biologie von *Embletonia pallida* und ihr ökologisches Verhalten im Gebiet der Warnowmündung. Staatsexamensarbeit Universität Rostock: 50pp

128) Freese, W. (1888). Anatomisch-histologische Untersuchung von *Membranipora pilosa* L. nebst einer Beschreibung der in der Ostsee gefundenen Bryozoen. Archiv für Naturgeschichte 54: 1-42

129) Frenzel, P. (1996). Rezente Faunenverteilung in den Oberflächensedimenten des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Ostrakoden (Crustacea). Senckenbergiana maritima 27: 11-31

130) Friedel, E. (1869). Zur Kunde der Weichthiere Schleswig-Holsteins. Malakozoologische Blätter 16: 23-32

131) Friedel, E. (1870). Zur Kunde der Weichthiere Schleswig-Holsteins. II. Nachtrag. Malakozoologische Blätter 17: 36-81

132) Friedel, E. (1882). Thierleben im Meer und am Strand von Neuvorpommern. Der Zoologische Garten 23: 336-346

133) Friedrich, H. (1936/37). Polychaetenstudien. I-III. Kieler Meeresforschungen 1: 343-351

134) Friedrichs, K. (1904). Ueber *Mysis vulgaris* Thomps. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 58: 163-164

135) Fritzsche, D. (1991). Zur Struktur, jahreszeitlichen Dynamik und Leistung junger Bewuchsgemeinschaften der Mecklenburger Bucht. Diplomarbeit Universität Rostock: 64pp

136) Fritzsche, D. (1995). Leistungsanalytische und resistenzökologische Untersuchungen zur Emanzipation des Polychaeten *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873) gegenüber den Faktoren Salinität und Sauerstoffpartialdruck. Dissertation Universität Rostock: 106pp

137) Fritzsche, D. (1997). *Marenzelleria* cf. *viridis*: Responses to salinity change and low oxygen partial pressure – A summary of information from resistance experiments and calorimetry. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 5: 103-117

138) Fritzsche, D., Oertzen, J.A. von (1995a). Bioenergetics of a highly adaptable brackish water polychaete. Thermochimica Acta 251: 1-9

139) Fritzsche, D., Oertzen, J.A. von (1995b). Metabolic response to changing environmental conditions in the brackish water polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Hediste diversicolor*. Marine Biology 121: 693-699

140) Gall, W. (1977). Untersuchungen zur Nahrungsaufnahme von *Neomysis integer* (Mysidacea). Diplomarbeit Universität Rostock: 34pp

141) Gamenick, I., Jahn, A., Vopel, K., Giere, O. (1996). Hypoxia and sulphide as structuring factors in a macrozoobenthic community on the Baltic Sea shore: colonization studies and tolerance experiments. Marine Ecology Progress Series 144: 73-85

142) Gamenick, I., Rethmeier, J., Rabenstein, A., Fischer, U., Giere, O. (1997). Effects of anoxic and sulfidic conditions on cyanobacteria and macrozoobenthos in shallow coastal sediments of the Southern Baltic Sea. Archiv für Hydrobiologie 140: 465-490

143) Geisel, T., Meßner, U. (1989). Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. Meer und Museum 5: 44-51

144) Goetsch, E. (1969). Der Befall von *Littorina saxatilis* im Bereich der Insel Poel mit Cercarien von *Podocotyle atomon* sowie der Befall der Gammariden mit Metacercarien derselben Art. Staatsexamensarbeit Pädagogische Hochschule Güstrow: 60pp

145) Goette, A. (1884). Naturforschende Gesellschaft zu Rostock. Sitzung d. 28. Juni 1884. Rostocker Zeitung Nr. 173 (26. Juli 1884)

146) Gollasch, S., Dammer, M. (1996). Nicht-heimische Organismen in Nord- und Ostsee. Gebietsfremde Tierarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanalyse. ecomed, Landsberg: 97-104

147) Gosselck, F. (1966). Die Verbreitung von *Cordylophora caspia* und *Laomedea loveni* im Unterlauf der Warnow und im Raum Warnemünde. Untersuchungen über die Morphologie und die Ernährungsweise beider Arten. Diplomarbeit Universität Rostock: 67pp

148) Gosselck, F. (1969). Physiologisch-ökologische Untersuchungen an *Cordylophora caspia* im Unterlauf der Warnow. Limnologica 7: 37-45

149) Gosselck, F. (1985). Untersuchungen am Makrozoobenthos des Arkonabeckens (südliche Ostsee). Fischerei-Forschung 23: 28-32

150) Gosselck, F. (1992). Zwischen Artenreichtum und Tod. Die Tiere des Meeresbodens der Lübecker Bucht als Maßstab ihrer Umwelt. Berichte des Vereins Natur und Heimat und Kulturhistorisches Museum Lübeck 23/24: 41-61

151) Gosselck, F. (1996). Baggergutverbringung in der Ostsee unter Berücksichtigung der Empfindlichkeit benthischer Lebensgemeinschaften. In: Leuchs, H., Anlauf, A., Nehring, S. (Hrsg.) Baggern und Verklappen im Küstenbereich. Auswirkungen auf das Makrozoobenthos. Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde 11: 91-98

152) Gosselck, F., Doerschel, F., Doerschel, T. (1987). Further developments of macrozoobenthos in Lübeck Bay, following recolonisation in 1980/81. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 72: 631-638

153) Gosselck, F., Georgi, F. (1984). Benthic recolonization of the Lübeck Bight (Western Baltic) in 1980/81. Limnologica 15: 407-414

154) Gosselck, F., Kell, V. (1998). Der verborgene Nationalpark - Die Bodentiere und -pflanzen der Ostsee und der Bodden des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 34: 113-129

155) Gosselck, F., Prena, J., Bönsch, R. (2001). Makrozoobenthos in den schleswig-holsteinischen Küstengewässern. Falshöft und Mecklenburger Bucht. Monitoring 1987-1998. Gutachten für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein: 182pp

156) Gosselck, F., Schulz, N., Winkler, H. & Lauterbach, R. (1999). Untersuchungen des ökologische Zustandes und der Eignung der in den inneren Küstengewässern des Landes eingerichteten Laichschonbezirke. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern

157) Gosselck, F., Sordyl, H. (2001). Auswirkungen des Schiffsverkehrs auf den Ufersaum und auf das Benthal im Prerower Strom und am Vierendehlgrund. Bodden 11: 67-81

158) Gosselck, F., Weber, M. von (1997). Die Pflanzen und Tiere des Meeresbodens der Wismar-Bucht und des Salzhaffs. Meer und Museum 13: 40-52

159) Grahle, H.-O., Seidenschnur, G. (1933). Konchyliologische Studien auf Hiddensee. Archiv für Molluskenkunde 65: 15-18

160) Greuner-Pönicke, S., Lauterbach, B. (1994). Ausbau der Zufahrt zum Seehafen Rostock. Fachgutachten Tier und Pflanzen, Benthon Bäche. Gutachten für das Wasser- und Schiffahrtsamt Stralsund: 12pp

161) Grosch, U. (1972). Die Abwasserbelastung der Untertrave in den Jahren 1968, 1969 und der Einfluß der Abwässer auf das Makrozoobenthos des Aestuars. Dissertation Universität Kiel: 153pp

162) Groth, B., Zander, E. (1973). Qualitative und quantitative Untersuchungen zur Phytalfauna im Barther Bodden. Diplomarbeit Universität Rostock: 112pp

163) Gruner, H.-E. (1965). Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda In: Dahl, F. (Begr.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer Verlag, Jena: 149pp

164) Gruszka, P. (1991). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae)- a new component of shallow water benthic community in the southern Baltic. Acta Ichthyologica et Piscatoria XXI Suppl.: 57-65

165) Gruszka, P. (1999). The River Odra estuary as a gateway for alien species immigration to the Baltic Sea basin. Acta hydrochimica et hydrobiologica 27: 374-382

166) Gulliksen, B. (1975). The macrobenthic fauna of rocks and boulders in the Lübeck Bay (Western Baltic Sea) investigated from the underwater laboratory "Helgoland". Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 27: 439-449

167) Gulliksen, B. (1977). Sudies from the "UWL Helgoland" on the macrobenthic fauna of rocks and boulders in Lübeck Bay (western Baltic Sea). Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 30: 519-526

168) Günther, B. (1961). Die Fauna des Kooser Sees in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren. Diplomarbeit Universität Greifswald: 83pp

169) Günther, B. (1998). Die Bedeutung des Makrozoobenthos für den Kohlenstoffumsatz im Sediment. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 286-315

170) Günther, B., Andres, D., Ossig, S. (1995). Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im kleinen Haff. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 3: 189-219

171) Günther, B., Hensel, S. (1995). Korrelation zwischen der Verbreitung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff und wesentlichen ökologischen Parametern. Jahreshefte Fisch und Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern: 56-59

172) Günther, B., Lampe, R. (1993). Status quo-Erfassung hydroökologischer Umweltgrößen im Kooser See nach Öffnung der Verbindung zwischen Festland und Insel Koos. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 30: 30-47

173) Günther, B., Wiesner, L. (1996). Status-Quo-Erfassung der ökologischen Situation in Gräben und Wasserflächen der Karrendorfer Wiesen. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 32: 101-111

174) Gürs, I., Gürs, K., Paustian, J., Wiese, V. (1993). *Ensis directus* (Conrad 1843) zum ersten Mal in der südwestlichen Ostsee (Bivalvia: Solenidae). Schriften zur Malakozoologie 6: 79

175) Haase, P. (1915). Boreale und arktische Chloraemiden. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen N.F. (Abt. Kiel) 17: 171-228

176) Hagen, G. (1951). Vergleichende ökologische und systematische Untersuchungen der eulitoralen Oligochaetenfauna in Süsswasser-, Brackwasser- und Meerwassergebieten Schleswig-Holsteins. Dissertation Universität Kiel: 132pp

177) Hägg, R. (1904). Mollusca und Brachiopoda gesammelt von der schwedischen zoologischen Polarexpedition nach Spitzbergen, dem nordöstlichen Grönland und Jan Mayen im J. 1900. I. Brachiopoda und Lamellibranchiata. Arkiv för Zoologi 2: 1-66

178) Hagmeier, A (1926). Die Arbeiten mit dem Petersenschen Bodengreifer auf der Ostseefahrt 1925. Vorläufige Mitteilungen und Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommision für Meeresforschung N.F. 2: 304-307

179) Hagmeier, A. (1930). Die Bodenfauna der Ostsee im April 1929 nebst einigen Vergleichen mit April 1925 und Juli 1926. Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommision für Meeresforschung N.F. 5: 156-173

180) Hahlbeck, E. (1997). Vergleichende Untersuchungen zum Einfluß von Schwefelwasserstoff auf die mitochondriale Atmung in *Marenzelleria viridis* und *Hediste diversicolor*. Diplomarbeit Universität Rostock 77pp

181) Hahlbeck, E., Arndt, C., Schiedek, D. (2000). Sulphide detoxification in *Hediste diversicolor* and *Marenzellweria viridis*, two dominant polychaete worms within the shallow coastal waters of the southern Baltic Sea. Comparative Biochemistry and Physiology, Part B 125: 457-471

182) Heinen, A. (1911). Die Nephthydeen und Lycorideen der Nord- und Ostsee einschließlich der verbindenden Meeresteile. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen N.F. (Abt. Kiel) 13: 1-88

183) Henking, H. (1927). Der Fang der Nordsee-Garneelen (*Crangon vulgaris* L) in der Ostsee. Mitteilungen des Deutschen Seefischerei-Vereins 43: 2-14

184) Hennicke, M. (1988). Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna des Kleinen Haffs bei Ueckermünde. Zoologischer Rundbrief für den Bezirk Neubrandenburg 5: 3-5

185) Hensel, S. (1994). Status-quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Kleinen Haff unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. Diplomarabeit Universität Greifswald: 1-90

186) Herold, W. (1925). Der Amphipode *Orchestia cavimana* Heller in Pommern. Abhandlungen und Berichte der Pommerschen Naturforschenden Gesellschaft 6: 109-110

187) Hertling, H. (1928). Untersuchungen über die Ernährung von Meeresfischen. I. Quantitative Nahrungsuntersuchungen an Pleuronektiden und einigen anderen Fischen der Ostsee. Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung N.F. 4: 25-124

188) Hinze, D. (1986). Untersuchungen zur Nahrung des Dorsches (*Gadus morhua* L.) in der westlichen Ostsee. Diplomarbeit Universität Rostock: 52pp

189) Holtfreter, J. (1973). Quantitative und qualitative Untersuchungen des Meiobenthos im Barther Bodden. Diplomarbeit Universität Rostock: 108pp

190) Holzfuß, E. (1927). *Paludestrina jenkinsi* Smith. Abhandlungen und Berichte der Pommerschen Naturforschenden Gesellschaft 8: p87

191) Hopner Petersen, G. (1958). Notes on the growth and biology of the different *Cardium* species in Danish brackish water areas. Meddelelser fra Danmarks Fiskeri- og Havundersgelser 2: 1-31

192) Hopner Petersen, G. (1996). En truet biotop i Ostersoen. Flora og Fauna 102: 197-200

193) Hopner Petersen, G. (2001). Studies on some Arctic and Baltic *Astarte* species (Bivalvia, Mollusca). Meddelelser om Gronland, Bioscience 52: 1-71

194) Hübel, H.-J., Vietinghoff, U., Hubert, M.-L., Rambow-Bartels, S., Korth, B., Westphal, H., Lenk, B. (1995). Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 3: 5-67

195) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmbH Neu Broderstorf] (1994). Das Makrozoobenthos der Flachwassergebiete (0-10 m) der Ostseeküste Mecklenburg-

Vorpommerns. Küstenmonitoring. Gutachten für das Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern

196) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmBH Neu Broderstorf] (1996). Küstenmonitoring Zoobenthos Bericht 1995. Gutachten für das Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern

197) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmBH Neu Broderstorf] (1997). Küstenmonitoring Zoobenthos Bericht 1996. Gutachten für das Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern

198) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmBH Neu Broderstorf] (1998a). Küstenmonitoring Zoobenthos Bericht 1997. Gutachten für das Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern

199) IfAÖ (1998b). Wissenschaftliche Grundlagen zur Ausweisung und zum Management mariner off-shore-Schutzgebiete im Bereich der Hoheitsgewässer und der Ausschließlichen Wirtschaftszone Deutschlands in der Ostsee und deren Integration in das System von Baltic Sea Protected Areas (BSPAs). Gutachten für das Bundesamt für Naturschutz (Vilm)

200) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmbH Neu Broderstorf] (1999). Küstenmonitoring Zoobenthos Bericht 1998. Gutachten für das Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern

201) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmBH Neu Broderstorf] (2000). Küstenmonitoring Zoobenthos Bericht 1999. Gutachten für das Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

202) IfAÖ [Institut für Angewandte Ökologie GmBH Neu Broderstorf] (2001). Küstenmonitoring Zoobenthos Bericht 2000. Gutachten für das Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

203) Jaeckel, S.G.A. (1936). Zur Ökologie der Molluskenfauna des Darßes. Archiv für Molluskenkunde 68: 167-193

204) Jaeckel, S.G.A. (1952). Zur Ökologie der Molluskenfauna in der westlichen Ostsee, Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein 26: 18-50

205) Jaeckel, S.G.A. (1960). In Schleswig-Holstein eingeschleppte Land-, Süßwasser- und Brackwasser-Mollusken. Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins Schleswig-Holstein 31: 56-65

206) Jaeckel, S.H. (1940). Die Brackwassermollusken der deutschen Meeresküsten. Sitzungsberichte der Gesellschaft der naturforschenden Freunde Berlin 1940: 114-130

207) Jagnow, B. (1985). Zur Systematik und Verbreitung der Mollusken der Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der Cardiiden und Hydrobiiden. Diplomarbeit Universität Rostock: 134pp

208) Jagnow, B., Gosselck, F. (1987). Bestimmungsschlüssel für die Gehäuseschnecken und Muscheln der Ostsee. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 63: 191-268

209) Jansen, W. (1979). Untersuchungen zur Populationsentwicklung und ökologischer Resistenz von *Neomysis integer* (Leach) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit Universität Rostock: 57pp

210) Jansen, W. (1985a). Biometrische Grunddaten von *Neomysis integer* Leach aus der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Fischerei-Forschung 23: 37-40

211) Jansen, W. (1985b). Fang und Verhalten von *Neomysis integer* Leach (Crustacea, Mysidacea) in der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Fischerei-Forschung 23: 33-36

212) Janßen, B. (1990). Untersuchungen zur Biologie und Populationsdynamik von Mysidacea in der Lübecker Bucht (Ostsee). Staatsexamensarbeit Universität Hamburg: 94pp

213) Jaschhof, M. (1990). Zur Sediment-Besiedlung des Salzhaffs durch die Makrofauna. Diplomarbeit Universität Rostock: 55pp

214) Jaschhof, M, Weber, M. von, Gosselck, F. (1992). Ein Beitrag zur Biologie des Salzhaffs (Wismarer Bucht) unter Naturschutzaspekten. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 35(1/2): 7-19

215) Jazdzewski, K. (1962). *Sphaeroma hookeri* Leach (Crustacea, Isopoda) a new species in the fauna of the Polish Baltic Sea coast. Bulletin de la Societe des Sciences et des Lettres de Lodz 13: 1-9

216) Jennerich, H.-J., Jansen, W., Schulz, S., Böttcher, U., Kordian, A., Bladt, A., Hagemann, E. (1996). Fischereiliche Analyse der Miesmuscheln (*Mytilus edulis* L.) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungsergebnisse der Jahre 1991 und 1994. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern 11: 68pp

217) Johansen, A.C. (1916). Om hydrografiske Faktorers Indflydelse paa Molluskernes Udbredelse i Ostersoen. Forhandlinger ved de Skandinaviske Naturforskermote 16: 633-654

218) Jönsson, N., Busch, A., Lorenz, T., Korth, B. (1998). Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 250-285

219) Jürss, K., Röhner, M., Bastrop, R. (1999). Enzyme activities and allozyme polymorphism in two genetic types (or sibling species) of the genus *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae) in Europe. Marine Biology 135: 489-496

220) Kändler, R., Wattenberg, H. (1938). Einige Ergebnisse der Untersuchungsfahrten mit dem Reichsforschungsdampfer „Poseidon" in der westlichen Ostsee 1938. Berichte der Deutschen Wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung N.F. 9: 541-560

221) Kinzelbach, R. (1998). Ein Neuling in der westlichen Ostsee: Die Rundkrabbe *Rhithropanopeus harrisii*. Neozoen 2: p9

222) Kniep, W. (1971). Die Amphipoden und Isopoden der Ostsee im Gebiet um den Boiensdorfer Werder. Diplomarbeit Pädagogische Hochschule Güstrow: 29pp

223) Koch, F.E. (1875). Über die Rissoen und Cardien der Ostsee. Jahrbücher der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft 2: 181-191

224) Kock, M. (2001). Untersuchungen des Makrozoobenthos im Fehmarnbelt, einem hydrographisch besonders instabilen Übergangsbereich zwischen zentraler und westlicher Ostsee. Dissertation Universität Kiel: 103pp

225) Köhler, G. (1956). Quantitative Untersuchungen der Bodenfauna der Dänischen Wiek (Mollusca). Staatsexamensarbeit Universität Greifswald: 41pp

226) Köhn, J. (1986). Malacostraca der Ostsee – Bestimmungstabellen mit Angaben zur Ökologie und Verbreitung der Arten. Diplomarbeit Universität Rostock: 249pp

227) Köhn, J. (1989). Zur Ökologie sandiger Böden der Mecklenburger Bucht. Dissertation Universität Rostock: 170pp

228) Köhn, J. (1990). The recent distribution of glacial relict Malacostraca in the western and southern Baltic. Annales Zoologici Fennici 27: 231-235

229) Köhn, J. (1992). Life-history pattern in a sand-dwelling mysid, *Gastrosaccus spinifer* (Goes, 1864), in the Mecklenburg Bight (Western Baltic Sea). In: Köhn, J., Jones, M.B., Moffat, A. (eds.): Taxonomy, biology and ecology of (Baltic) mysids (Mysidacea: Crustacea). Universität Rostock: 89-98

230) Köhn, J. (1995a). Amphipods of the Baltic Sea. Polskie Archiwum Hydrobiologii 42: 385-394

231) Köhn, J. (1995b). Ausbau Ostansteuerung Hafen Stralsund. Untersuchung zur Struktur der Bodentiergemeinschaften (Makrozoobenthos) im Strelasund und in der südwestlichen Arkona See. Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schiffahrtamtes Stralsund: 21pp

232) Köhn, J. (1995c). Ausbau nördlicher Peenestrom. Untersuchungen zur Struktur der Bodentiergemeinschaft (Makrozoobenthos) des Peenestroms von Wolgast/Stadthafen bis Position Klappstelle-Süd (Greifswalder Bodden). Gutachten im Auftrag des Wasser- und Schiffahrtamtes Stralsund: 23pp

233) Köhn, J., Gosselck, F. (1989a). Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 65: 3-114

234) Köhn, J., Gosselck, F. (1989b). The recent distribution of glacial relict Malacostraca in the western and southern Baltic. Zoologischer Anzeiger 222: 57-74

235) Köhn, J., Sammour, M. (1990a). Lebensgeschichte und Produktion von *Bathyporeia pilosa* Lindström, 1855 (Amphipoda, Haustoriidae) in der westlichen Ostsee. Zoologischer Anzeiger 224: 165-174

236) Köhn, J., Sammour, M. (1990b). Untersuchungen zur Biologie von *Cyathura carinata* (Kroyer, 1848) (Isopoda, Anthuridea) in einem Flachwassergebiet der Wismarer Bucht (Westliche Ostsee). Zoologischer Anzeiger 224: 297-306

237) Kosler, A. (1962). Die Bodenfauna der Gewässer um Hiddensee. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Greifswald, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 11: 57-64

238) Kosler, A. (1964). Die Bodenfauna des Vierendehl-Grundes. Disseration Universität Greifswald: 121pp

239) Kosler, A. (1968). Distributional patterns of the eulitoral fauna near the isle of Hiddensee (Baltic Sea, Rugia). Marine Biology 1: 266-268

240) Kosler, A. (1969). Zur Makrofauna des Eulitorals bei Hiddensee. Beiträge zur Meereskunde 24/25: 56-80

241) Krüger, K. (1940). Amphipodenfunde in der westlichen Ostsee. Kieler Meeresforschungen 3: 263-264

242) Krüger, K., Meyer, P.-F. (1937). Biologische Untersuchungen in der Wismarschen Bucht. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 35: 665-703

243) Kube, J. (1992). Das Makrozoobenthos des Windwatts am Bock – Szenario des Jahres 1991. Diplomarbeit Universität Rostock: 151pp

244) Kube, J. (1996a). Spatial and temporal variations in the population structure of the soft-shell clam *Mya arenaria* in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). Journal of Sea Research 35: 335-344

245) Kube, J. (1996b). The ecology of macrozoobenthos and sea ducks in the Pommeranian Bay. Meereswissenschaftliche Berichte 18: 128pp

246) Kube, J. (1996c). Der Einfluß von Eutrophierungsprozessen und Klimaschwankungen auf die Struktur und Dynamik der Bestände von Muschelarten in der Pommerschen Bucht. Bodden 3: 49-52

247) Kube, J., Powilleit, M. (1997). Factors controlling the distribution of *Marenzelleria* cf. *viridis*, *Pygospio elegans* and *Streblospio shrubsoli* (Polychaeta: Spionidae) in the southern Baltic Sea, with special attention for the response to an event of hypoxia. Aquatic Ecology 31: 187-198

248) Kube, J., Powilleit, M., Warzocha, J. (1996a). The importance of hydrodynamic processes and food availability for the structure of macrofauna assemblages in the Pomeranian Bay (Southern Baltic). Archiv für Hydrobiologie 138: 213-228

249) Kube, J., Zettler, M.L., Gosselck, F., Ossig, S., Powilleit, M. (1996b). Distribution of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in the southwestern Baltic Sea in 1993/94 - ten years after introduction. Sarsia 81: 131-142

250) Kube, J. , Peters, C., Powilleit, M. (1996c). Spatial variation in growth of *Macoma balthica* and *Mya arenaria* (Mollusca, Bivalvia) in relation to environmental gradients in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). Archiv of Fishery and Marine Research 44: 81-93

251) Kube, J., Gosselck, F., Powilleit, M., Warzocha, J. (1997). Long-term changes in the benthic communities of the Pommeranian Bay (Southern Baltic Sea). Helgoländer Meeresuntersuchungen 51: 399-416

252) Kültz, S. (1989). Untersuchungen zur Verbreitung und Altersstruktur von *Arctica islandica* (L.) in der Ostsee. Diplomarbeit Universität Rostock: 40pp

253) Kunde, B. (1969). Über die Variabilität der Metacercarien von *Podocotyle atomon* (Rudolph, 1802) Odhner, 1905 aus *Idotea balthica* und *Idotea chelipes*. Staatsexamensarbeit Pädagogische Hochschule Güstrow: 68pp

254) Kürschner, L. (1956). Einfluß hydrologischer Faktoren auf die Zusammensetzung der Fauna in Sandgrundgebieten. Staatsexamen Universität Greifswald: 47pp

255) Küster, E. (1996). Der Einfluß abiotischer Umweltparameter auf Proteine von Polychaeten. Diplomarbeit Universität Rostock: 65pp

256) Lange, J., Scharnweber, C., Stynka, S. (1971). Qualitative und quantitative Untersuchungen am Makrobenthos der Darßer Boddenkette, sowie experimentell-ökologische Untersuchungen zweier Charakterarten. Diplomarbeit Universität Rostock: 197pp

257) Lehmann, R. (1873). Die lebenden Schnecken und Muscheln der Umgebung Stettins und in Pommern mit besonderer Berücksichtigung ihres anatomischen Baues. Theodor Fischer, Cassel 328pp

258) Lenz, H. (1875). Die wirbellosen Thiere der Travemünder Bucht. Jahresbericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel (Anhang 1 zum Jahresbericht 1874) 4: 1-24

259) Lenz, H. (1882). Die wirbellosen Thiere der Travemünder Bucht. Theil II. Resultate der im Auftrage der Freien und Hanse-Stadt Lübeck angestellten Schleppnetzuntersuchungen. Vierter Bericht der Commission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere, in Kiel für die Jahre 1877 bis 1881 7.-11. Jahrgang, 1. Abtheilung: 169-180

260) Lewin, G. (1998). Untersuchungen zur Bioturbation in sandigen Sedimenten des Kleinen Haffs. Diplomarbeit Universität Greifswald: 87pp

261) Lewin, G. (1999). Benthische Lebensgemeinschaften im Kleinen Jasmunder Bodden. Abschlußbericht des Projektes, Universität Greifswald, unveröff. Manuskript: 27pp

262) Lieberkühn, N. (1857). Beiträge zur Anatomie der Spongien. Archiv für Anatomie, Physiologie und wissenschaftliche Medicin: 376-403

263) Löwe, F.-K. (1957). Die Sonderstellung der Saßnitz-Rinne in biologischer und fischereilicher Hinsicht. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften N.F. 6: 343-354

264) Löwe, F.-K. (1963). Quantitative Benthosuntersuchungen in der Arkonasee. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 39: 247-349

265) Lundbeck, J. (1932). Beobachtungen über die Tierwelt austrocknender Salzwiesentümpel an der holsteinischen Ostseeküste. Archiv für Hydrobiologie 24: 603-628

266) Martens, E. von (1871). Die *Astarte* der Ostsee. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 24: 71-72

267) Martens, E. von (1883). Die Weich- und Schaltiere gemeinfaßlich dargestellt. Freytag & Tempsky, Leipzig & Prag: 327pp

268) Martinez-Lage, A., Gonzalez-Tizon, A., Mendez, J. (1996). Chromosome differences between European mussel populations (genus *Mytilus*). Caryologia 49: 343-355

269) Maslowski, J. (2001). Temporal changes in the Pomeranian Bay macrozoobenthos biomass: Change events amd regular trends. Folia Universitatis Agriculturae Stetinensis 218: 97-104

270) Meißner, K., Bick, A. (1997). Popualtion dynamics and ectoparasitological surveys of *Corophium volutator* in coastal waters in the Bay of Mecklenburg (southern Baltic Sea). Diseases of Aquatic Organisms 29: 169-179

271) Melander, J. (1989). Die Sukzession des Aufwuchses einer Mole in der Lübecker Bucht. Diplomarbeit Universität Hamburg: 267pp

272) Messner, B. (2000). Die Rundkrabbe *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) (Crustacea, Xanthidae) als Faunen-Neuling im Greifswalder Bodden. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 43: 46-47

273) Messner, B., Wohlrab, F. (1959). Ein Beitrag zum Vorkommen von *Sphaeroma hookeri* Leach und *Sphaeroma rugicauda* Leach (Crustacea Isopoda) im Gebiet des Greifswalder Boddens. Zoologischer Anzeiger 162: 172-176

274) Meßner, U. (1986). Untersuchungen an der Phytalfauna des Greifswalder Bodden. Diplomarbeit Universität Rostock: 92pp

275) Meßner, U., von Oertzen, J.A. (1991). Long-term changes in the vertical distribution of macrophytobenthic communities in the Greifswalder Bodden. Acta Ichthyologica et Piscatoria Suppl. 21: 135-143

276) Meusel, B. (1999). Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos der Kieler Bucht und ihre möglichen abiotischen Ursachen. Diplomarbeit Universität Kiel: 128pp+CD

277) Meyer, H.-J. (1962). Faunistisch-ökologische Untersuchung des Ryck-Flusses bei Greifswald. Diplomarbeit Universität Greifswald: 77pp

278) Michaelsen, W. (1897). Die Polychaetenfauna der deutschen Meere einschließlich der benachbarten und verbindenden Gebiete. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen N.F. 2: 1-215

279) Michaelsen, W. (1926). Oligochaeten aus dem Ryck bei Greifswald und von benachbarten Meeresgebieten. Mitteilungen aus dem Zoologischen Staatsinstitut und Zoologischen Museum in Hamburg 42: 21-29

280) Michaelsen, W. (1930). Seescheiden oder Ascidiae. In: Dahl, F. (Begr..) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer, Jena: 164-188

281) Möbius, K. (1873). Die wirbellosen Thiere der Ostsee. Jahresbericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel 1: 97-144

282) Moll, F. (1941). Die Verbreitung der Teredeniden. Zoologische Jahrbücher 74: 193-206

283) Moll, F., Roch, F. (1925). Die Holzbohrmuscheln und ihre Bekämpfung. Mitteilungen der Gesellschaft für Vorratsschutz: 34-39

284) Möller, R. (1984). Verbreitungsökologische Untersuchungen am Makrozoobenthos im Winterhalbjahr 1983/84 im Barther Bodden. Diplomarbeit Universität Rostock: 66pp

285) Mulicki, Z. (1957). Ecology o the more important Baltic invertebrates. Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 9: 313-379

286) Mulicki, Z. (1959). The polychaet *Harmothoe sarsi* Kinberg and ist environments in the Baltic Sea. Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 10A: 163-174

287) Mulicki, Z. (1962). Ecology of polychaete *Nephtys ciliata* O.F.M. on the border of the Baltic reach. Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 11A: 59-63

288) Mulicki, Z., Zmudzinski, L. (1969). Stock of Zoobenthos in the southern Baltic (in the 1956-1957 period). Prace Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni 15A: 77-101

289) Müller, G.W. (1925). Die Verarmung der Tierwelt des Ryck und seiner Nebengewässer. Mitteilungen aus dem Naturwissenschaftlichen Verein für Neuvorpommern und Rügen in Greifswald 50/51: XXI-XXII

290) Munthe, H. (1910). Studier öfter Gottlands Senkvärtäre Historia. Sveriges Geologiska Undersökning Ser. C a. 4: 213pp

291) Nauen, C.E., Schubert, C. (1980). The impact of a sewage discharge on the Neustädter Binnenwasser, a small brackish water lagoon, Western Baltic Sea. Meeresforschung 28: 157-171

292) Nausch, M. (1982). Experimentell-ökologische Untersuchungen an Polychaetenspecies der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation Universität Rostock: 138pp

293) Nausch, M. (1984). The distribution of *Streblospio shrubsoli*, *Alkmaria romijni* und *Fabricia sabella* and their resistance to temperature, oxygen defiency and hydrogen sulphide. Limnologica 15: 497-501

294) Nehring, S. (2000). Zur Bestandssituation von *Rhithropanopeus harrisii* (Gould, 1841) in deutschen Gewässern: Die sukzessive Ausbreitung eines amerikanischen Neozoons (Crustacea: Decapoda: Panopeidae). Senckenbergiana maritima 30: 115-122

295) Nehring, S., Leuchs, H. (2000). Wiederfund der „verschollenen" Netzreusenschnecke *Nassarius reticulatus* (Linnaeus, 1758) in der Mecklenburger Bucht. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 39: 105-114

296) Neubaur, R. (1927). Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Stettiner Haffs und der Swinemünder Bucht. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 25: 245-261

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

298) Nordhaus, I. (1998). Untersuchungen zur sukzessiven Besiedlung einer Mole in der Lübecker Bucht (Südwestliche Ostsee). Diplomarbeit Universität Hamburg: 159pp

299) Oertzen, J.-A. von (1965). Stoffwechselaktivitätsmessungen (Sauerstoffverbrauch) an Invertebraten der Fucuscoenose aus der mittleren Ostsee. Zoologischer Anzeiger 175: 166-173

300) Oertzen, J.-A. von (1968). Untersuchungen über die Besiedlung der Fucusvegetation der Gewässer um Hiddensee. Zeitschrift für Fischerei N.F. 16: 253-277

301) Oertzen, J.-A. von (1969). Erste Ergebnisse zur experimentellen Ökologie von postglazialen Relikten (Bivalvia) der Ostsee. Limnologica 7: 129-137

302) Oertzen, J.-A. von (1970). Experimentell-ökologische Untersuchungen an Makrobenthosformen (Bivalvier) der Deutschen Beltsee. Dissertation Universität Rostock

303) Oertzen, J.-A. von (1972). Cycles and rates of reproduction of six Baltic Sea bivalves of different zoogeographical origin. Marine Biology 14: 143-149

304) Oertzen, J.A. von (1973a). Abiotic potency and physiological resistance of shallow and deep water bivalves. Oikos Suppl. 15: 261-266

305) Oertzen, J.A. von (1973b). Experimentell-ökologische Untersuchungen an phytalbewohnenden Invertebraten der Ostsee. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock 22: 707-714

306) Oertzen, J.-A. von (1979). Versuch einer kausalökologischen Leistungsanalyse an brackwasserlebenden Tieren. Habilitation Universität Rostock

307) Oertzen, J.-A. von (1984a). Metabolic similarity of *Palaemon* populations from different brackish waters (short note). Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 69: 753-755

308) Oertzen, J.-A. von (1984b). Influence of steady-state and fluctuating salinities on the oxygen consumption and activity of some brackish water shrimps and fishes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 80: 29-46

309) Oertzen, J.A. von, Schlungbaum, G. (1972). Experimentell-ökologische Untersuchungen über O_2-Mangel und H_2S-Resistenz an marinen Evertebraten der Westlichen Ostsee. Beiträge zur Meereskunde 29: 79-91

310) Oertzen, J.-A. von, Schulz, S. (1973). Beitrag zur geographischen Verbreitung und ökologischen Existenz von Bivalviern der Ostsee. Beiträge zur Meereskunde 32: 75-88

311) Osowiecki, A. (1991). Changes in macrozoobenthos of southern Baltic in 1979-1988. Acta Ichthyologica et Piscatoria 21 Suppl.: 193-201

312) Otto; D., Panovsky, C. (1982). Untersuchungen zur Biologie und Verbreitung des Schlickkrebses *Corophium volutator* in den Gewässern der Vogelinsel Langenwerder. Diplomarbeit Universität Rostock: 121pp

313) Paepke, H.-J. (1984). Zur aktuellen Verbreitung von *Eriocheir sinensis* (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) in der DDR. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum Berlin 60: 103-113

314) Pax, F. (1928). Anthozoa. In: F. Dahl (Hrsg.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer, Jena: 189-240

315) Penzlin, H. (1957). Eine neue Bougainvilliide der Ostsee, *Perigonimus megas* Kinne 1956. Zoologischer Anzeiger 158: 229-231

316) Peters, N., Panning, A., Schnakenbeck, W. (1933). Die chinesische Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis* H. Milne-Edwards). Zoologischer Anzeiger Ergänzungsband zu 104: 180pp

317) Petersen, C.G.J. (1913). Valuation of the Sea II. The animal communities of the seabottom and their importance for marine zoogeography. Report of the Danish Biological Station to Board of Agriculture 21: 1-44+Appendix 1-68

318) Petersen, C.G.J. (1918). The sea bottom and its production of fish-food. A survey of the work done in connection with valuation of the Danish waters from 1883-1917. Report of the Danish Biological Station to Board of Agriculture 25: plates+map

319) Pfeiffer, L. (1839). Beschreibung einer neuen *Litorina* nebst Bemerkungen über die Konchylien des Ostseestrandes bei Travemünde. Archiv für Naturgeschichte 5(1): 81-84

320) Plate, H.-P. (1954). Zur Molluskenfauna der Greifswalder Oie und des Ruden. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 1: 177-192

321) Pohl, M. (1989). Untersuchungen zur Parasitenfauna der Miesmuschel von Standorten der Ostseeküste der DDR. Diplomarbeit Pädagogische Hochschule Güstrow: 66pp

322) Powilleit, M., Kube, J. (1999). Effects of severe oxygen depletion on macrobenthos in the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea): a case study in a shallow, sublittoral habitat characterised by low species richness. Journal of Sea Research 42: 221-234

323) Powilleit, M., Kube, J., Maslowski, J., Warzocha, J. (1995). Distribution of macrobenthic invertebrates in the Pommeranian Bay (Southern Baltic) in 1993/94. Bulletin of the Sea Fisheries Institute, Gdynia 136: 75-87

324) Prena, J. (1987). Untersuchungen am Makrozoobenthos der inneren Wismar-Bucht im Jahre 1986. Diplomarbeit Universität Rostock: 50pp

325) Prena, J. (1990). Zur Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos der Wismar-Bucht (westl. Ostsee). Dissertation Universität Rostock: 135pp

326) Prena, J. (1995a). Effets of eutrophication on macrobenthos zonation in Wismar Bay (Western Baltic Sea). Archiv für Hydrobiologie 133: 245-257

327) Prena, J. (1995b). Temporal irregulation in the macrobenthic community and deep-water advection in Wismar Bay (western Baltic Sea). Estuarine, Coastal and Shelf Science 41: 705-717

328) Prena, J., Gosselck, F. (1989). Das Makrozoobenthos eines hocheutrophierten Küstengewässers. - Ein Bonitoring der Wismarer Bucht (westliche Ostsee). Fischerei-Forschung 27: 51-56

329) Prena, J., Gosselck, F., Schroeren, V., Voss, J. (1997). Periodic and episodic benthos recruitment in southwest Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). Helgoländer Meeresuntersuchungen 51: 1-21

330) Probst, S. (1992). Struktur und Dynamik benthischer Lebensgemeinschaften im lotischen und lenithischen Windwatt der Insel Langenwerder (westliche Ostsee). Staatsexamensarbeit Universität Rostock: 55pp

331) Probst, S., Kube, J. (1999). Histopathological effects of larval trematode infections in mudsnails and their impact on host growth: what causes gigantism in *Hydrobia ventrosa* (Gastropoda: Prosobranchia)? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 238: 49-68

332) Probst, S., Kube, J., Bick, A. (2000). Effects of winter severity on life history patterns and population dynamics of *Hydrobia ventrosa* (Gastropoda: Prosobranchia). Archiv für Hydrobiologie 148: 383-396

333) Rasmussen, E. (1973). Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). Ophelia 11: 1-507

334) Reibisch, J. (1902). Die Ostsee-Expedition 1901 des Deutschen Seefischrei-Vereins. IV. Wirbellose Bodentiere. Abhandlungen des Deutschen Seefischerei-Vereins 7: 142-159

335) Reibisch, J. (1904). Über das Vorkommen der als Fischnahrung wichtigsten Tiere im Greifswalder Bodden. Mitteilungen des Deutschen Seefischerei-Vereins 20: 394-397

336) Reibisch, J. (1914). Die Bodenfauna von Nord- und Ostsee. Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft 24: 221-235

337) Richard, D. (1995). Resistenzökologische Untersuchungen an *Marenzellria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae). Diplomarbeit Universität Rostock 68pp

338) Rimpel, R. (1958). Vitalfärbungen an den Eizellen und Entwicklungsstadien von *Nereis diversicolor* O.F. Müller. Diplomarbeit Universität Rostock: 57pp

339) Ringeltaube, P. (1989). Langzeitveränderungen des Makrozoobenthos in der südlichen Ostsee. Diplomarbeit Institut für Meereskunde Kiel: 99pp

340) Rogal, U., Anger, K., Schriever, G., Valentin, C. (1978). In-situ investigations on small-scale local and short-term changes of sublittoral macrobenthos in Lübeck Bay (western Baltic Sea). Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen 31: 303-313

341) Röhner, M. (1993). Populationsgenetische Untersuchungen an *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) aus Nord- und Ostsee. Diplomarbeit Universität Rostock

342) Röhner, M. (1997). Allozymelektrophoretische Analyse der kryptisch-parallelen Immigration zweier Zwillingsarten der Gattung *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae) in Nord- und Ostsee einschließlich der vergleichenden Betrachtung der autochthonen Art *Hediste diversicolor* (Polychaeta: Nereidae). Dissertation Universität Rostock: 125pp

343) Röhner, M., Bastrop, R., Jürß, K. (1996a). Genetic differences between two allopatric populations (or sibling species) of the polychaete genus *Marenzelleria* in Europe. Comparative Biochemistry and Physiology 114B: 185-192

344) Röhner, M., Bastrop, R., Jürß, K. (1996b). Colonization of Europe by two American genetic types or species of the genus *Marenzelleria* (Polychaeta: Spionidae). An electrophoretic analysis of allozymes. Marine Biology 127: 277-287

345) Röhrig, A. (1995). Aspekte zur Sedimentpräferenz von *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873) (Polychaeta; Spionidae) sowie Interaktionen zwischen M. viridis und der autochthonen Fauna eines inneren Küstengewässers der südlichen Ostsee. Diplomarbeit Universität Hannover: 70pp

346) Röhrig, A., Wächtler, K. (1994). Interaktionen zwischen *Marenzelleria viridis*, Verrill 1873 (Polychaeta: Spionidae) und der autochthonen Fauna eines südlichen Küstengewässers der Ostsee. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Hamburg 2: 670-674

347) Rudolph, K. (1994). Erstnachweis des Amphipoden *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea: Gammaridea) im Peenestrom und Achterwasser (südliche Ostseeküste). Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 37(2): 23-29

348) Rudolph, K. (1995). Zum Vorkommen des Strandflohkrebses *Orchestia cavimana* im vorpommerschen Küstengebiet und zur Frage seiner Überwinterung. Natur und Museum 125: 281-285

349) Rudolph, K. (1997). Zum Vorkommen des Amphipoden *Pontogammarus robustoides* Sars, 1894, im Peenemündungsgebiet. Natur und Museum 127: 306-312

350) Rumohr, H. (1987). Der Beitrag A. Hagmeiers zur Kenntnis des Benthos der Ostsee. Anhang: A. Hagmeier: Die Bodenfauna der Ostsee. unveröffentlichtes Manuskript 1932/52. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum der Universität Kiel 2: 1-32

351) Saavedra Perez, M. (1990). Bonitoring des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Diplomarbeit Universität Rostock: 99pp

352) Sager, G., Eckert, B. (1968). Syn- und autökologische Untersuchungen über die Fauna des sekundären Hartbodens der Unterwarnow und der Grenzgebiete zur Ostsee und Oberwarnow. Staatsexamensarbeit Universität Rostock: 44pp

353) Salemaa, H., Vuorinen, I., Välipakka, P. (1990). The distribution and abundance of *Mysis* populations in the Baltic Sea. Annales Zoologici Fennici 27: 253-257

354) Sammour, M. (1989). Zur Struktur und Ökologie des Makrozoobenthos in Flachwassergebieten der Seevogelschutzinsel Langenwerder (Wismarer Bucht, westliche Ostsee). Dissertation Universität Rostock: 72pp

355) Sandrock, S. (1990). Struktur und Dynamik von Mikro- und Makrobewuchs auf künstlichen Hartsubstraten an Küsten- und Hafenstandorten in der südlichen Ostsee (Mecklenburg-Vorpommern). Dissertation Universität Rostock: 163pp

356) Sandrock, S., Scharf, E.-M., von Oertzen, J.-A. (1991). Short-term changes in settlement of micro- and macrofouling organisms in brackish waters. Acta Ichthyologica et Piscatoria Suppl. 21: 221-235

357) Schellenberg, A. (1928). Krebstiere oder Crustacea II: Decapoda, Zehnfüßer. In: Dahl, F. (Begr.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer Verlag, Jena: 146pp

358) Schellenberg, A. (1942). Krebstiere oder Crustacea IV: Flohkrebse oder Amphipoda. In: Dahl, F. (Begr.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer Verlag, Jena: 252pp

359) Schermer, E. (1916). Biologische Untersuchungen in der Untertrave bei Lübeck zwischen der Struckfähre und der Herrenbrücke. Mitteilungen der Geographischen Gesellschaft und des Naturhistorischen Museums in Lübeck (2. Reihe) 27: 27-61

360) Schermer, E. (1920). Die Molluskenfauna der westlichen Ostsee. Schriften der Zoologischen Station Büsum für Meereskunde: 110-118

361) Schermer, E. (1950). Hydrobiologische Untersuchungen im Travegebiet, Teil I.. Forschungen der Geographischen Gesellschaft und des Naturhistorischen Museums in Lübeck (2. Reihe) 42: 35-131

362) Schiedek, D. (1997a). *Marenzelleria* cf. *viridis* (Polychaeta: Spionidae) - ecophysiological adaptations to a life in the coastal waters of the Baltic Sea. Aquatic Ecology 31: 199-210

363) Schiedek, D. (1997b). *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta), a new benthic species within European coastal waters. Some metabolic features. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 211: 85-101

364) Schiemenz, P. (1898a). Die Zeesenfischerei im Stralsunder Revier. Abhandlungen des Deutschen Seefischerei-Vereins 3: 25-103

365) Schiemenz, P. (1898b). Untersuchungen über die Fischerei-Verhältnisse des kleinen Jasmunder Boddens. Mitteilungen des Seutschen Seefischerei-Vereins 14: 397-441

366) Schilder, M., Schilder, F.A. (1934). *Cardium edule* bei Warnemünde. Archiv für Molluskenkunde 66: 358-360

367) Schiro, C. (1993). Vergleich der Phytalfauna aus Seegraswiesen und Großalgenbeständen der südlichen Ostsee. Diplomarbeit Universität Hamburg: 96pp

368) Schlesch, H. (1933). Kleine Mitteilungen IX. 1. Beitrag zur dänischen Molluskenfauna. Archiv für Molluskenkunde 65: 197-226

369) Schlesch, H. (1934). Revidiertes Verzeichnis der dänischen Land- und Süßwassermollusken. Archiv für Molluskenkunde 66: 233-312

370) Schlesch, H. (1937). Bemerkungen über die Verbreitung der Süßwasser- und Meeresmollusken im östlichen Ostseegebiete. Sitzungsberichte der Naturforschergesellschaft bei der Universität Jurjew 43: 37-64

371) Schlesch, H. (1938). Die Bohrmuschel *Barnea candida* L. am Darßer Ort. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg N.F. 13: 46-47

372) Schlesch, H. (1943). Zur Molluskenfauna Möens. Archiv für Molluskenkunde 75: 165-186

373) Schneider, A. (1996). Metabolic rate of the brackish water polychaete *Marenzelleria viridis* under reducing conditions. Thermochimica Acta 271: 31-40

374) Schönborn, C., Arndt, E.A., Gosselck, F. (1993). Bestimmungsschlüssel der benthischen Hydrozoen der Ostsee. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 69: 201-253

375) Schöne, H. (1975). Garnelen aus der Ostsee 1. Aquarien und Terrarien 22: 91-92

376) Schreiber, G. (1992). Vergleichende Charakteresierung der ATPasen bei *Hediste diversicolor* und *Marenzelleria viridis*. Diplomarbeit Universität Rostock 67pp

377) Schriever, G. (1975). In situ-Beobachtungen an *Hyperia galba* Montagu (Amphipoda, Hyperiidea) in der westlichen Ostsee. Kieler Meeresforschungen 31: 107-111

378) Schüler, S. (1984). Zur Rolle und Bedeutung der Hydrobiiden in ausgewählten Litoralökosystemen der DDR. Diplomarbeit Universität Rostock: 61pp

379) Schulz, S. (1966). Faunistisch-ökologische Untersuchungen des Makrobenthos in der Mecklenburger Bucht. Dissertation Universität Greifswald: 123pp

380) Schulz, S. (1969a). Benthos und Sediment in der Mecklenburger Bucht. Beiträge zur Meereskunde 24-25: 15-55

381) Schulz, S. (1969b). Das Makrozoobenthos der südlichen Ostsee (Mecklenburger Bucht und angrenzende Meeresgebiete). Beiträge zur Meereskunde 26: 21-46

382) Schulz, S. (1969c). Rückgang des Benthos in der Lübecker Bucht - Ein Vergleich mit den Verhältnissen im Bornholmbecken. Limnologica 7: 23-25

383) Schulz, S. (1969d). Rückgang des Benthos in der Lübecker Bucht. Monatsberichte der Deutschen Akademie der Wissenschaften zu Berlin 10: 748-754

384) Schulz, S. (1973). Biologische Untersuchungen während des internationalen Ostseejahres (International Baltic Year, IBY) 1969/70. IV. Das Makrozoobenthos. Beiträge zur Meereskunde 32: 57-74

385) Schulz, W. (1995). Der Schiffsbohrwurm *Teredo* - eine interessante Muschel der Ostsee und früherer Meere im norddeutschen Raum. Archiv für Geschiebekunde 1: 739-752

386) Schulze, F.E. (1871). Über den Bau und die Entwicklung von *Cordylophora lacustris* (Allman). Nebst Bemerkungen über Vorkommen und Lebensweise dieses Thieres. Verlag von Wilhelm Engelmann, Leipzig: 52pp

387) Schulze, F.E. (1872). Coelenteraten. Jahresbericht der Commission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere 2: 121-142

388) Schulze, G. (1971). Zur Verbreitung der Gammariden (Amphipoda, Crustacea) in den *Chara*-Wiesen des östlichen Teiles der Darßer Boddenkette. Natur und Naturschutz in Mecklenburg 9: 5-18

389) Schulze, G., Arndt, E.A. (1971). Zur Verbreitung der Gammariden (Amphipoda, Crustacea) in der Darß-Zingster Boddenkette. Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 20: 33-47

390) Schweimanns, M. (1993). Biodeterioration durch holzzerstörende Organismen entlang der Küsten Schleswig-Holsteins (Mollusca: Pholadidae, Teredinidae; Crustacea: Isopoda). Schriften zur Malakozoologie 6: 27-46

391) Seifert, R. (1933). Beiträge zur Kenntnis der Bodenfauna der Gewässer um Hiddensee. Mitteilungen aus dem Naturwissenschaftlichen Verein für Neuvorpommern und Rügen in Greifswald 60: 36-56

392) Seifert, R. (1935/36). Die tiergeographische Stellung des Greifswalder Boddens. Mitteilungen aus dem Naturwissenschaftlichen Verein für Neuvorpommern und Rügen in Greifswald 63/64: 1-15

393) Seifert, R. (1938). Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Ein Beitrag zur Ökologie der Brackwasserfauna. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 34: 221-271

394) Seilert, H.E.W. (1997). Freilanduntersuchungen zur Verteilung der Miesmuschel *Mytilus edulis* L. in einem zweifach geschichtetem Ästuar. Berichte aus dem Institut für Meereskunde der Universität Kiel 292: 96pp

395) Silbermann (1906). Untersuchungen über den feineren Bau von *Alcyonidium mytili*. Dissertation Universität Rostock, Nicolaische Verlags-Buchhandlung, Berlin: 50pp

396) Sordyl, H., Bönsch, R., Gercken, J., Gosselck, F., Kreuzberg, M., Schulze, H. (1998). Verbreitung und Reproduktion des Schiffsbohrwurm *Teredo navalis* L. an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 42: 1-8

397) Spiewack, B., Franke, C. (1968). Über die Nahrungsbiologie der Fauna des sekundären Hartbodens der Unterwarnow unter besonderer Berücksichtigung von *Mytilus edulis* L. und *Balanus improvisus* Darwin. Staatsexamensarbeit Universität Rostock: 82pp

398) Springer, B.M. (1996). Modifikation des bodennahen Strömungsregimes und die Deposition von suspendiertem Material durch Makrofauna. Dissertation Universität Kiel: 111pp

399) Stammer, H.J. (1928). Die Fauna der Ryckmündung, eine Brackwasserstudie. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 11: 36-101

400) Stechow, E. (1927). Die Hydroidenfauna der Ostsee. Zoologischer Anzeiger 70: 304-313

401) Stein, U., Hukriede, W., Rumohr, H. (1990). Historische Benthosdaten aus Nord- und Ostsee in den Jahren 1902-1912. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum der Christian-Albrechts-Universit„t zu Kiel Suppl. 3: 189pp

402) Stephensen, K. (1928). Storkrebs II. Ringkrebs 1. Tanglopper (Amfipoder). In: Danmarks Fauna 32: G.E.C. Gads Forlag, Kobenhavn: 399pp

403) Steusloff, U. (1909a). *Paludestrina jenkinsis* E.A. Smith an der deutschen Ostseeküste. Nachrichtsblatt der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft 41: 80-81

404) Steusloff, U. (1909b). *Paludestrina jenkinsis* Smith an der deutschen Ostseeküste. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 63: 82-93

405) Steusloff, U. (1912). Zur Conchylienfauna Mecklenburgs. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 66: 204-205

406) Steusloff, U. (1924). Bemerkungen zu *Paludestrina jenkinsi* E.A. Smith. Archiv Mecklenburgischer Naturforscher 1: 7-13

407) Steusloff, U. (1939). *Potamopyrgus crystallinus carinatus* J.T. Marshall mit Kalkkielen auf der Schale. Archiv für Molluskenkunde 71: 82-86

408) Stöcker, H. (1981). Untersuchungen zur Leistungsanalyse der genuinen Brackwasserart *Cordylophora caspia* unter wechselnden Temperatur / Salinitätsregime im Vergleich zu *Clava multicornis* und *Pelmatohydra oligactis*. Diplomarbeit Universität Rostock: 99pp

409) Straube, G. (1960). Die Molluskenfauna der Gewässer in der Umgebung von Greifswald. Staatsexamensarbeit Universität Greifswald: 128pp

410) Strogies, M. (1983). Qualitative und quantitative Untersuchungen der sekundären Hartböden der Unterwarnow 1982/83 mit dem Versuch einer Trendbestimmung. Diplomarbeit Universität Rostock: 89pp

411) Strohbach, U. (1998). Vergleichende Untersuchungen zur Populationsdynamik und Parasitenfauna ausgewählter benthischer und planktischer Crustaceen sowie Gastropoden im Bereich der Kieler- und Lübecker Bucht (SW-Ostsee). Dissertation Universität Hamburg: 196pp

412) Struck, C. (1871). Conchyliologisches. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 24: 69-71

413) Subklew, H.-J. (1955). Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischereiwirtschaftlich betrachtet. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften N.F. 4: 545-588

414) Subklew, H.-J. (1970). Vergleichend biologische Untersuchungen über den Bewuchs in Häfen der südlichen Ostsee. Wissenschaftliche Zeitschrift der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald - Mathematisch-Naturwissenschaftliche Reihe 19: 217-246

415) Subklew, H.-J. (1984). Zur Hydrobiologie des Strelasund. Limnologica 16: 191-205

416) Subklew, H.-J., Günther, B. (1975). Der Kooser See und seine Bodenfauna. Naturschutzarbeit in Mecklenburg 18: 8-16

417) Süssbach, S., Breckner, A. (1911). Die Seeigel, Seestrene und Schlangensterne der Nord- und Ostsee. Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen N.F. (Abt. Kiel) 12: 167-300

418) Thiel, R. (1990). Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation Universität Rostock: 147pp

419) Thiel, R. (1992). Quantitative estimation of mysids – *Neomysis integer* (Leach, 1814) – and their production within a typical southern Baltic Bay. In: Köhn, J., Jones, M.B., Moffat, A. (eds.): Taxonomy, biology and ecology of (Baltic) mysids (Mysidacea: Crustacea). Universität Rostock: 73-78

420) Thiele, S. (1991). Dreijährige Untersuchungen des Makrozoobenthos der norwestlichen Mecklenburger Bucht. Staatsexamen Universität Rostock: 33pp

421) Thulin, G. (1922). Bottenboniteringar i södra Östersjön i samband med fisktrålningar. Svenska Hydrografisk-Biologiska Kommissionens Skrifter 6: 1-9

422) Tomaschky, H. (1959). Biologische Untersuchungen an Seetonnen des ostmecklenburgischen Küstengebietes. Staatsexamensarbeit Universität Greifswald: 53pp

423) Trahms, O.-K. (1939). Die Größen- und Kalkreduktion bei *Mytilus edulis* L. in Rügenschen Binnengewässern. Zeitschrift zur Morphologie und Ökologie der Tiere 35: 246-249

424) Trahms, O.-K. (1940). Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackgewässer. 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. Archiv für Hydrobiologie 36: 1-35

425) Troschel (1912). Holzzerstörer unter Wasser. Zentralblatt der Bauverwaltung 32: 394-395

426) Ude, H. (1929). Oligochaeta. In: Dahl, F. (Begr..) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. Gustav Fischer Verlag, Jena: 132pp

427) Ulbrich, S. (1999). Akkumulationswege von organischen Schadstoffen im marinen Nahrungsnetz. Diplomarbeit Universität Rostock: 63pp

428) Ulrich, W. (1926). Über das Vorkommen der *Victorella pavida* Kent und einiger anderer Bryozoen im Brackwasser des Rostocker Hafens. Zeitschrift zur Morphologie und Ökologie der Tiere 5: 559-576

429) Valentin, C., Anger, K. (1977). In-situ studies on the life cycle of *Diastylis rathkei* (Cumacea: Crustacea). Marine Biology 39: 71-76

430) Välipakka, P. (1987). Untersuchungen zur Verbreitung der Mysidaceen im westlichen Küstenbereich der DDR. Diplomarbeit Universität Rostock: 81pp

431) Välipakka, P. (1992). Distribution of mysid shrimps (Mysidacea) in the Bay of Mecklenburg (Western Baltic Sea). In: Köhn, J., Jones, M.B., Moffat, A. (eds.): Taxonomy, biology and ecology of (Baltic) mysids (Mysidacea: Crustacea). Universität Rostock: 61-72

432) Voce, J. (1998). Zoobenthos. Ein ozeanographisches Zustandsbild der westlichen und mitteleren Ostsee untersucht zwischen Kiel und Hela auf dem Forschungsschiff Alkor im Spätsommer 1996. Zentrum für Meeresforschung und Klimaforschung der Universität Hamburg: 1-9

433) Voigt, A. (1991). *Astarte*-Arten in ihrer Verbreitung und Altersstruktur in der Lübecker Bucht, Mecklenburger Bucht und Arkona-See. Diplomarbeit Universität Rostock: 48pp

434) Voigt, M., Gosselck, F., Seilert, H. (1994). Ausbau der Zufahrt zum Seehafen Rostock. Fachgutachten Tier und Pflanzen, Benthon Ostsee, Warnow, Breitling. Gutachten für dasWasser- und Schiffahrtsamt Stralsund: 36pp

435) Walter, U., (1997). Fische, Fischerei und Garnelenfang in der Wismar-Bucht. Meer und Museum 13: 53-61

436) Wasmund, N., Alheit, J., Pollehne, F., Siegel, H., Zettler, M.L. (1998). Ergebnisse des Biologischen Monitorings der Ostsee im Jahre 1997 im Vergleich mit bisherigen Untersuchungen. Meereswissenschaftliche Berichte 32: 66pp

437) Wasmund, N., Alheit, J., Pollehne, F., Siegel, H., Zettler, M.L. (1999). Der biologische Zustand der Ostsee im Jahre 1998 auf der Basis von Phytoplankton-, Zooplankton- und Zoobenthosuntersuchungen. Meereswissenschaftliche Berichte 37: 75pp

438) Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H., Zettler, M.L. (2001). Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2000. Meereswissenschaftliche Berichte 46: 74pp

439) Weber, E. (1995). Vergleichende Untersuchungen der Molluskenfauna von Ryck und Peene unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. Diplomarbeit Universität Greifswald: 156pp

440) Weber, M. von (1990). Untersuchungen an der Makrofauna des Phytals des Salzhaffs. Diplomarbeit Universität Rostock: 66pp

441) Wiechmann, C.M. (1869). Mecklenburgische Mollusken. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 22: 125-126

442) Wiechmann, C.M. (1869/70). Die *Astarte* der Ostsee. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 23: 192-194

443) Wilke, T., Davis, G.M. (2000). Infraspecific mitochondrial sequence diversity in *Hydrobia ulvae* and *Hydrobia ventrosa* (Hydrobiidae: Rissooidea: Gastropoda): Do their different life histories affect biogeographic patterns and gene flow?. Biological Journal of the Linnean Society 70: 89-105

444) Wilke, T., Rolan, E., Davis, G.M. (2000). The mudsnail genus *Hydrobia* s.s. in the northern Atlantic and western Mediterranean: a phylogenetic hypothesis. Marine Biology 137: 827-833

445) Will, L. (1892). Über das Vorkommen und die Wanderung von *Cordylophora lacustris* in der Warnow bei Rostock. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 45: 7-8

446) Will, L. (1913). *Acaulis primarius* Stimpson. Ein neuer Ostseebewohner. Sitzungsberichte und Abhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft zu Rostock 5: 57-62

447) Winkler, G. (1994). Zur Populationsdynamik und Ernährungsbiologie von *Crangon crangon* L. (Crustacea; Crangonidae) in der Lübecker Bucht (Südwestliche Ostsee). Diplomarbeit Universität Hamburg: 83pp

448) Winkler, H.M., Debus, L. (1997). Is the polychaete *Marenzelleria viridis* an important food item for fish?. Proceedings of the 13th BMB-Symposium in 1993, Riga (Lettland) 147-151

449) Wohlrab, F. (1959). Die Bodenfauna des Freesendorfer Sees. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 5: 396-422

450) Wölle, C., Gast, S. (1988). Qualitative und quantitative Untersuchung des Makrozoobenthos der Kadet-Rinne (Westliche Ostsee). Diplom Universität Rostock: 26pp

451) Wrogemann, H. (1994). Verbreitung und Populationsentwicklung von *Marenzelleria viridis* Verrill 1873 (Polychaeta; Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Staatsexamensarbeit Tierärztliche Hochschule Hannover: 95pp

452) Wrogemann, H., Weidemann, W. (1994). Verbreitung und Populationsentwicklung von *Marenzelleria viridis* Verrill 1873 (Polychaeta; Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Hamburg 2: 690-694

453) Zander, C.D. (1991). Die biologische Bedeutung der Lebensgemeinschaft „Miesmuschelgürtel" in der Ostsee. Seevögel 12 (Sonderheft 1): 127-131

454) Zander, C.D., Reimer, L.W., Barz, K., Dietel, G., Strohbach, U. (2000). Parasite communities of the Salzhaff (Northwest Mecklenburg, Baltic Sea) II. Guild communities, with special regard to snails, benthic crustaceans, and small-sized fish. Parasitology Research 86: 359-372

455) Zettler, M.L. (1993). Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit Universität Rostock: 1-80

456) Zettler, M.L. (1994). Immigration und Ausbreitung eines nordamerikanischen Polychaeten in ein inneres Küstengewässer der südlichen Ostsee und Auswirkungen auf das

autochthone Makrozoobenthos. Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Hamburg 2: 695-699

457) Zettler, M.L. (1995a). Erstnachweis von *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea: Amphipoda) in der Darß-Zingster Boddenkette und seine derzeitige Verbreitung an der deutschen Ostseeküste. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 34: 137-140

458) Zettler, M.L. (1995b). Untersuchung der Verteilung des Makrozoobenthos in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 3: 171-188

459) Zettler, M.L. (1995c). Bericht über das 7. Treffen der malakologischen Arbeitsgruppe Mecklenburg-Vorpommern in Zingst vom 05.-07.05.1995. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 34: 141-143

460) Zettler, M.L. (1996a). Die aquatische Malakofauna (Gastropoda et Bivalvia) im Einzugsgebiet eines norddeutschen Tieflandflusses, der Warnow. Limnologica 26: 327-337

461) Zettler, M.L. (1996b). Successful estabishment of the spionid polychaete *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873), in the Darss-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. Archive of Fishery and Marine Research 43: 273-284

462) Zettler, M.L. (1996c). Ökologische Untersuchungen am Neozoon *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae) in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation Universität Rostock: 149pp

463) Zettler, M.L. (1997a). Larval settlement behaviour and habitat selection of a new established spionid polychaete *Marenzelleri viridis* (Verrill, 1873): field and laboratory experiments. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 5: 139-155

464) Zettler, M.L. (1997b). Population dynamics, growth and production of the neozoon *Marenzelleria* cf. *viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae) in the southern Baltic Sea. Aquatic Ecology 31: 177-186

465) Zettler, M.L. (1997c). The newcomer *Marenzelleria viridis* (Verrill 1873), its development and influence on the indigenous macrozoobenthos in a coastal water of the southern Baltic. Proceedings of the 14th BMB-Symposium in 1995, Pärnu (Estland): 280-296

466) Zettler, M.L. (1998a). Liste der höheren limnischen Krebse (Crustacea: Malacostraca) in den Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns einschließlich ihrer Gefährdung. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 41: 26-31

467) Zettler, M.L. (1998b). Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. Lauterbornia 32: 49-65

468) Zettler, M.L. (1999a). Untersuchungen zum Makrozoobenthos des Breitlings (südliche Ostsee) unter besonderer Berücksichtigung der Crustacea. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 7: 79-90

469) Zettler, M.L. (1999b). Rote Liste der gefährdeten höheren Krebse der Binnengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern: 29pp

470) Zettler, M.L. (2000). Biologische Artenvielfalt in Küstengewässern der Ostsee am Beispiel der Krebse (Malakostraca). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 in Rostock 1: 414-418

471) Zettler, M.L. (2001a). Die Höheren Krebse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette. Meer und Museum 16: 74-75

472) Zettler, M.L. (2001b). Schnecken und Muscheln der Darß-Zingster Boddenkette. Meer und Museum 16: 72-73

473) Zettler, M.L. (2001c). Teilprojekt Benthal. In: Bodungen, B. von, Müller, A.M., Zettler, M.L. (eds.) Optimierung des Biologischen Monitorings auf der Hohen See. Ansätze zur Steigerung der Effizienz von Methoden und der Aussagekraft. Umweltbundesamt Texte 33/01, Berlin, p. 114-210

474) Zettler, M.L. (2001d). Some malacostracan crustacean assemblages in the southern and western Baltic Sea. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 9: 127-143.

475) Zettler, M.L., Bick, A. (1996). The analysis of small- and mesoscale dispersion patterns of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water area of the southern Baltic. Helgoländer Meeresuntersuchungen 50: 265-286

476) Zettler, M.L., Bick, A., Bochert, R. (1995). Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. Archive of Fishery and Marine Research 42: 209-224

477) Zettler, M.L., Bochert, R., Bick, A. (1994). Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in einem inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 2: 215-225

478) Zettler, M.L., Bönsch, R., Gosselck, F. (2000). Verbreitung des Makrozoobenthos in der Mecklenburger Bucht (südliche Ostsee) - rezent und im historischen Vergleich. Meereswissenschaftliche Berichte 42: 144pp

479) Zettler, M.L., Bönsch, R., Gosselck, F., (2001). Distribution, abundance and some population characteristics of the ocean quahog, *Arctica islandica* (Linnaeus, 1767), in the Mecklenburg Bight (Baltic Sea). Journal of Shellfish Research 20(1): 161-169

480) Zimmermann, W. (1977). Verbreitungs- und experimentell-ökologische Untersuchungen an *Cordylophora caspia* und *Clava multicornis* der inneren Küstengewässer. Diplomarbeit Universität Rostock: 87pp

481) Zmudzinski, L. (1968). Polish benthos investigations in the Baltic in 1967. Annales Biologiques 25: 97-100

482) Zmudzinski, L., Chubarova-Solovjeva, S., Dobrowolski, Z., Gruszka, P, Olenin, S., Wolnomiejski, N. (1997). Expansion of the spionid polychaete *Marenzelleria viridis* in the southern part of the Baltic Sea. Proceedings of the 13th BMB-Symposium in 1993, Riga (Lettland) 127-129

483) Zmudzinski, L., Gosselck, F., Cederwall, H., Jensen, K., Rumohr, H. (1987). Zoobenthos. In: HELCOM (Hrsg.) First Periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea Area, 1980-1985; Background document. Helsinki: 256-321

Zusatzliteratur

In der vorliegenden Datenbank sind weitestgehend alle Literaturangaben integriert, die bis zum Jahr 2001 publiziert wurden und recherchiert werden konnten. Aus technischen Gründen, wir mussten ein Redaktionsschluß akzeptieren, sind teilweise das Jahr 2001 und die Jahre 2002 und 2003 nicht enthalten. Arbeiten aus diesem Zeitraum werden im Folgenden aufgelistet, so dass sich der Leser diesbezüglich weiter informieren kann. Außerdem sind hier Arbeiten zitiert, die im vorliegenden Atlas erwähnt wurden, jedoch keine Daten zu den bearbeiteten Naturräumen enthalten und somit nicht in die Datenbank integriert wurden.

Buyanovsky, A.I. (2000). On morphological difference between common mussels *Mytilus trossulus* (Gould, 1850) and *Mytilus edulis* Linne, 1758 (Bivalvia, Mytilidae). Ruthenica 10: 43-48

Costello, M.J., Emblow, C., White, R. (editors) (2001). European Register of Marine Species. A check-list of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification. Patrimoines naturels 50: 463pp

Detharding, G.G. (1794). Systematisches Verzeichnis der Mecklenburgischen Conchylien. A.C. Siemssen (Hrsg.), Wilhelm Bärensprung, Schwerin: 40pp

Feike, M., Fechter, A., Mädel, M. (2002). Einfluss von *Platorchestia platensis* (Kröyer) auf die Abbaugeschwindigkeit von *Zostera marina* L. und den Kohlenstoffffluss in das Sediment. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 11: 57-64

Glöer, P. (2002). Mollusca I. Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. In: Groh, K., Groh, C. (eds.) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. ConchBooks, Hackenheim: 327pp

Gosselck, F., Arlt, G., Bick, A., Bönsch, R., Kube, J., Schroeren, V., Voss, J. (1996). Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48: 41-51

Hartmann-Schröder, G. (1996). Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. In: Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise 58. Teil, Gustav Fischer Verlag, Jena: 648pp

Kangas, P., Skoog, G. (1978). Salinity tolerance of *Theodoxus fluviatilis* (Mollusca, Gastropoda) from freshwater and from different salinity regimes in the Baltic Sea. Estuarine and Coastal Marine Science 6: 409-416

Kinne, O. (1954). Eidonomie, Anatomie und Lebenszyklus von *Sphaeroma hookeri* Leach (Isopoda). Kieler Meeresforschungen 10: 100-120

Liehr, G. (2002). Die Islandmuschel *Arctica islandica* L. als Bioindikator für kontaminierte Sedimente. Diplomarbeit Universität Rostock: 77pp

Liehr, G., Zettler, M.L., Kersten, M., Kritsotakis, K., Leipe, T., Pohl, C. (2002). The ocean quahog *Arctica islandica* (*Cyprina islandica*) - a bioindicator for contaminated sediments? Estuarine and Coastal Science Association (ECSA) Symposium Gdansk, Abstracts: p44

McDonald, J.H., Seed, R., Koehn, R.K. (1991). Allozymes and morphometric characters of three species of *Mytilus* in the Northern and Southern Hemispheres. Marine Biology 111: 323-333

Pfeiffer, S. (2002). Untersuchungen zum Einfluss des Salzgehaltes und anderer Faktoren auf die Aktivität der Acetylcholinesterase im Kiemengewebe von *Mytilus* sp. Diplomarbeit Universität Rostock: 63pp

Powilleit, M. (2003). Wichtige Strukturbildner im Makrozoobenthos der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (WISTMAK). Abschlußbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) M-V: 49pp+Anhang

Rödiger, S. (2003). Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaft des Stettiner Haffs (südliche Ostsee) vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit Universität Duisburg-Essen: 91pp

Rödiger, S., Schernewski, G., Zettler, M.L. (2003). Die Makrozoobenthosbesiedlung des Oderhaffs vor dem Hintergrund der EU-WRRL. Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Tagungsbericht 2002 (Kiel): 560-564

Thienemann, A. (1950). Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie der europäischen Binnengewässer. Die Binnegewässer 18: 808pp

Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H., Zettler, M.L. (2002). Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2001. Meereswissenschaftliche Berichte 51: 80pp

Wasmund, N., Pollehne, F., Postel, L., Siegel, H., Zettler, M.L. (2003). Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2002. Meereswissenschaftliche Berichte 56: 78pp

Wiese, V. (1996). Rote Liste und Artenliste der Land- und Süßwassermollusken des deutschen Küstenbereichs der Ostsee. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48: 53-58

Zettler, M.L. (2001). Recent geographical distribution of the *Astarte borealis* species complex, ist nomenclature and bibliography (Bivalvia: Astartidae). Schriften zur Malakozoologie 18: 1-14

Zettler, M. L. (2002a). Ecological and morphological features of the bivalve *Astarte borealis* (Schumacher, 1817) in the Baltic Sea near its geographical range. Journal of Shellfish Research 21: 33-40

Zettler, M.L. (2002b). Crustaceologische Neuigkeiten aus Mecklenburg-Vorpommern. Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 41: 15-36

Zettler, M.L., Daunys, D., Kotta, J., Bick, A. (2002). History and success of an invasion into the Baltic Sea: The polychaete *Marenzelleria* cf. *viridis*, development and strategies. In: Leppäkoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (eds.) Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 66-76

DANKSAGUNG

Zum Gelingen dieser Arbeit haben eine Reihe von Personen und Institutionen beigetragen. Insbesondere die Bereitstellung von Berichten und unveröffentlichten Gutachten wurde dankbar angenommen. Nicht unwesentlich war das Engagement der Bibliothek im Institut für Ostseeforschung Warnemünde (Annemarie Schröder und Brigitte Sievert), die maßgeblich den Leihverkehr für die Literatur organisierten. Weiterhin geht unser Dank an:

Mario von Weber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V, Güstrow

Dr. Annette Ernst: Wasser- und Schifffahrtsamt, Stralsund

Dr. Fritz Gosselck: Institut für Angewandte Ökologie GmbH, Neu Broderstorf

7. Kartenwerk

Verbreitungskarten der ausgewählten Arten aufgeteilt in die drei Zeiträume

a) bis 1960
b) 1961 bis 1990
c) 1991 bis 2001

Als letzte Abbildung ist die Karte mit allen Probestellen (Abb. 2) erneut dargestellt.

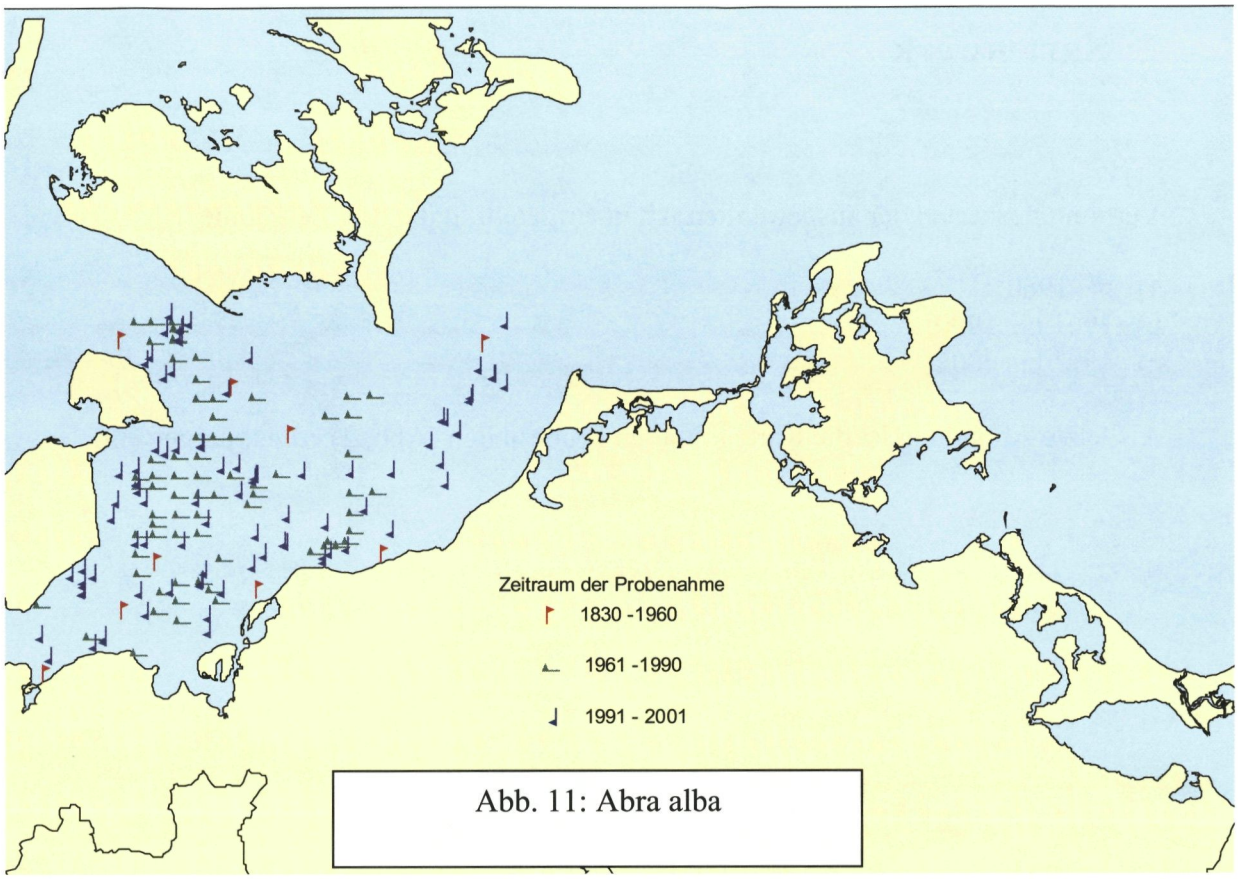


Abb. 11: Abra alba

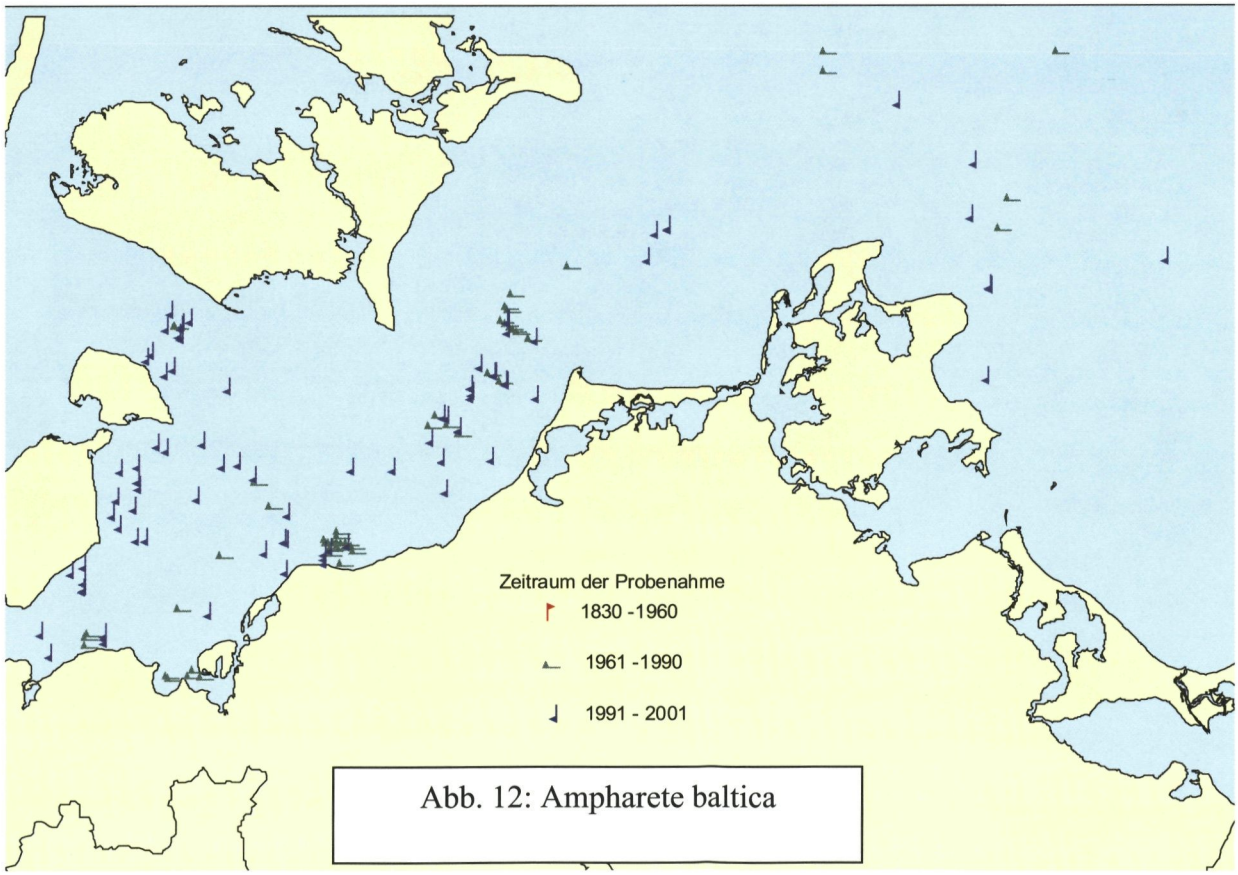


Abb. 12: Ampharete baltica

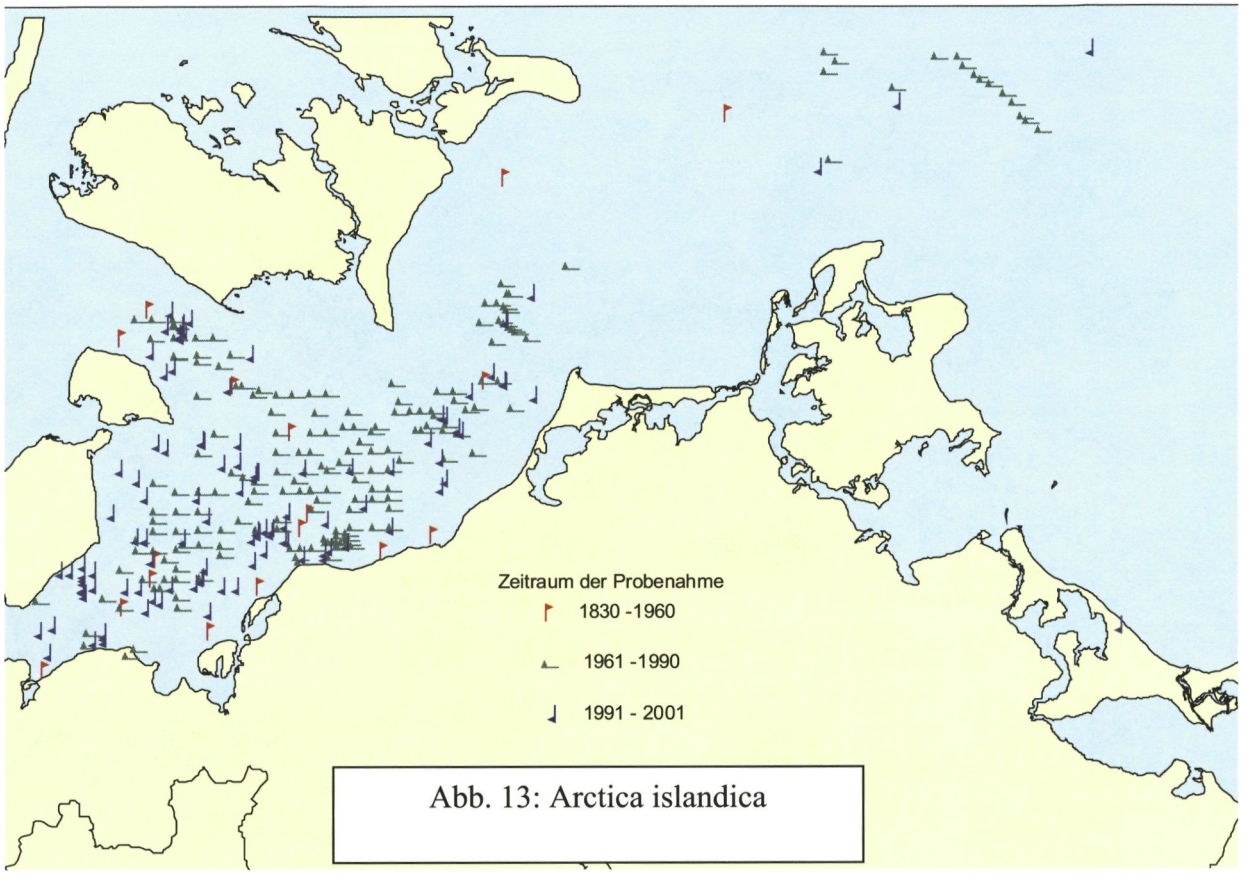


Abb. 13: Arctica islandica

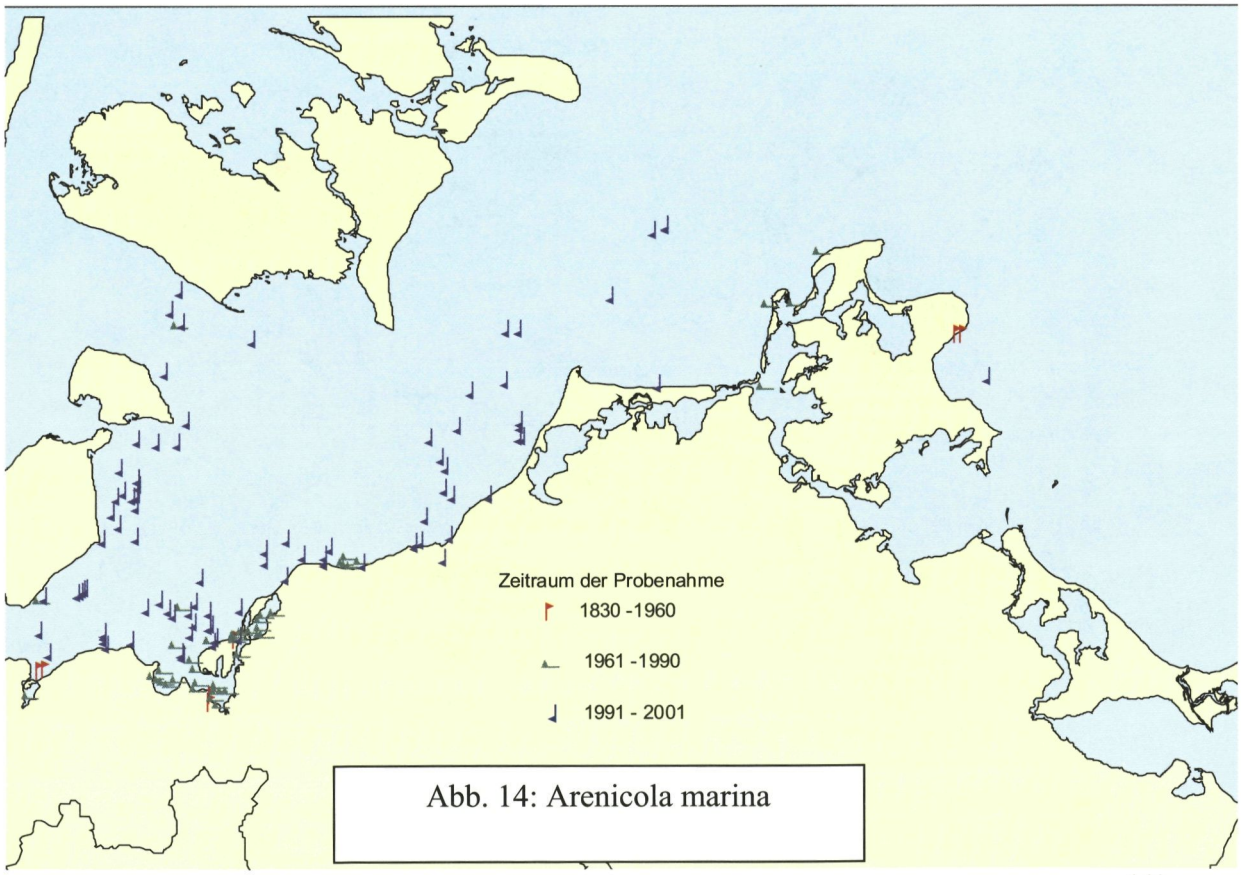


Abb. 14: Arenicola marina

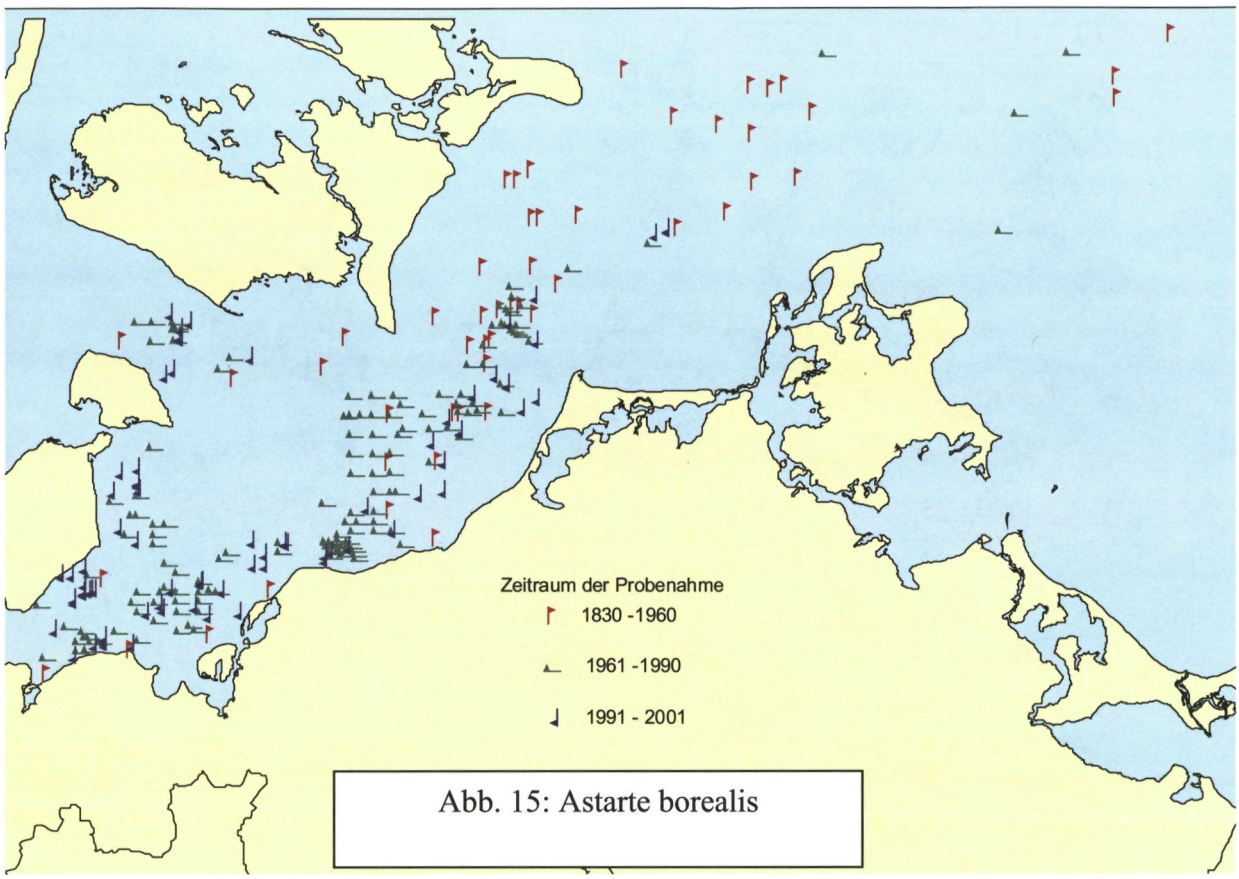


Abb. 15: Astarte borealis

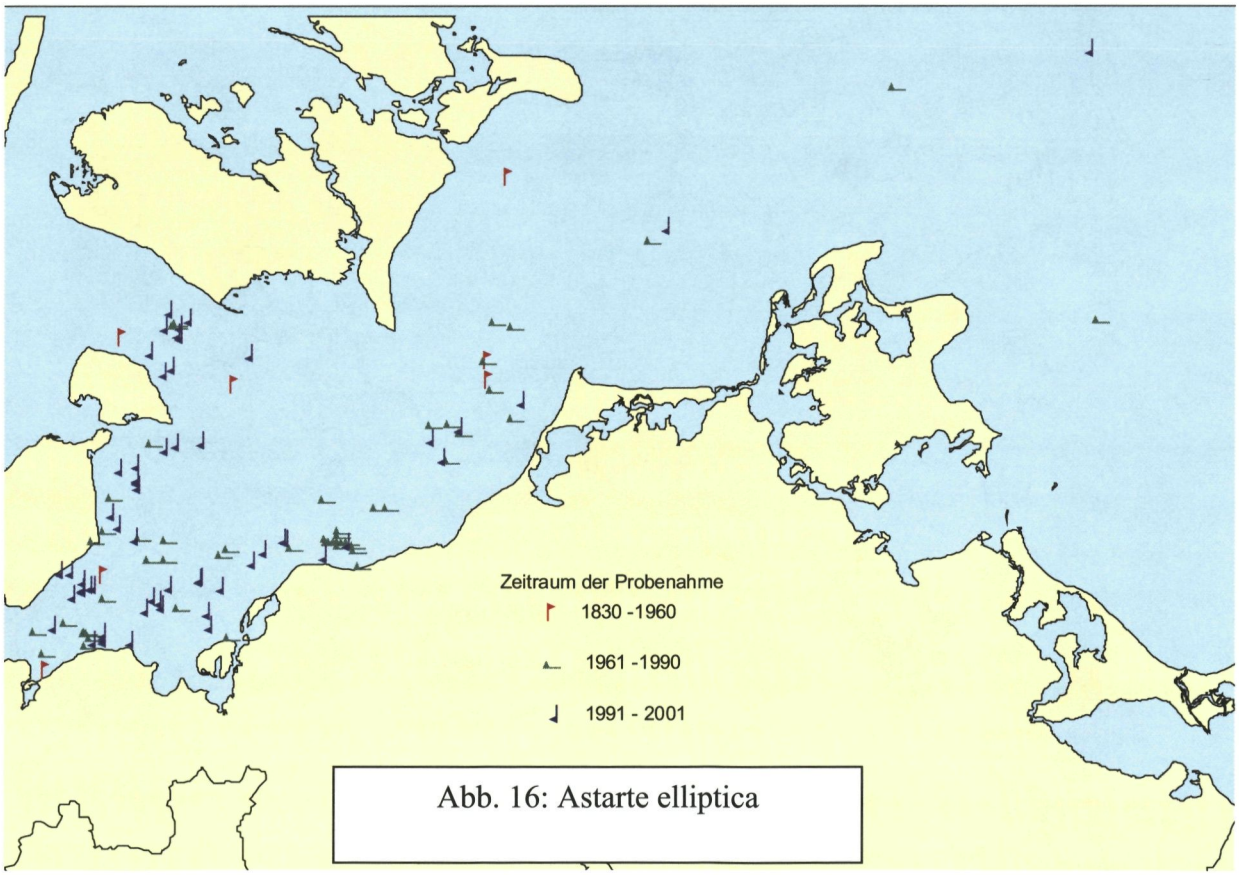


Abb. 16: Astarte elliptica

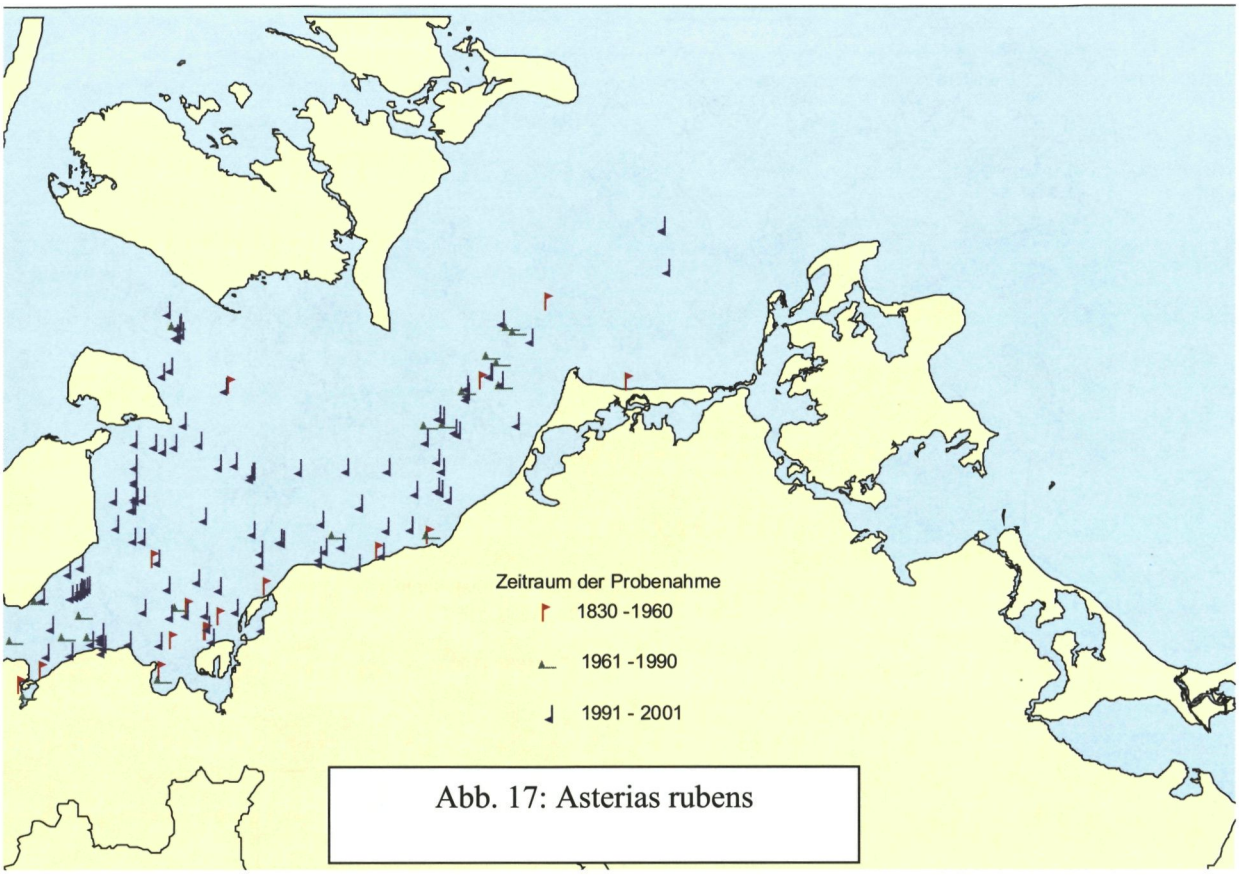


Abb. 17: Asterias rubens

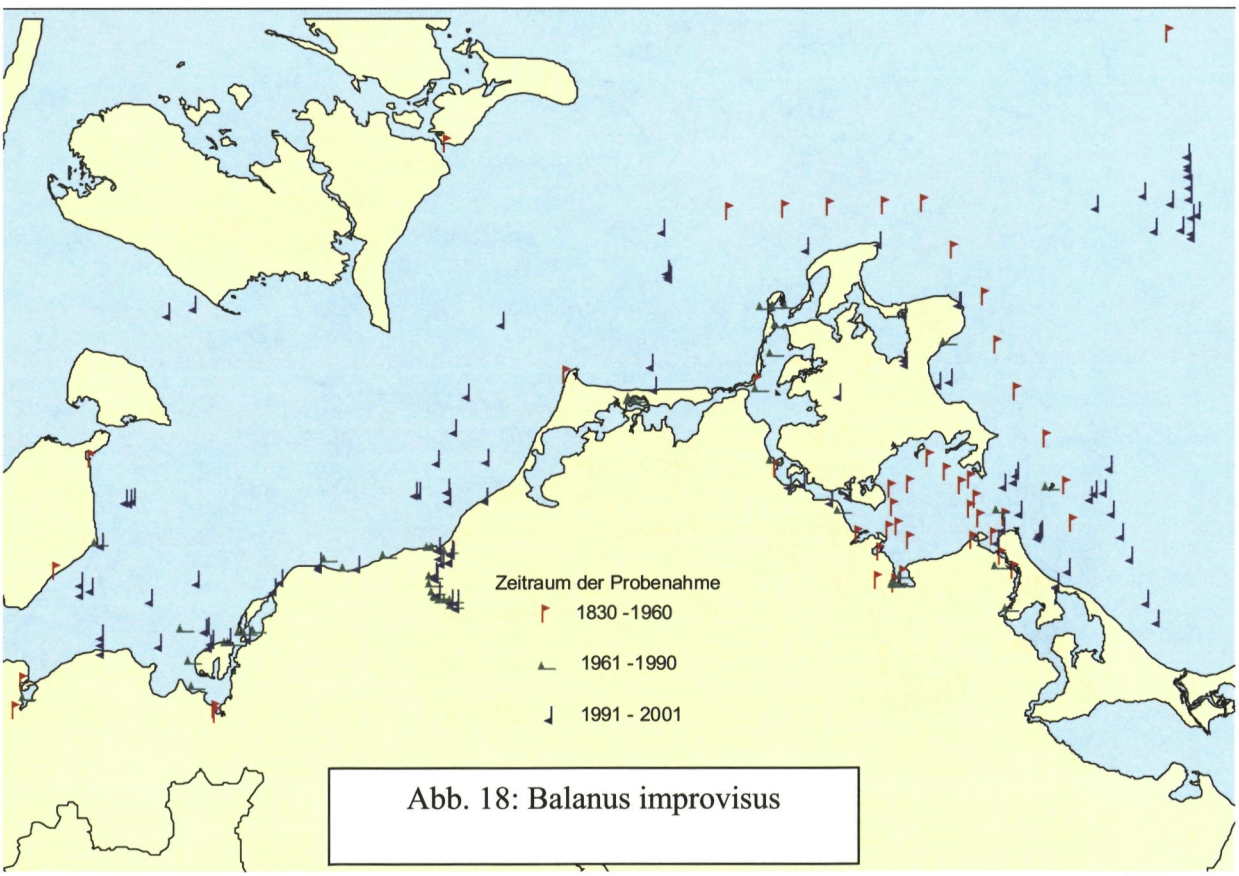


Abb. 18: Balanus improvisus

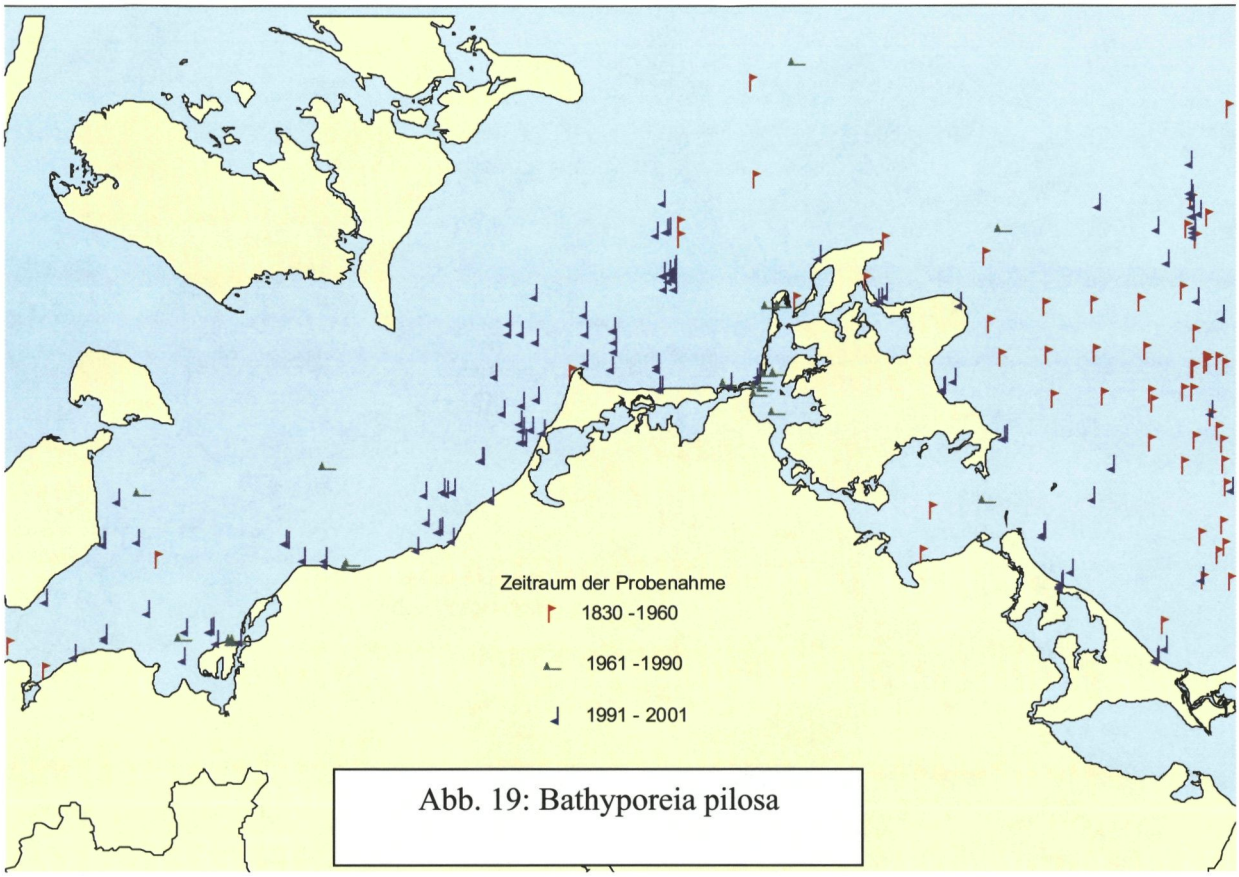


Abb. 19: Bathyporeia pilosa

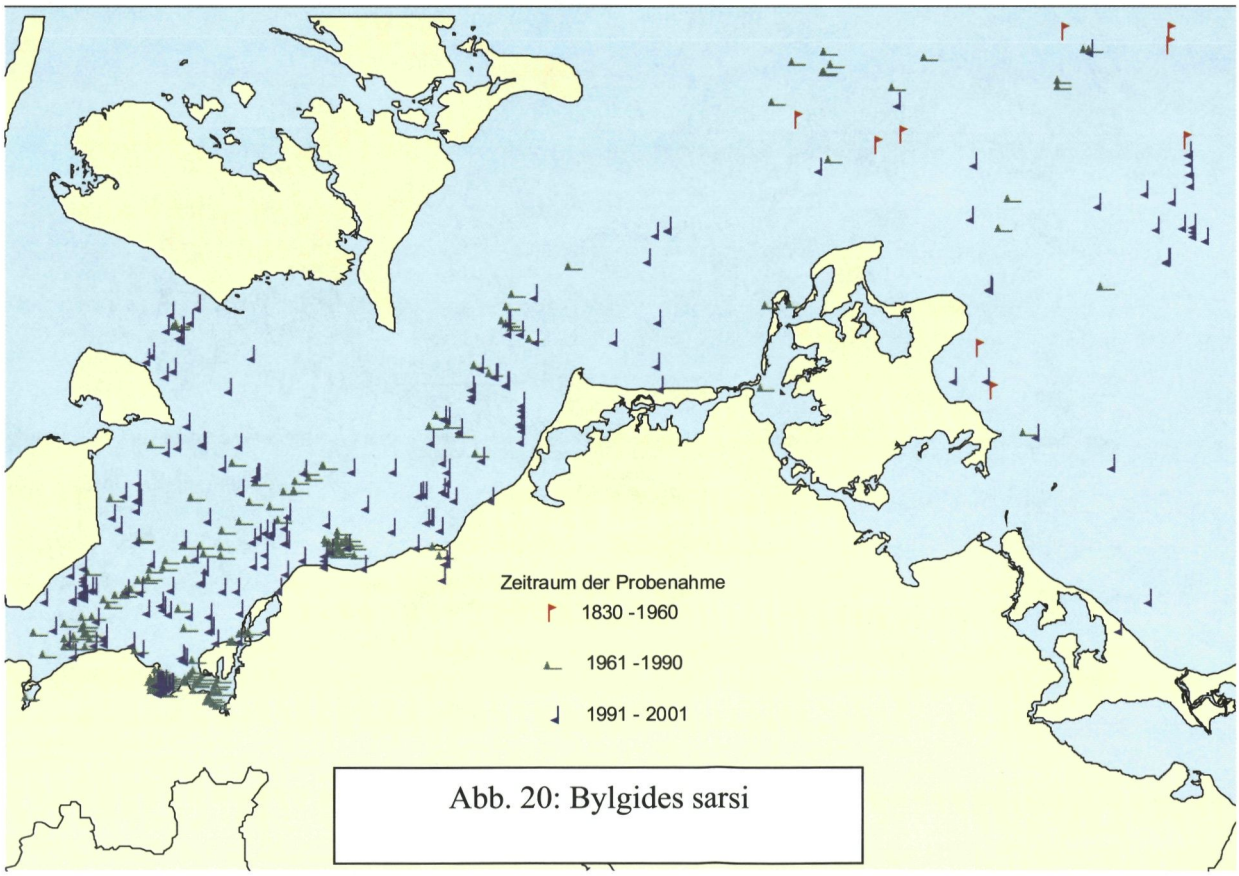


Abb. 20: Bylgides sarsi

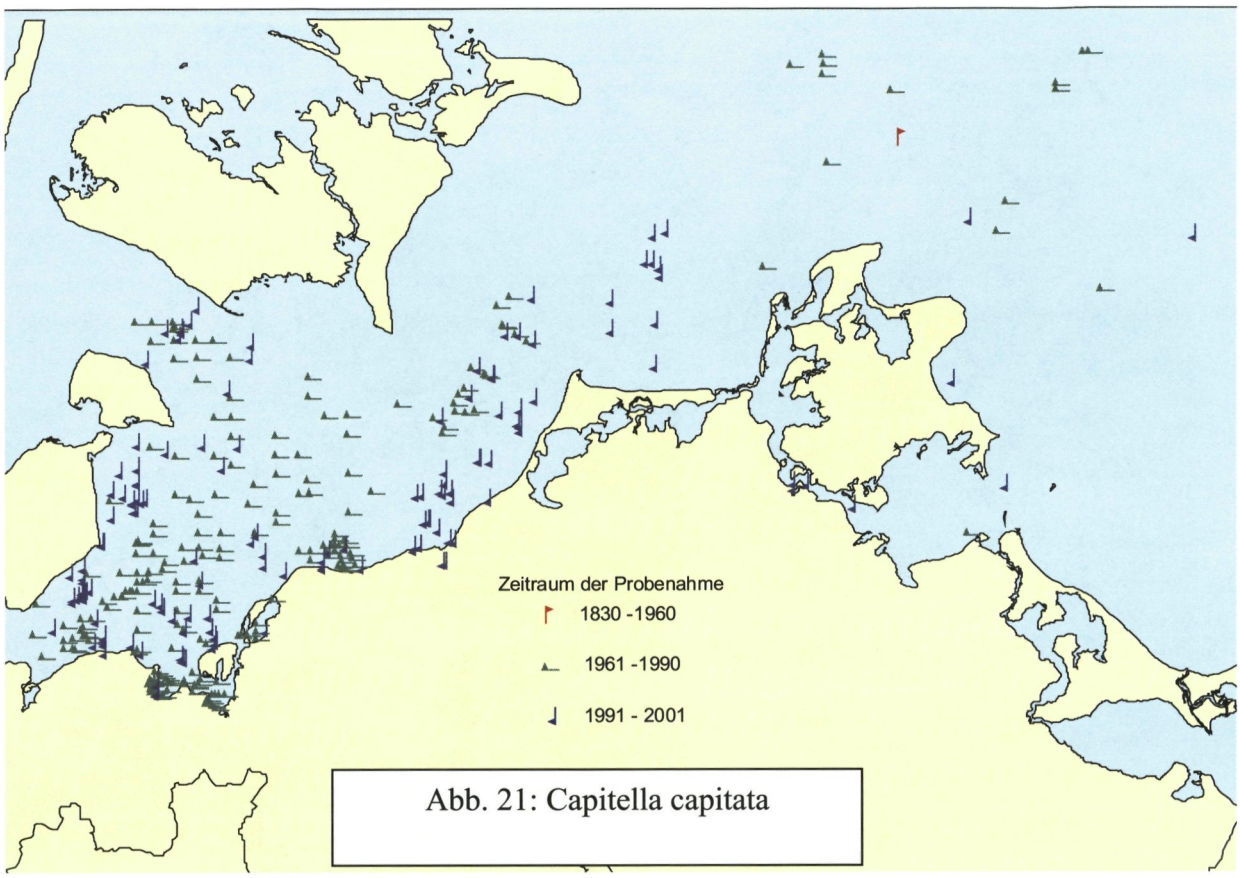


Abb. 21: Capitella capitata

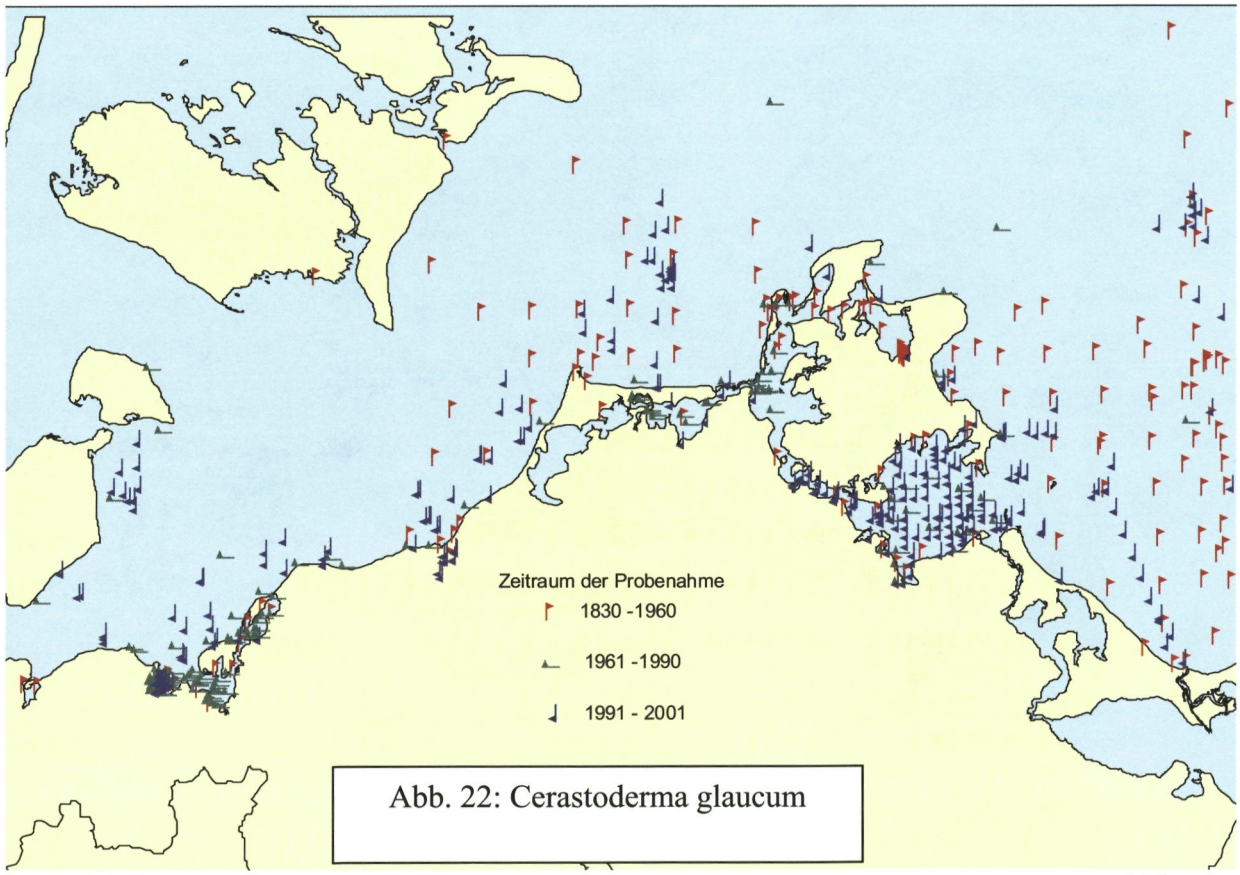


Abb. 22: Cerastoderma glaucum

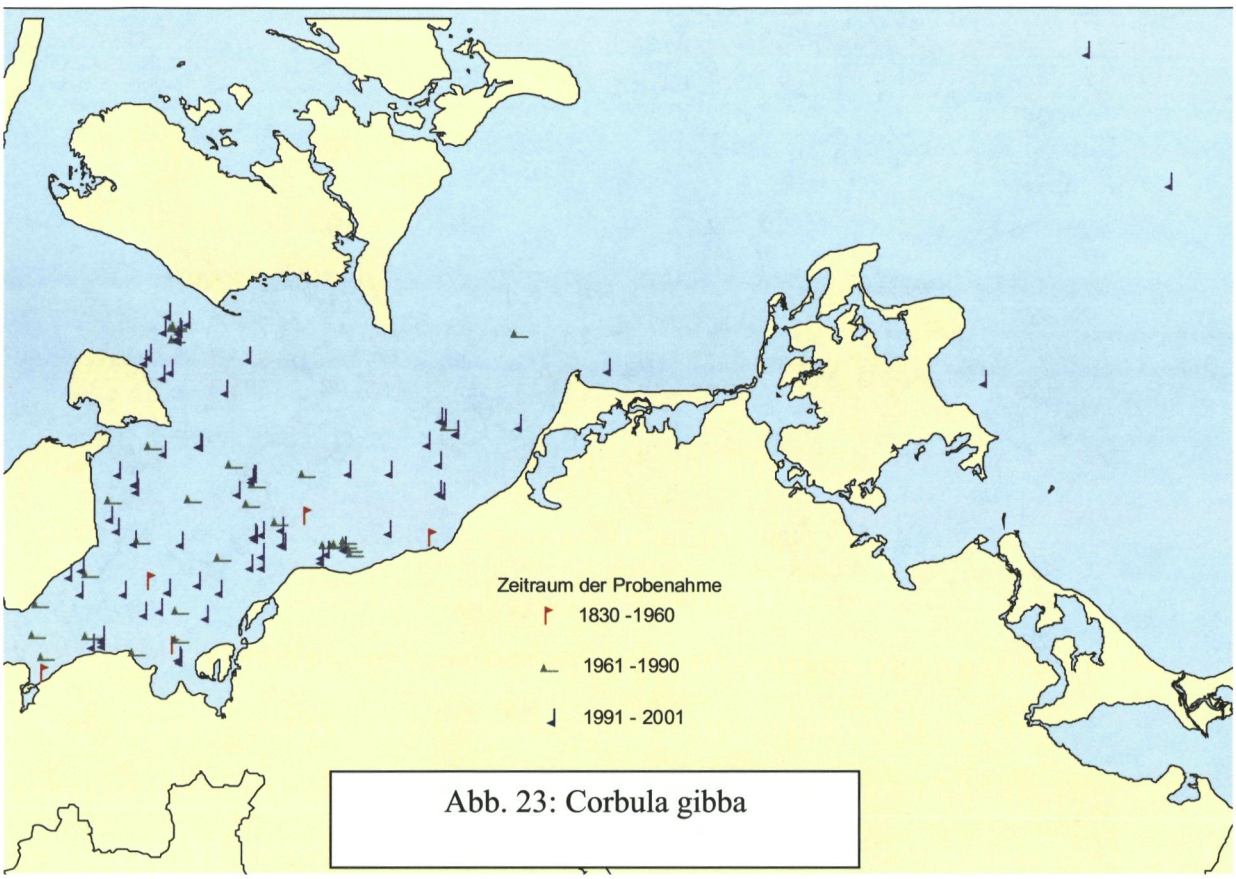


Abb. 23: Corbula gibba

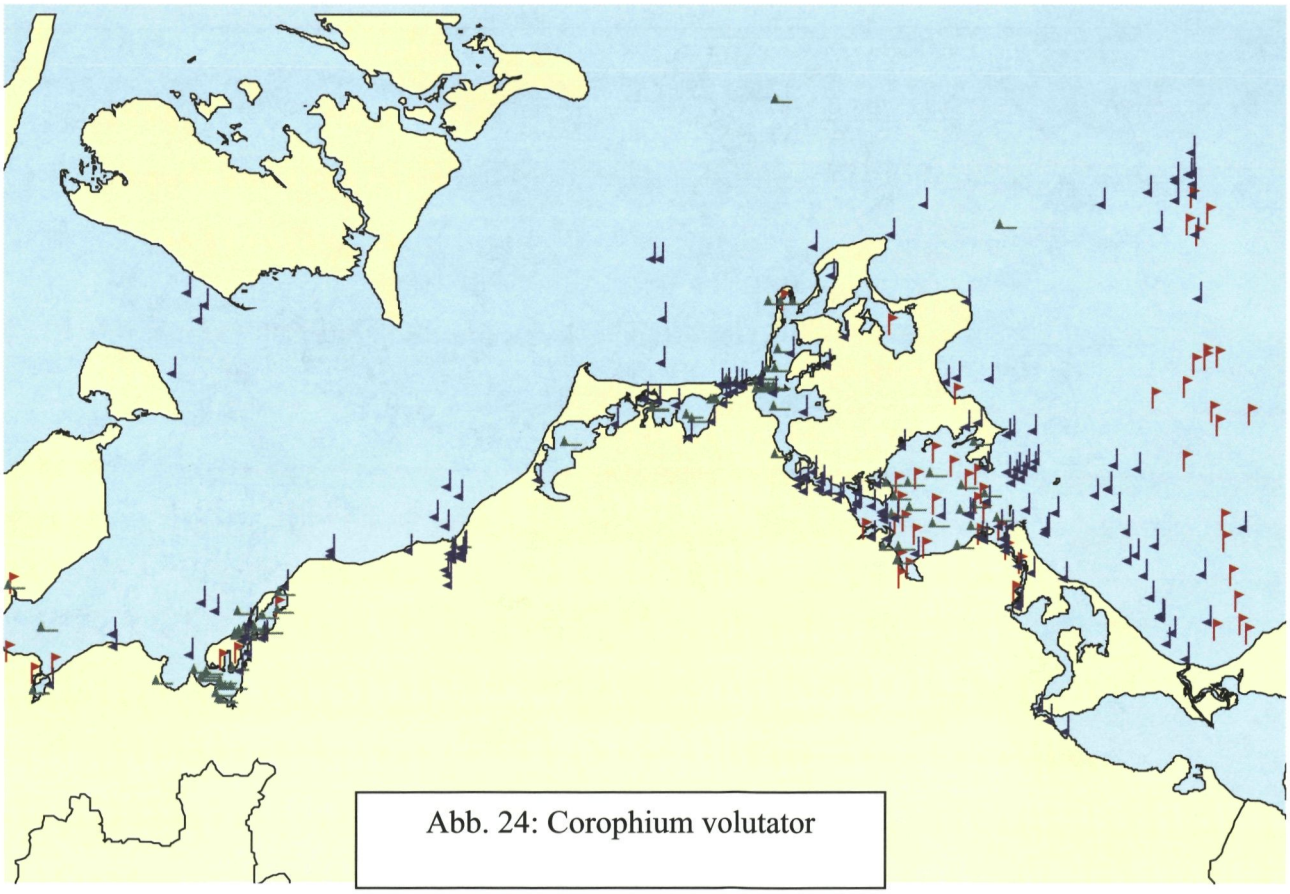


Abb. 24: Corophium volutator

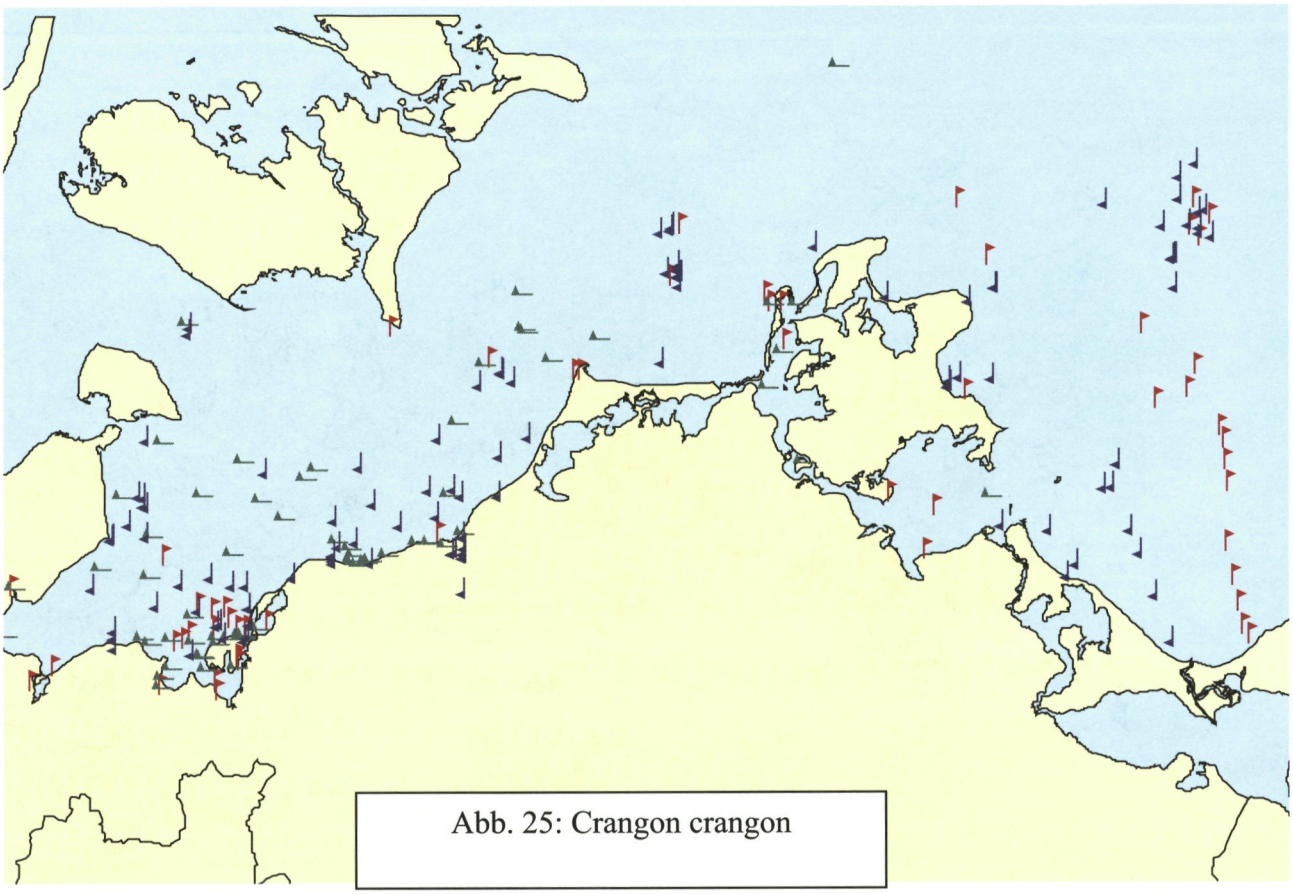


Abb. 25: Crangon crangon

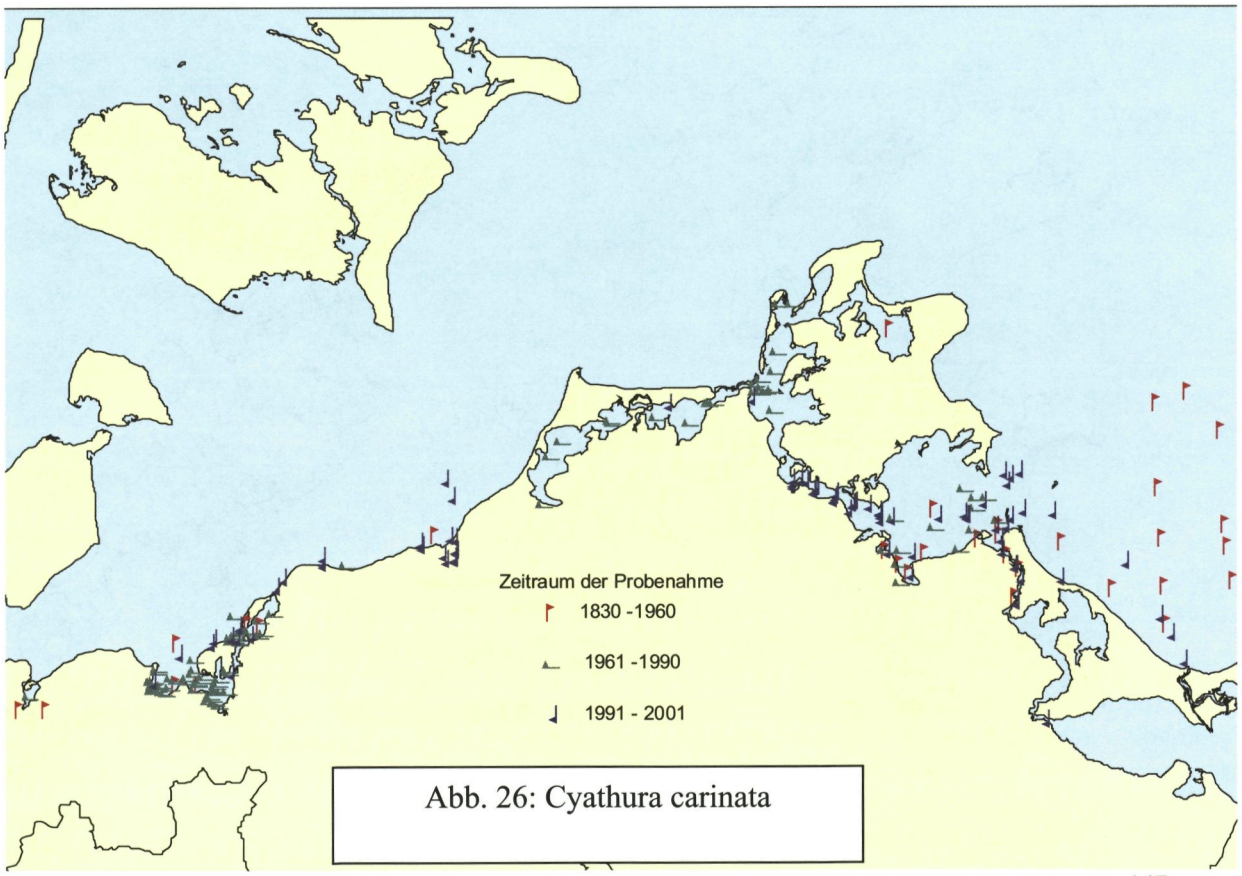


Abb. 26: Cyathura carinata

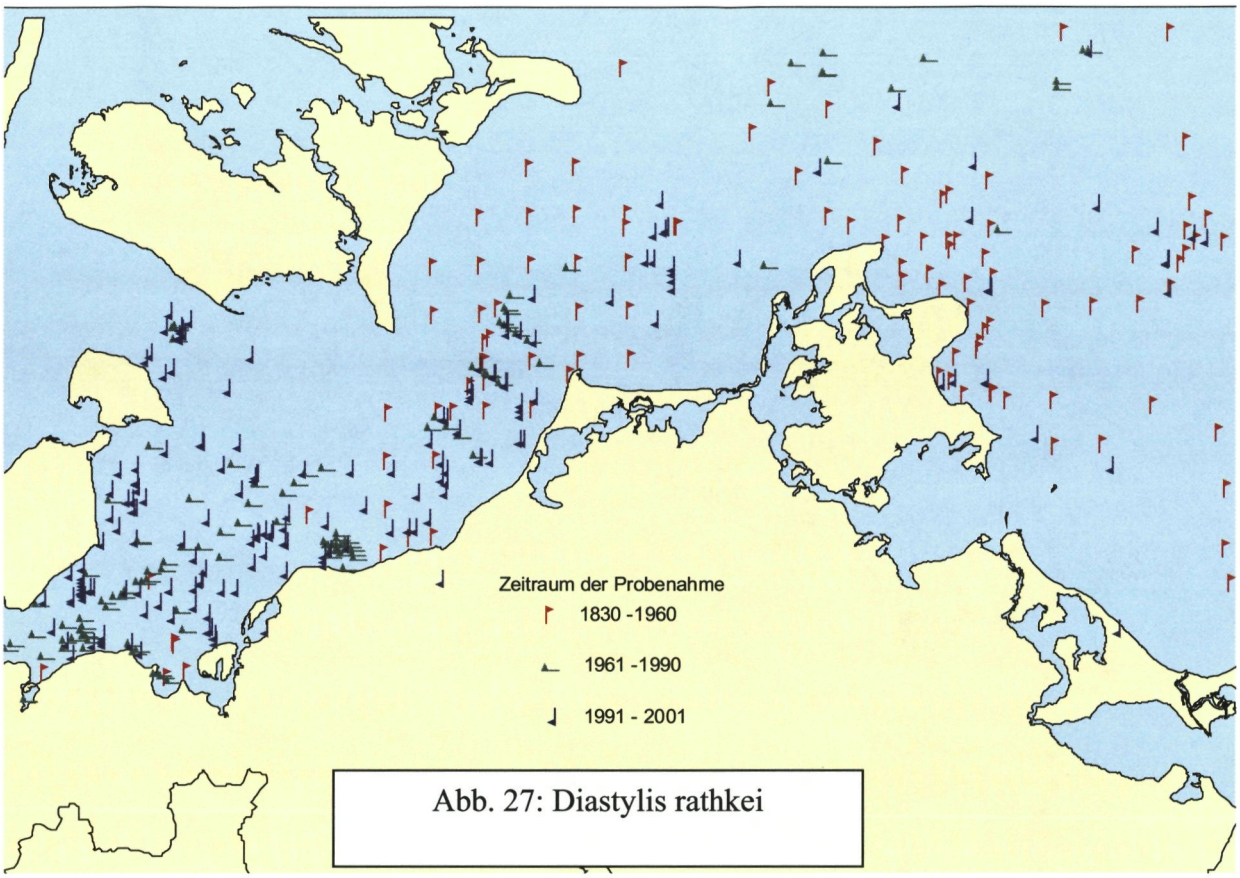


Abb. 27: Diastylis rathkei

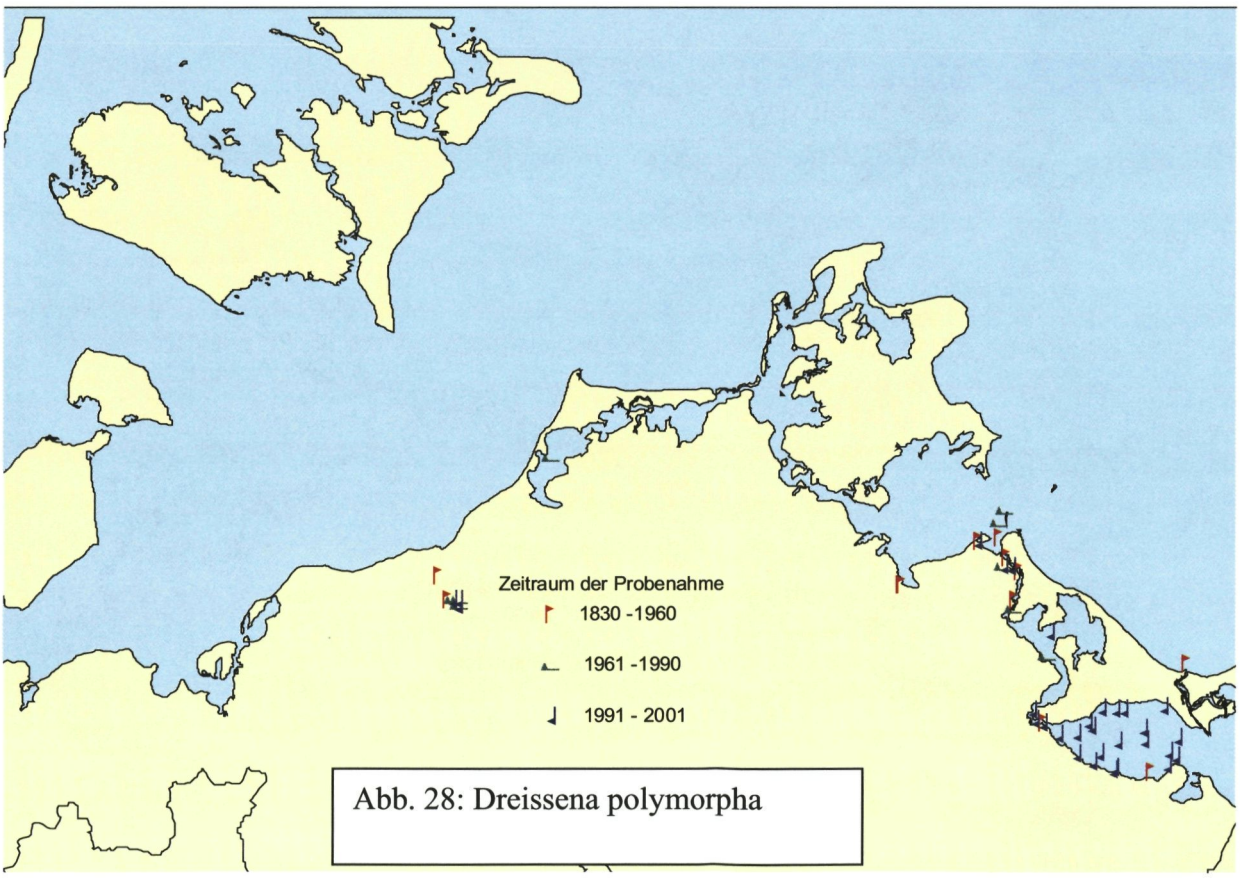


Abb. 28: Dreissena polymorpha

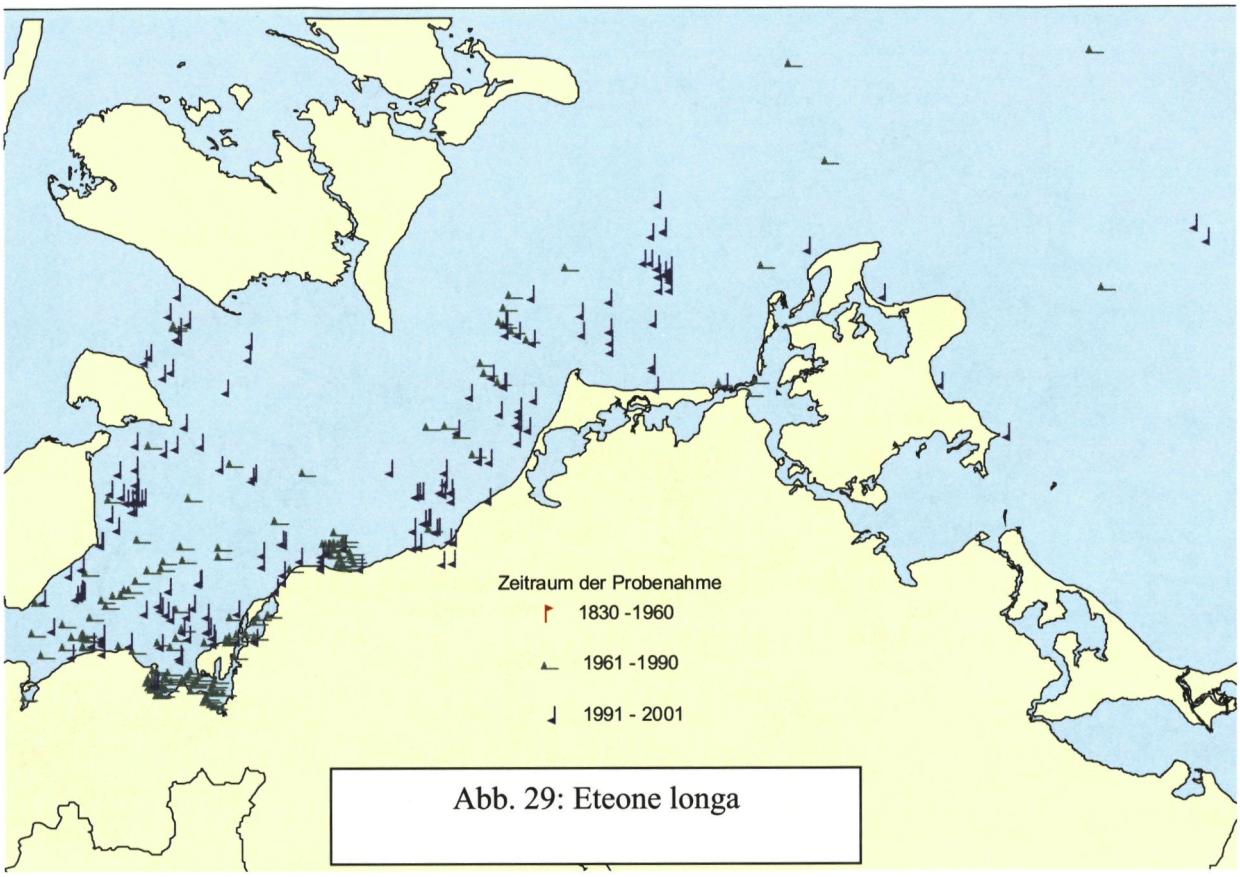


Abb. 29: Eteone longa

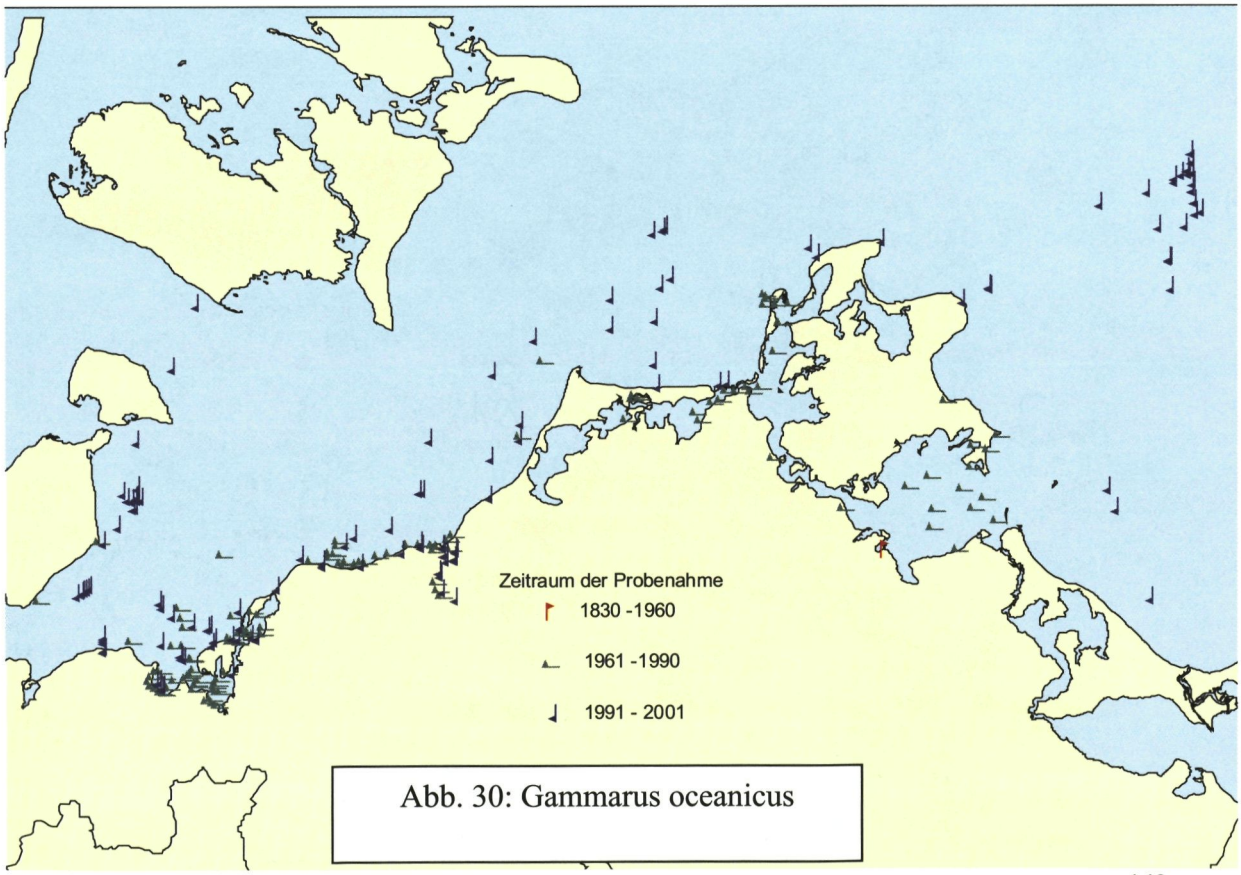


Abb. 30: Gammarus oceanicus

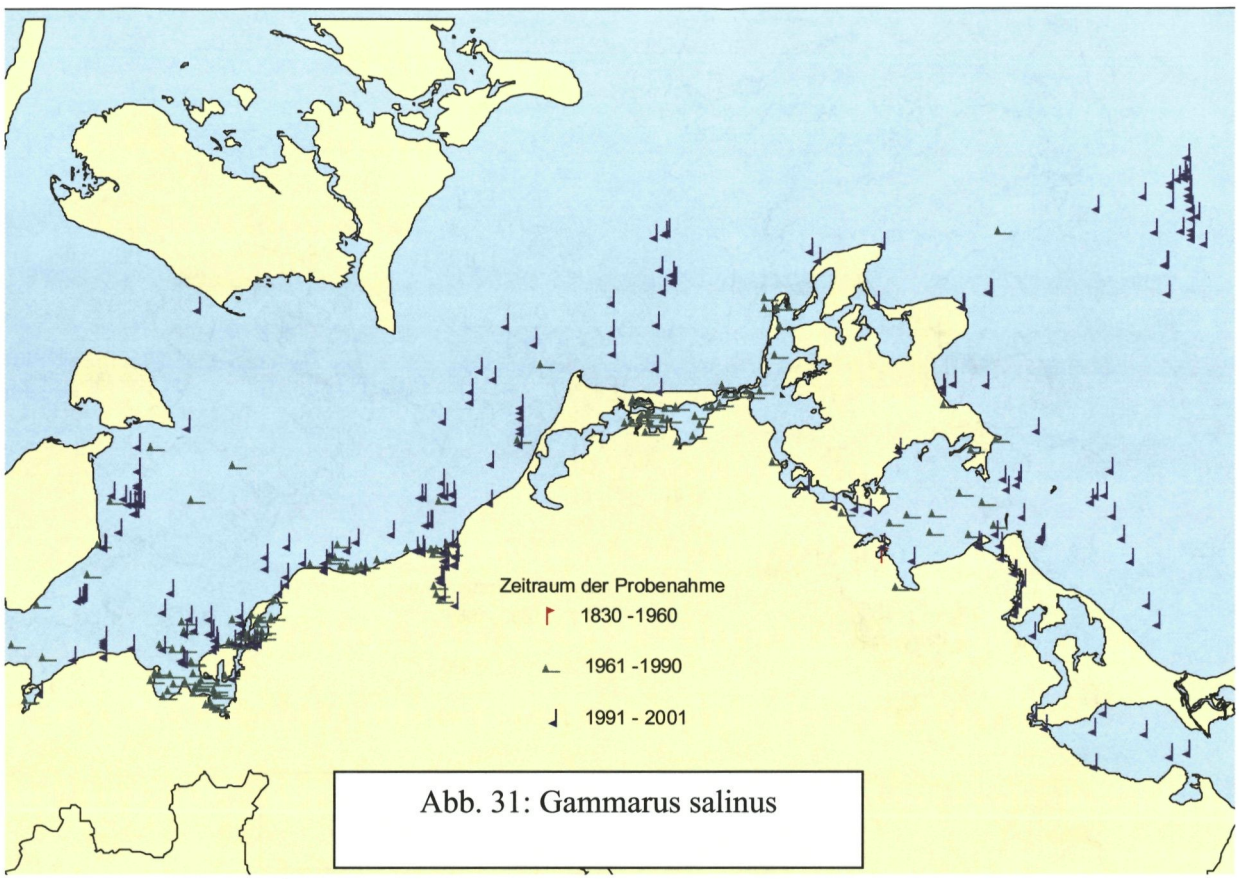


Abb. 31: Gammarus salinus

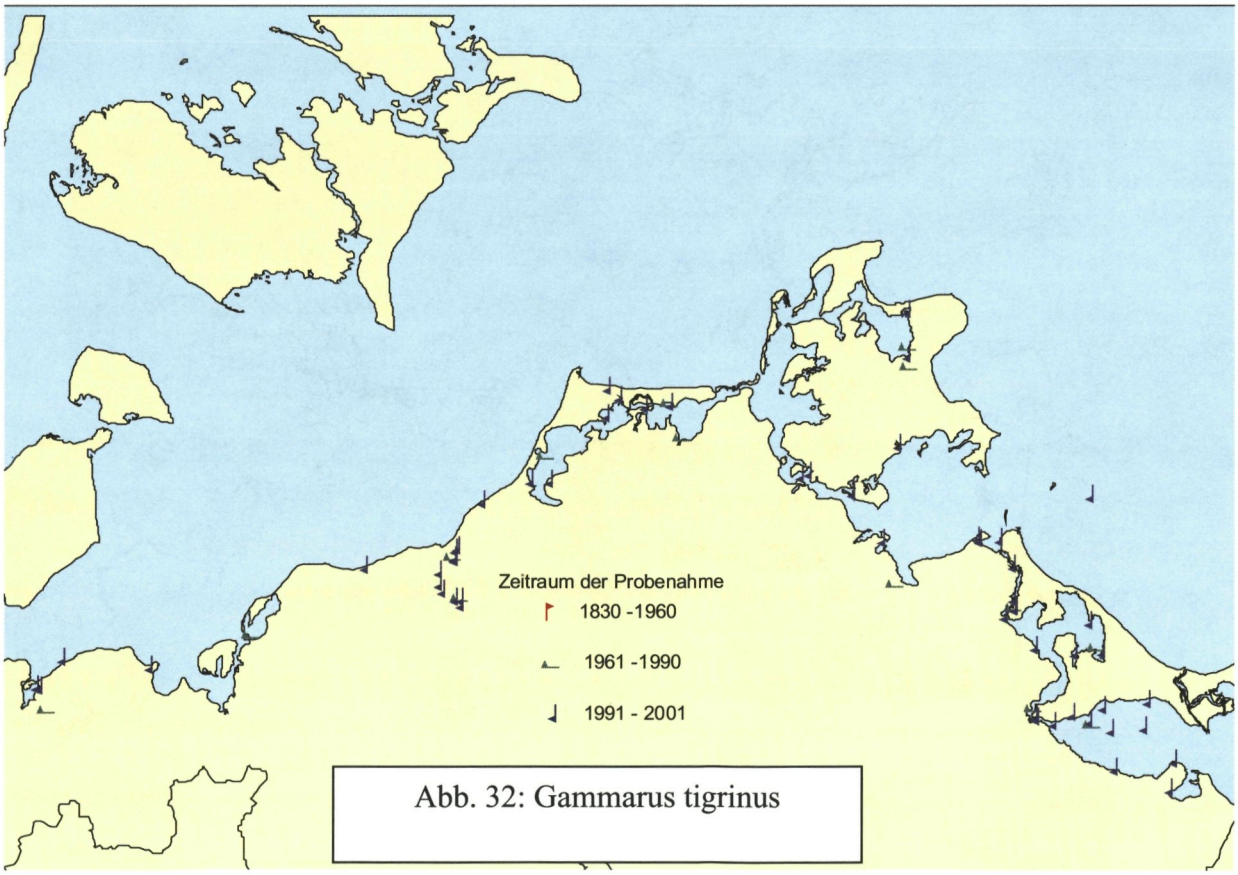


Abb. 32: Gammarus tigrinus

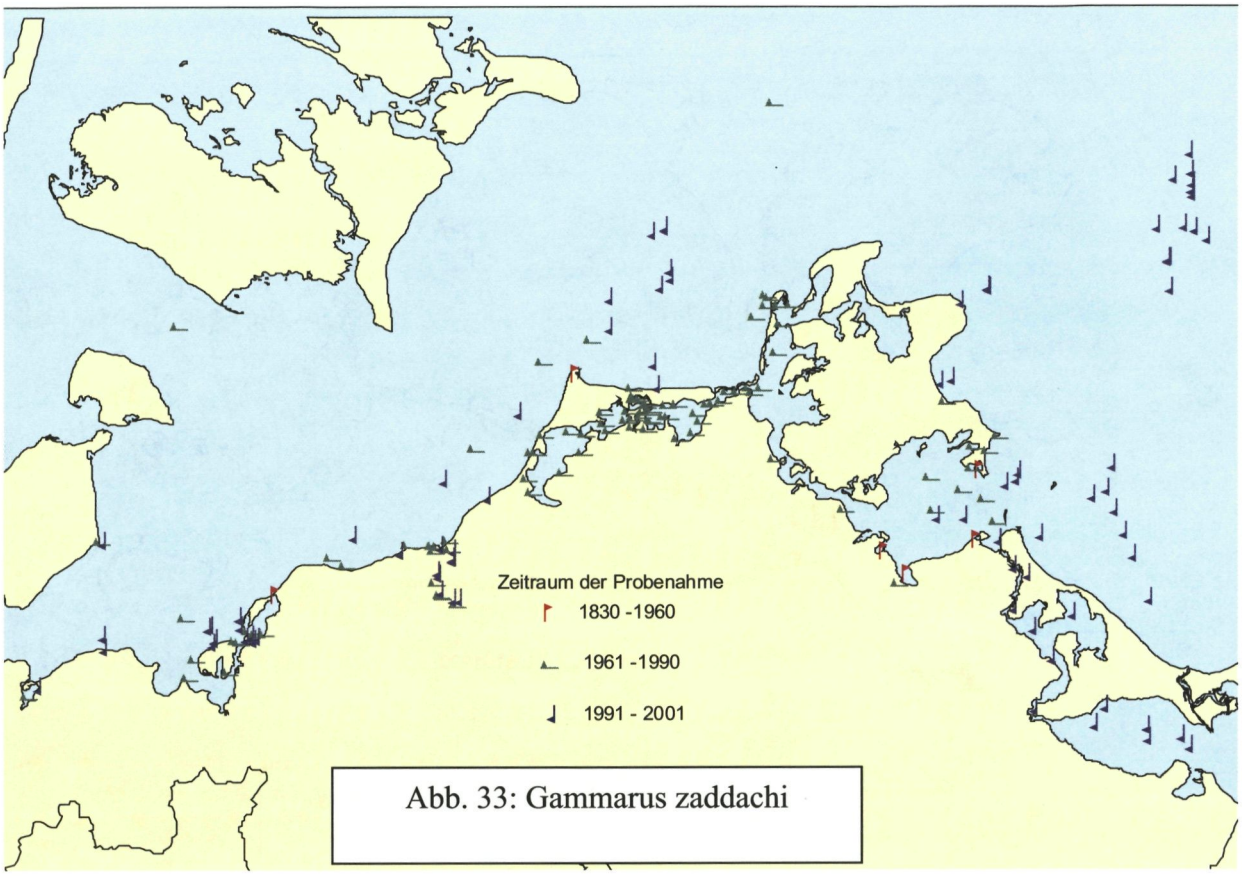


Abb. 33: Gammarus zaddachi

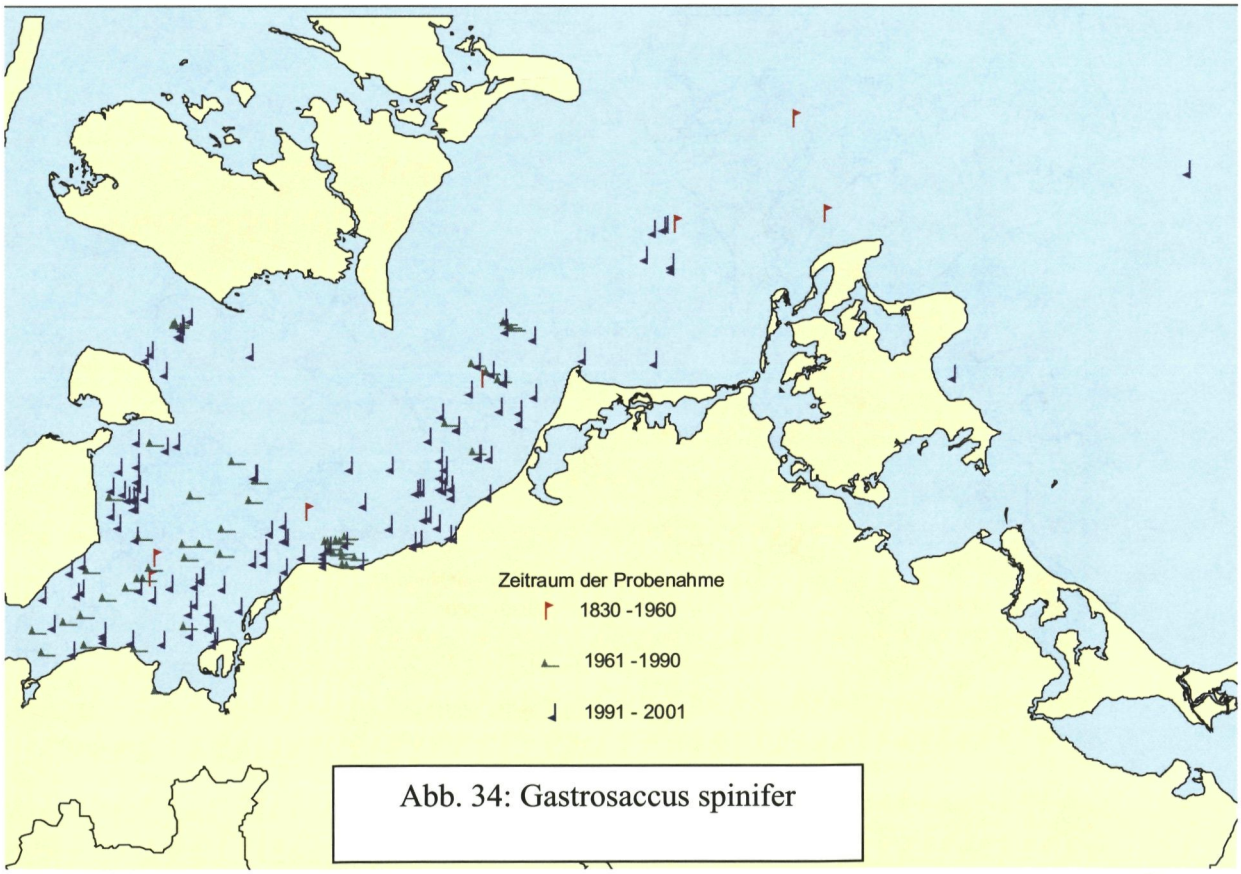


Abb. 34: Gastrosaccus spinifer

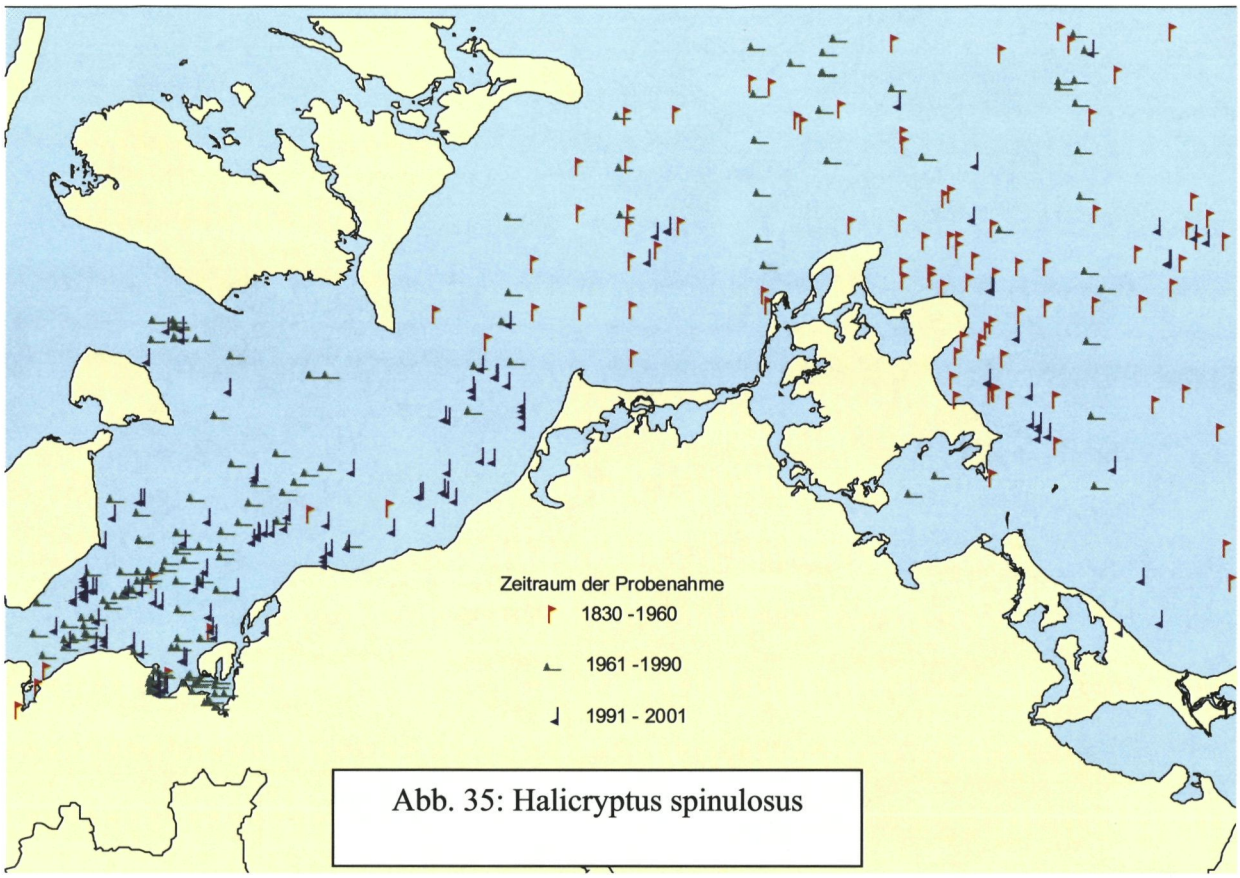


Abb. 35: Halicryptus spinulosus

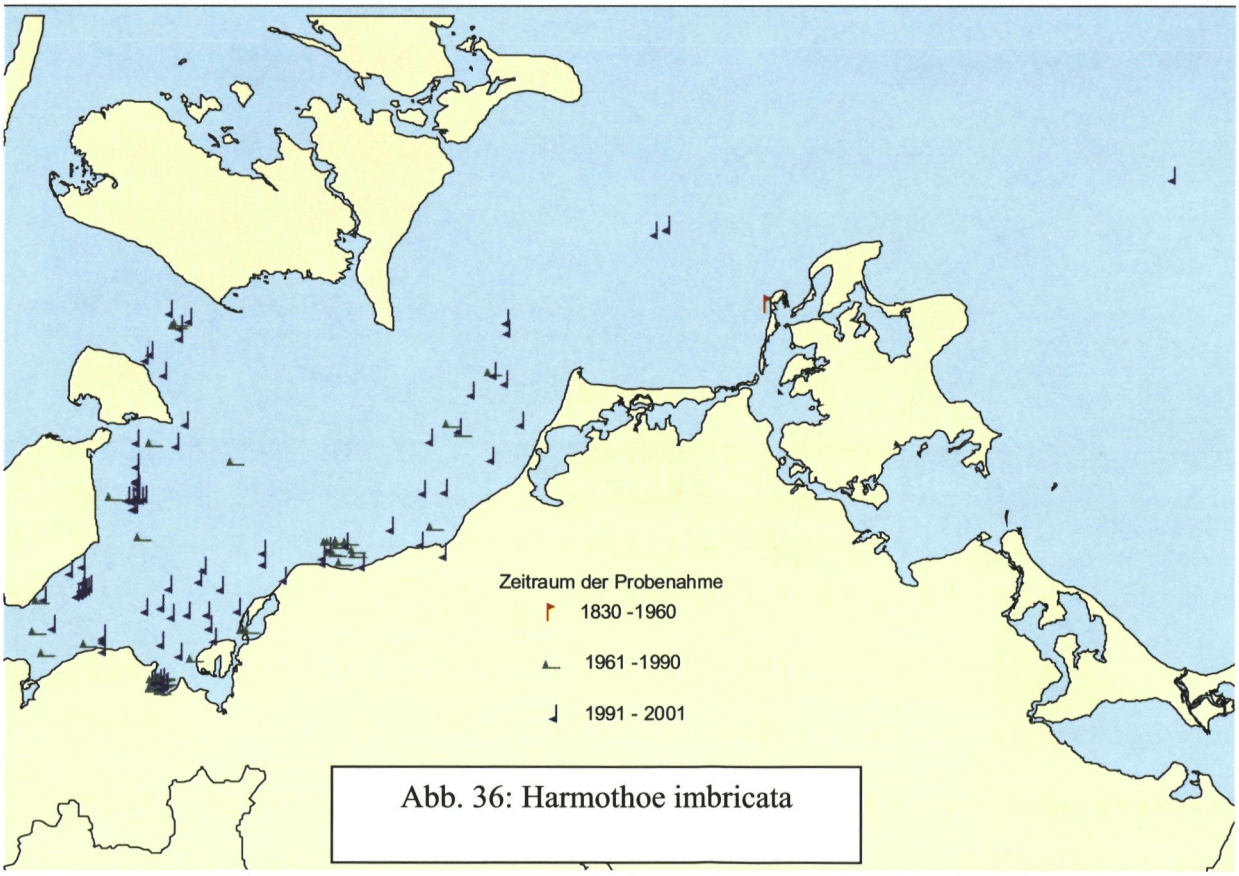


Abb. 36: Harmothoe imbricata

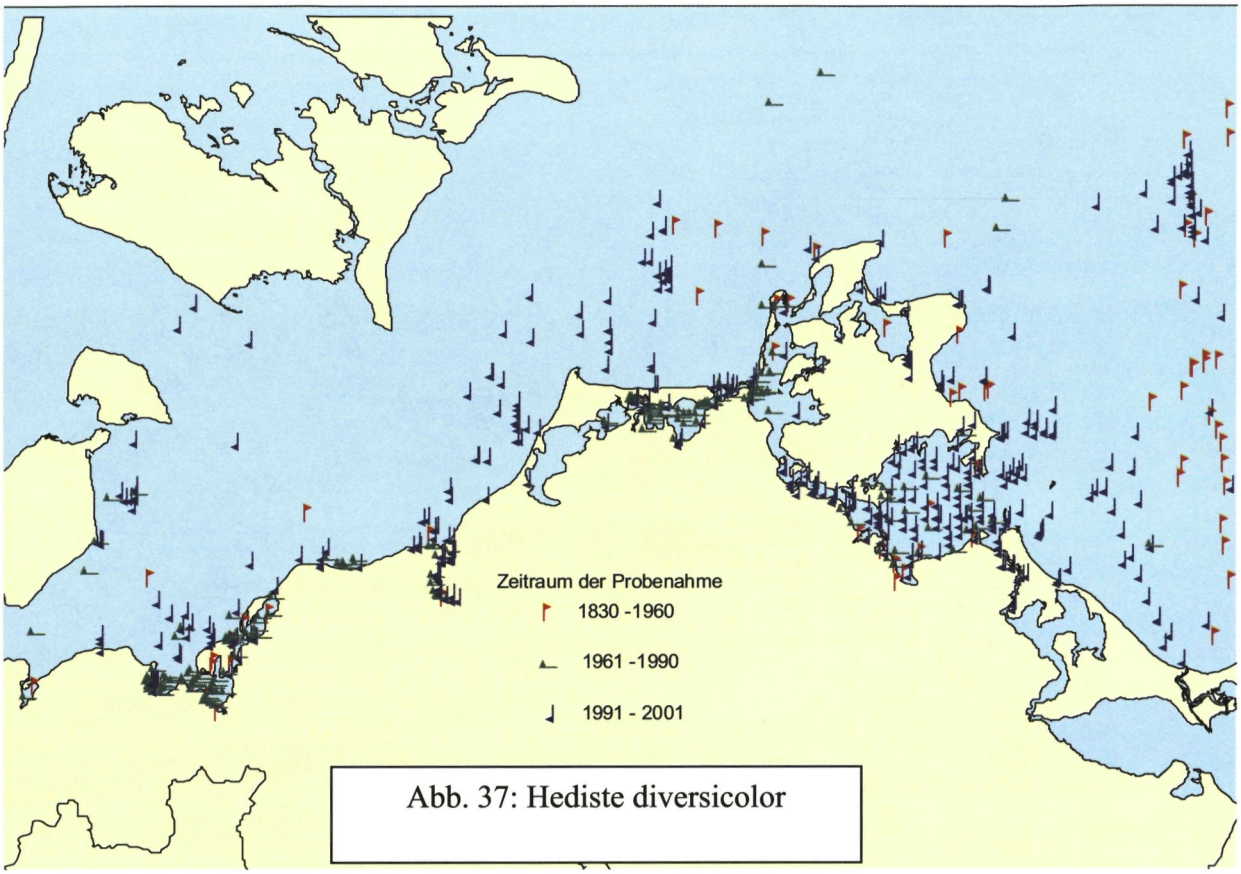


Abb. 37: Hediste diversicolor

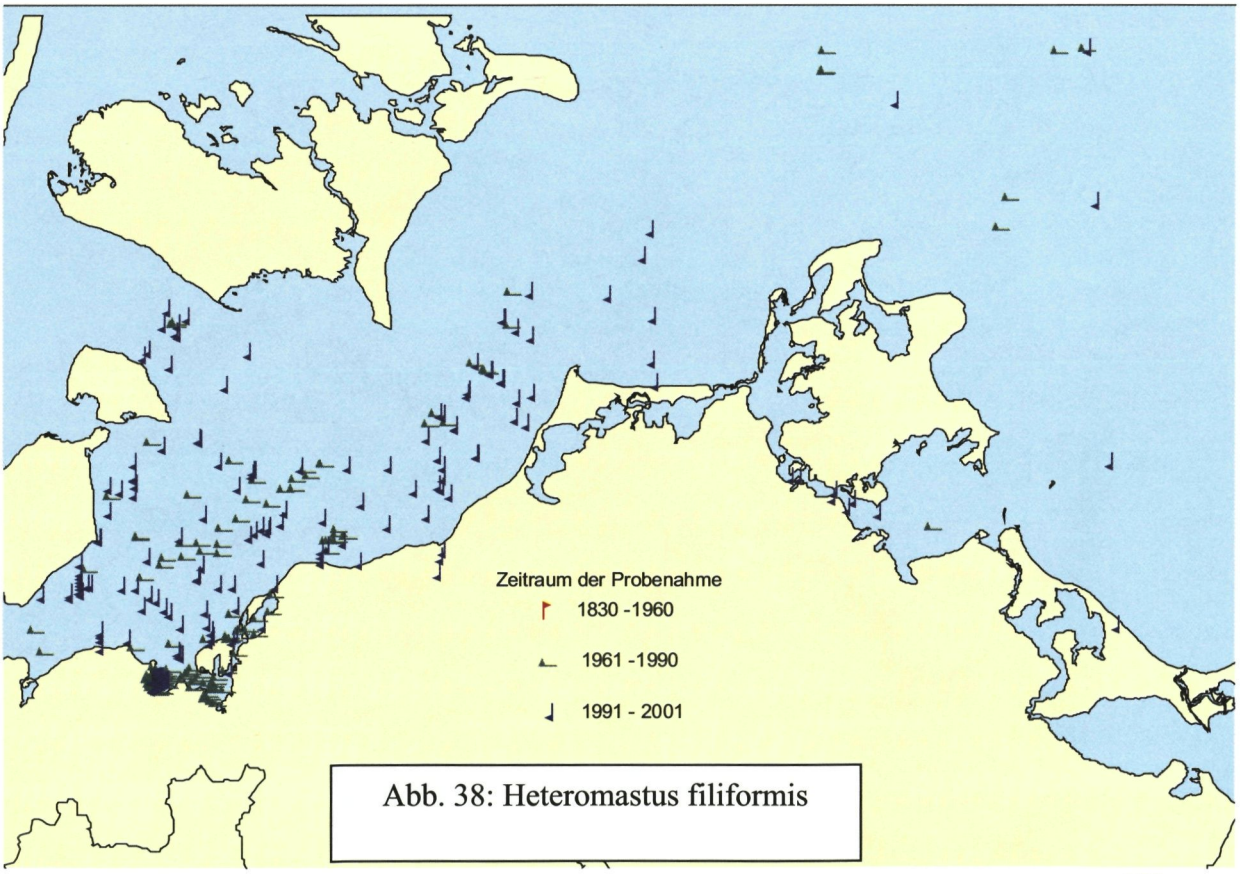


Abb. 38: Heteromastus filiformis

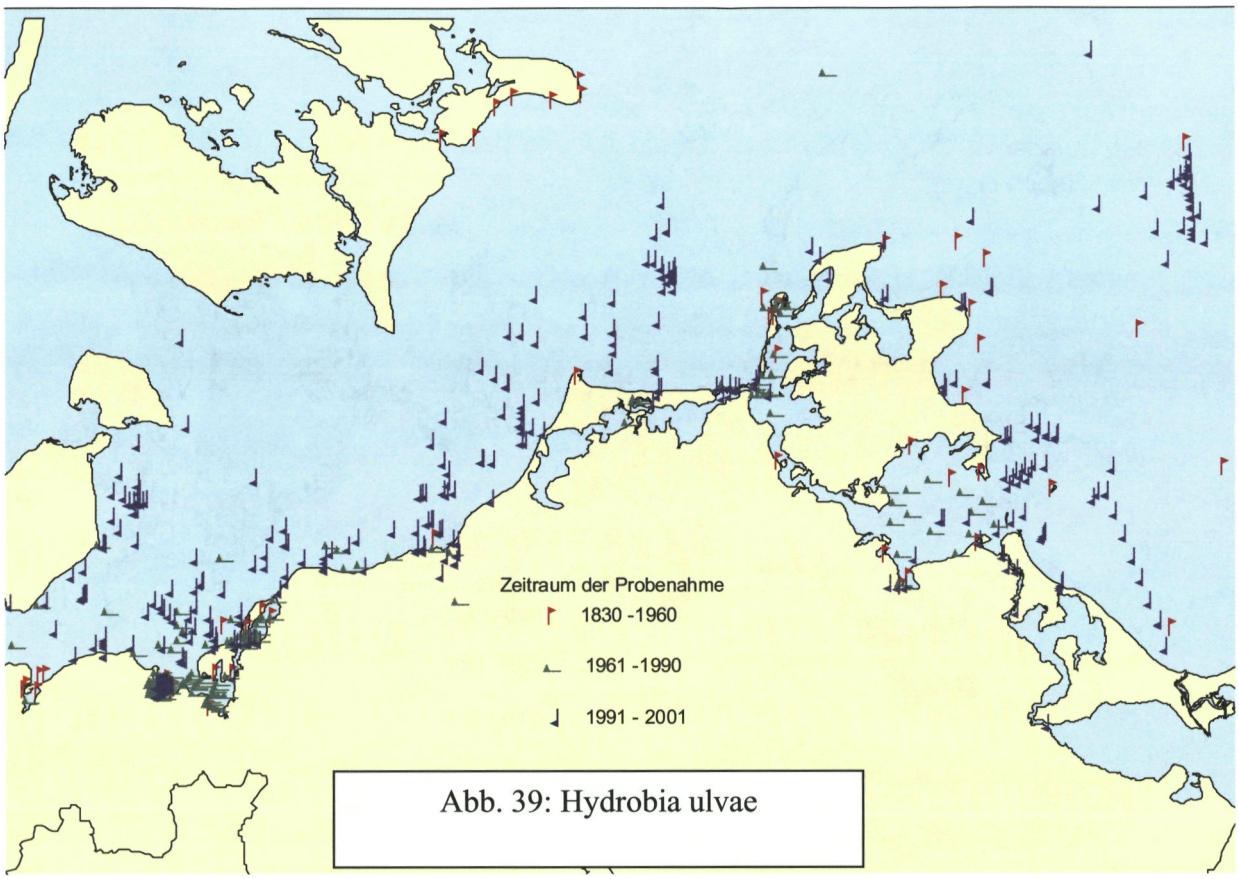


Abb. 39: Hydrobia ulvae

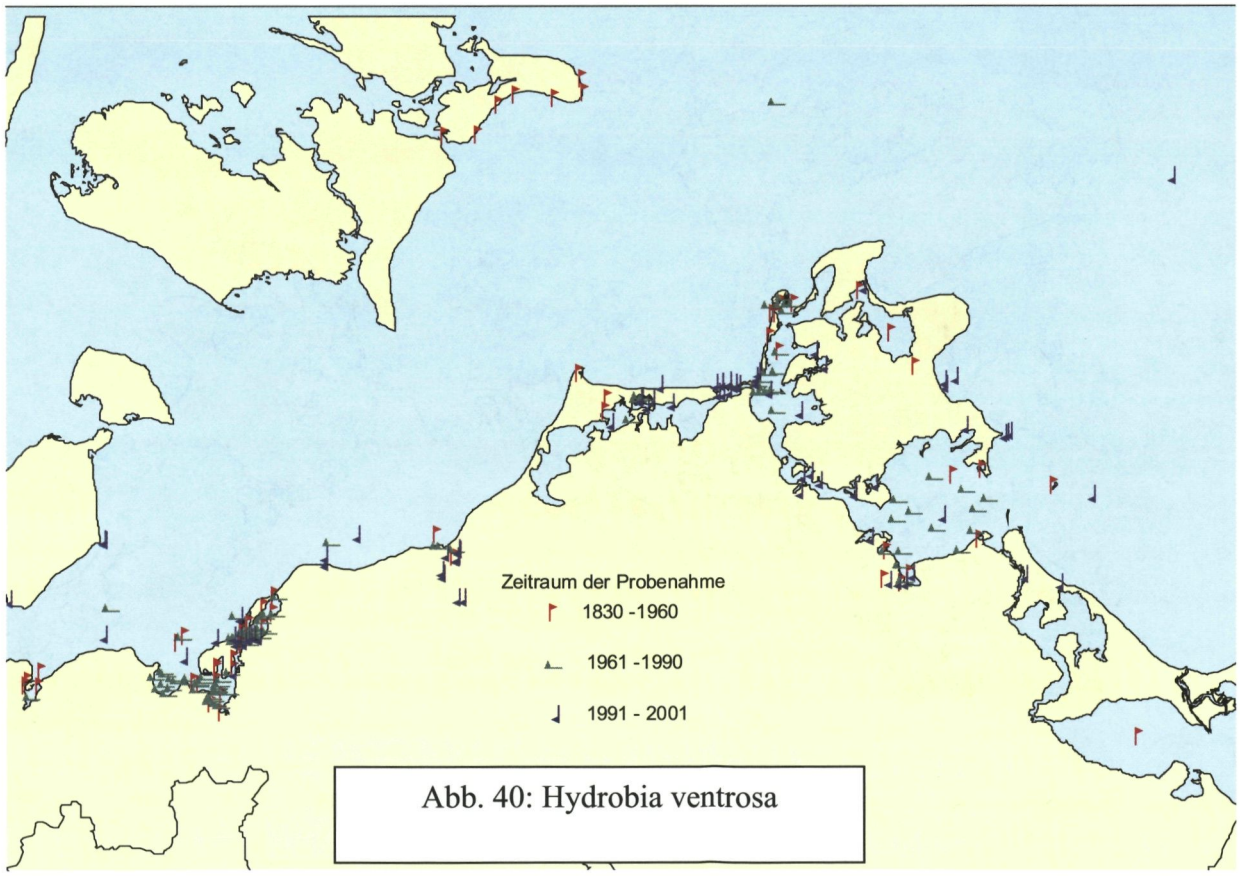


Abb. 40: Hydrobia ventrosa

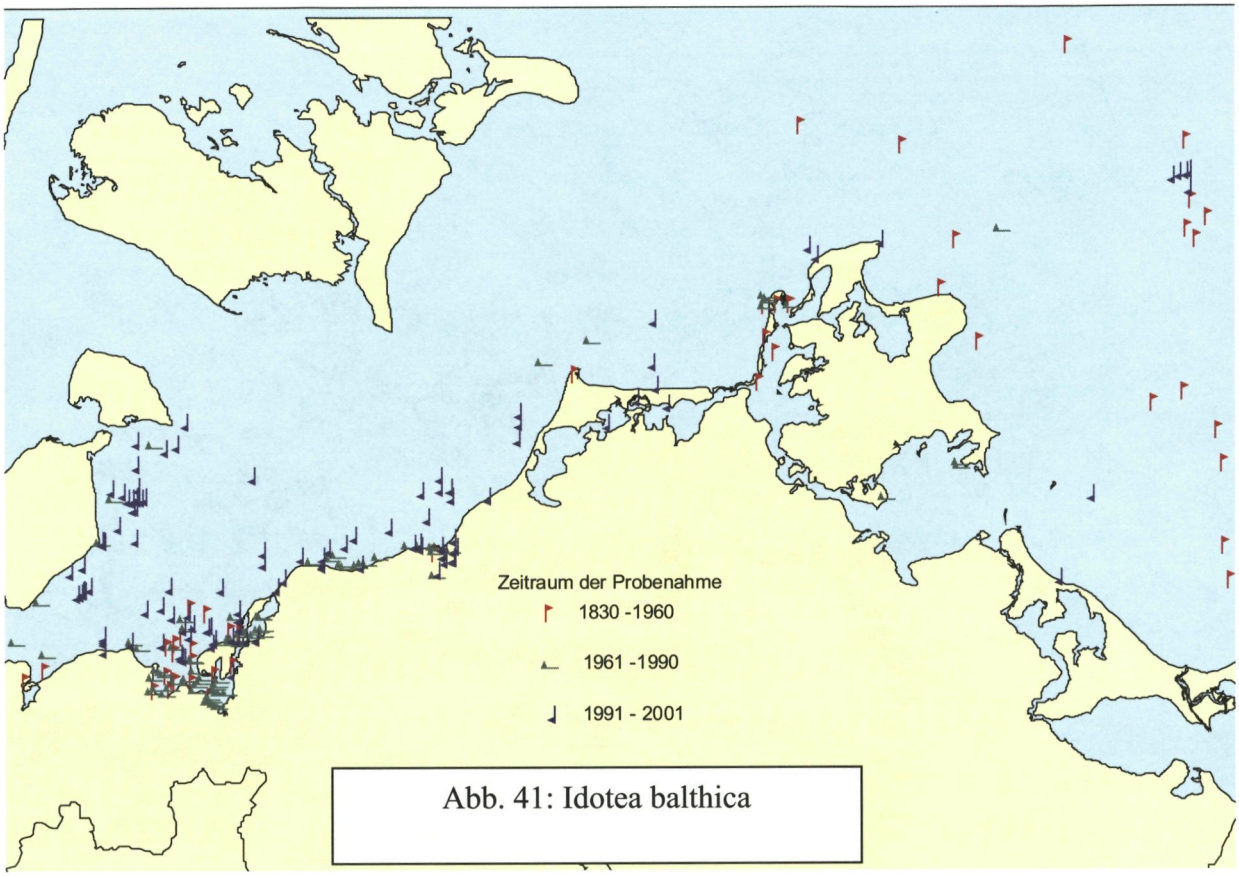


Abb. 41: Idotea balthica

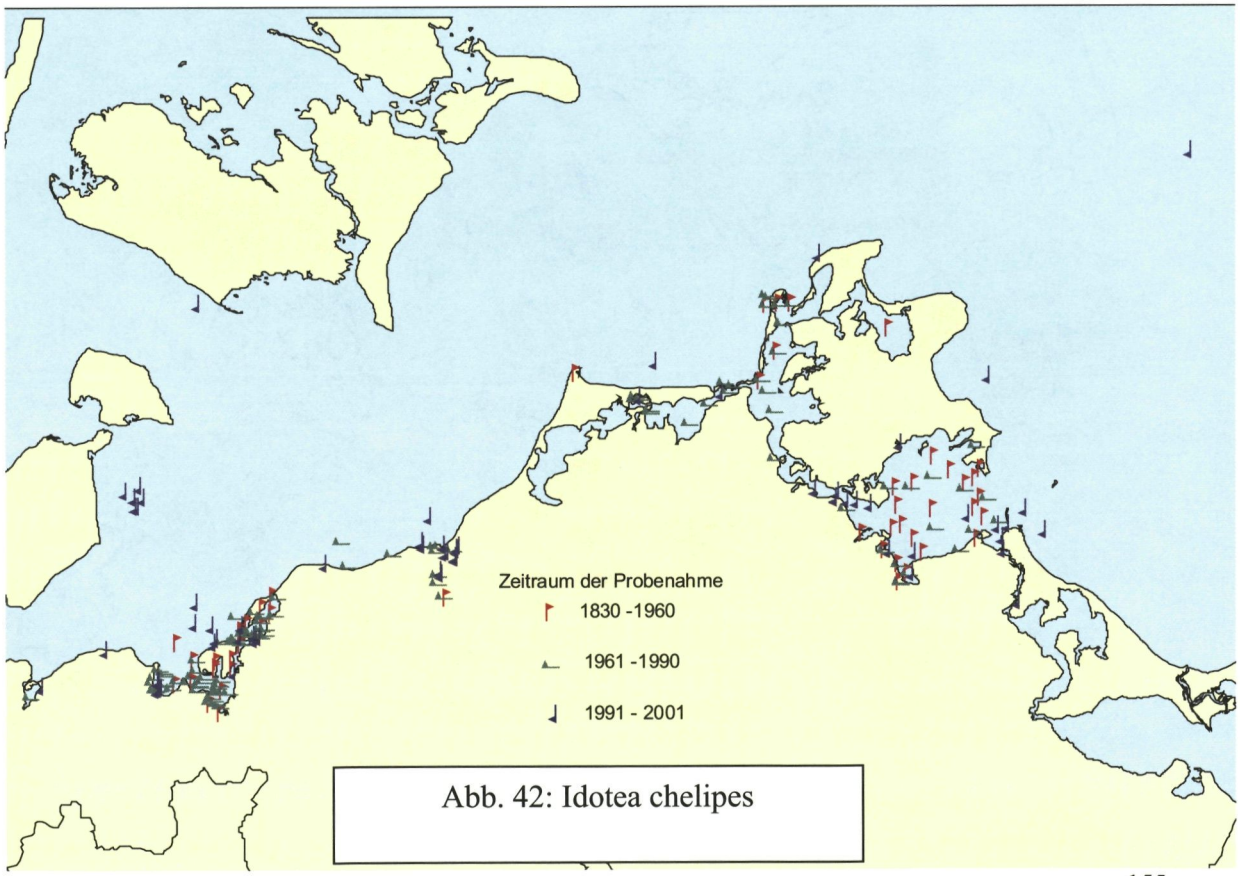


Abb. 42: Idotea chelipes

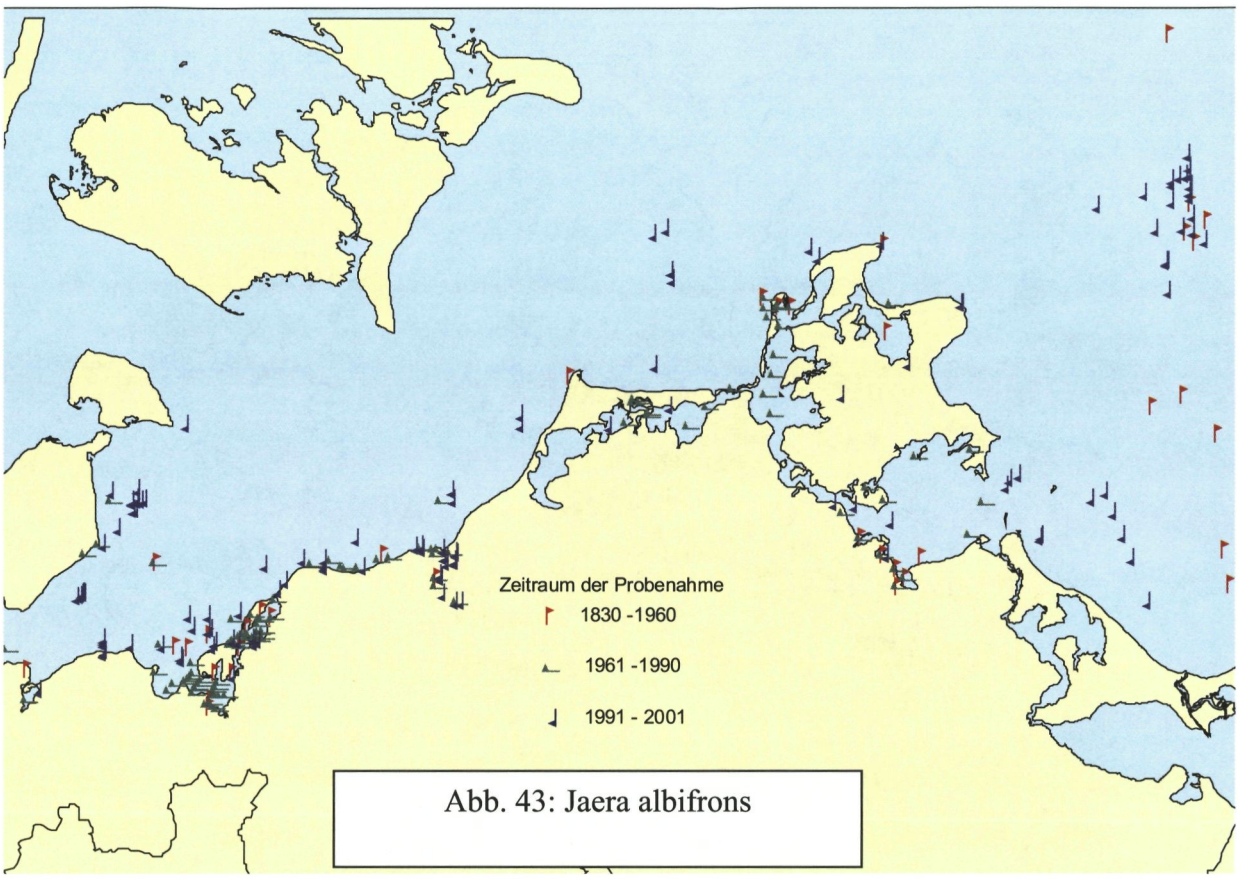


Abb. 43: Jaera albifrons

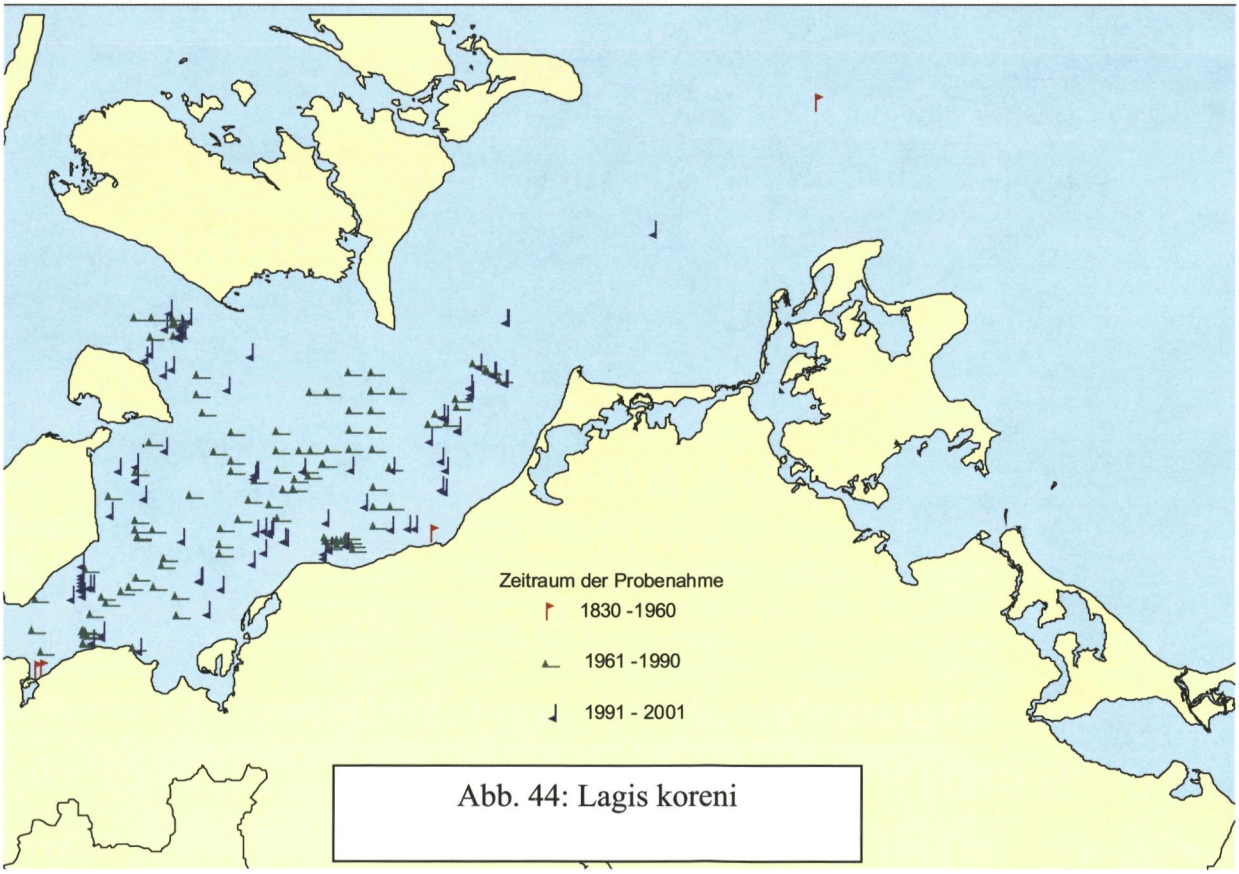


Abb. 44: Lagis koreni

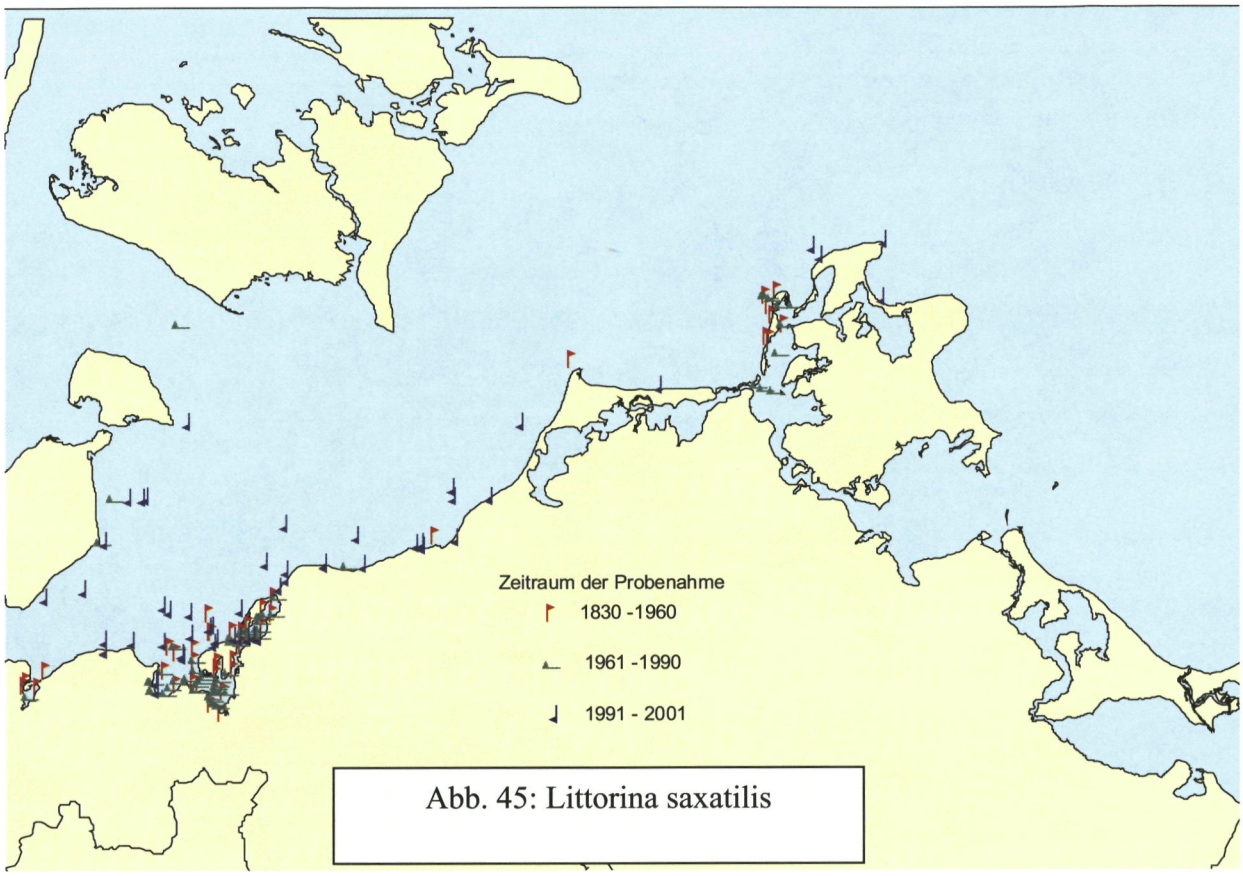


Abb. 45: Littorina saxatilis

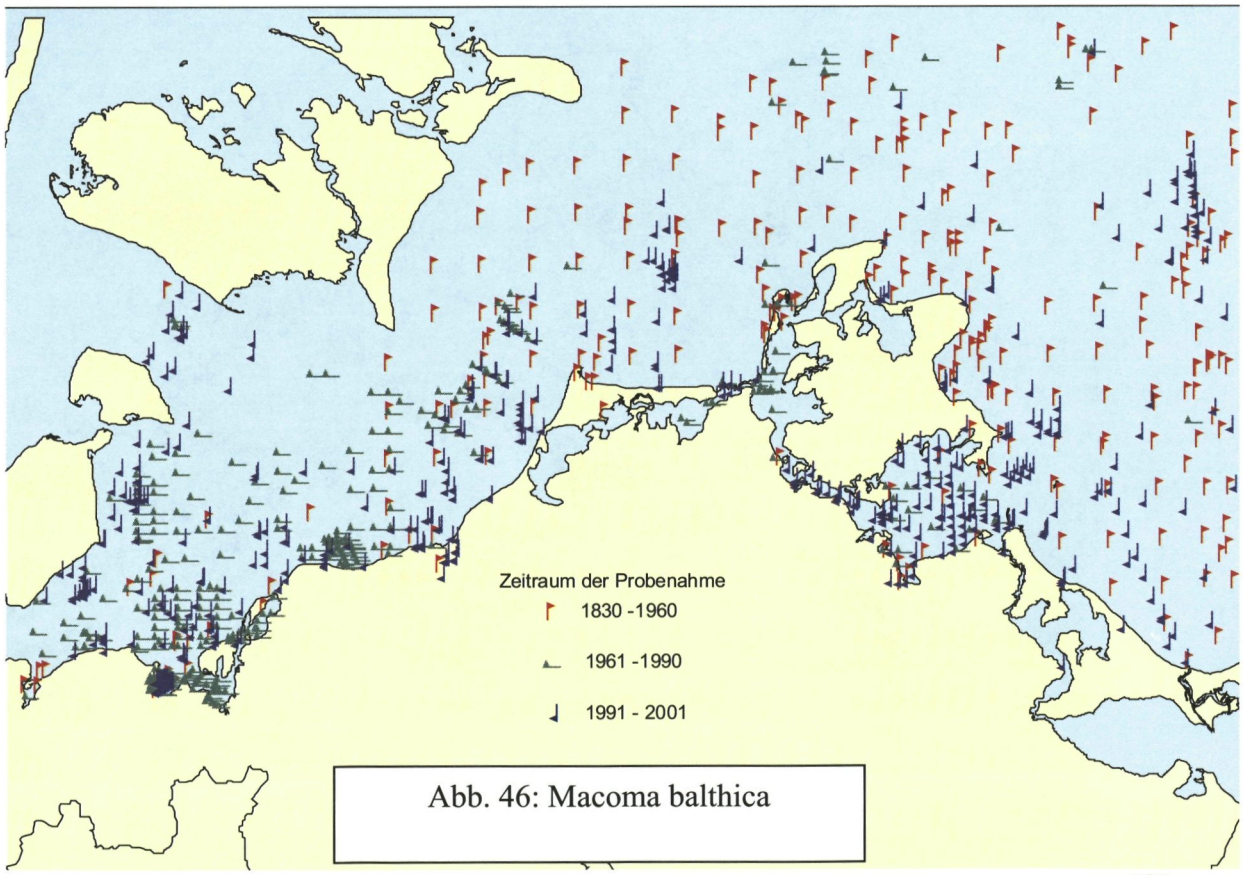


Abb. 46: Macoma balthica

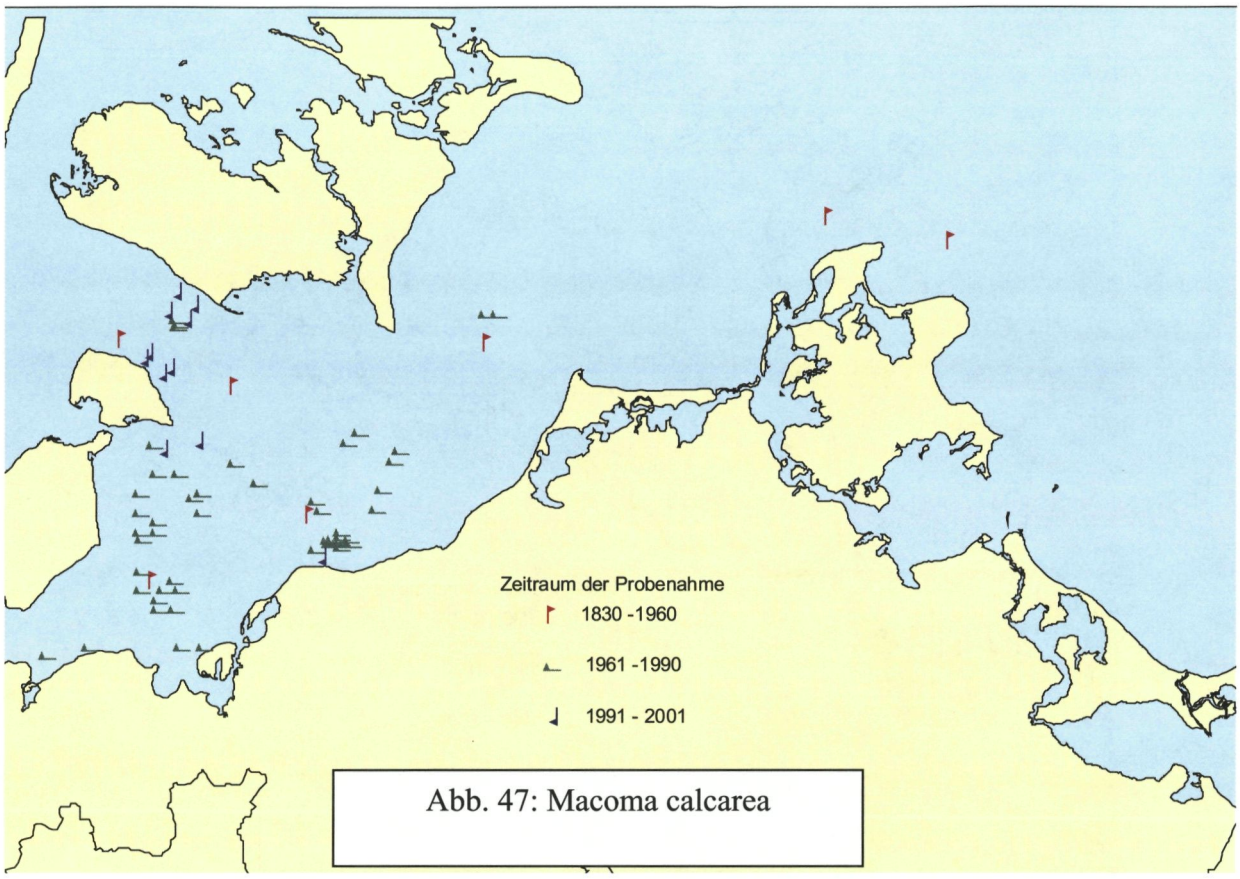


Abb. 47: Macoma calcarea

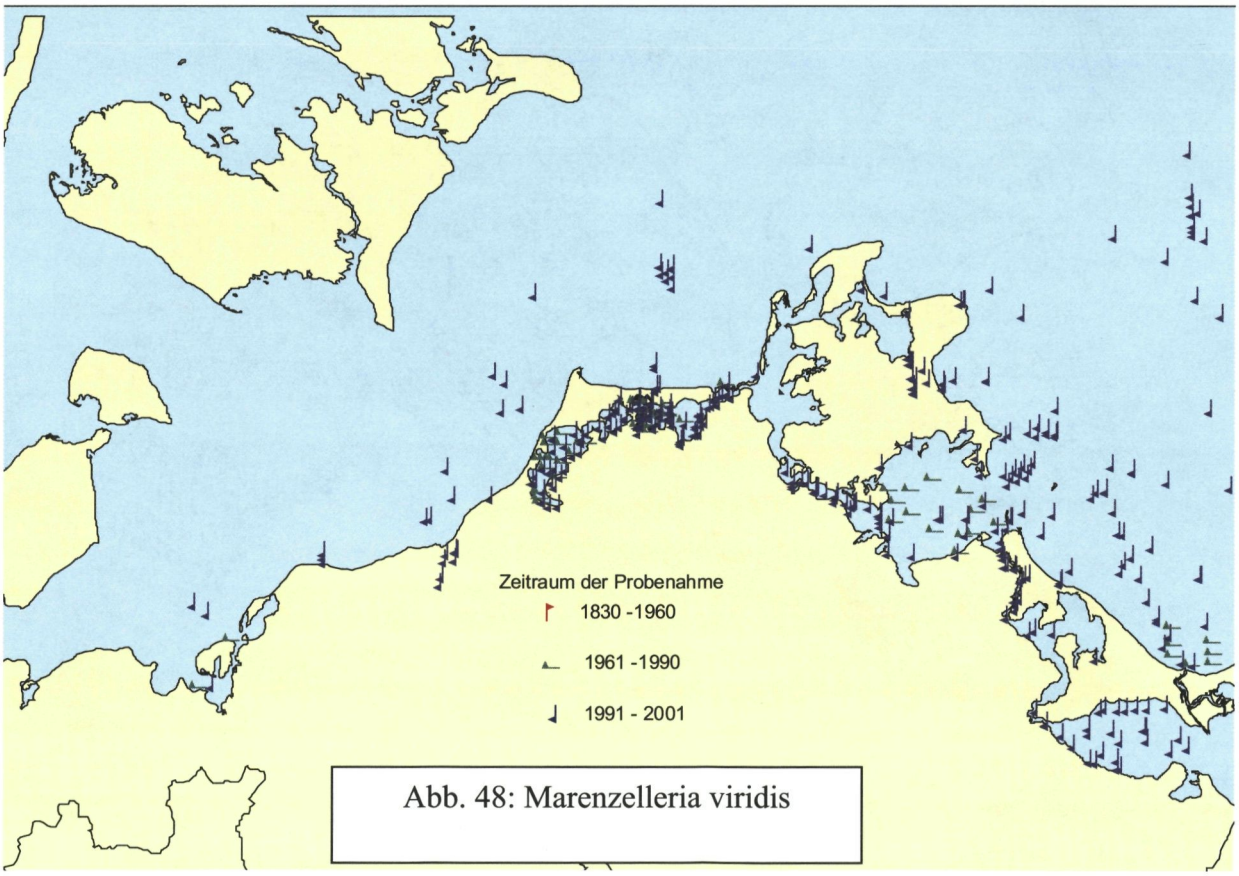


Abb. 48: Marenzelleria viridis

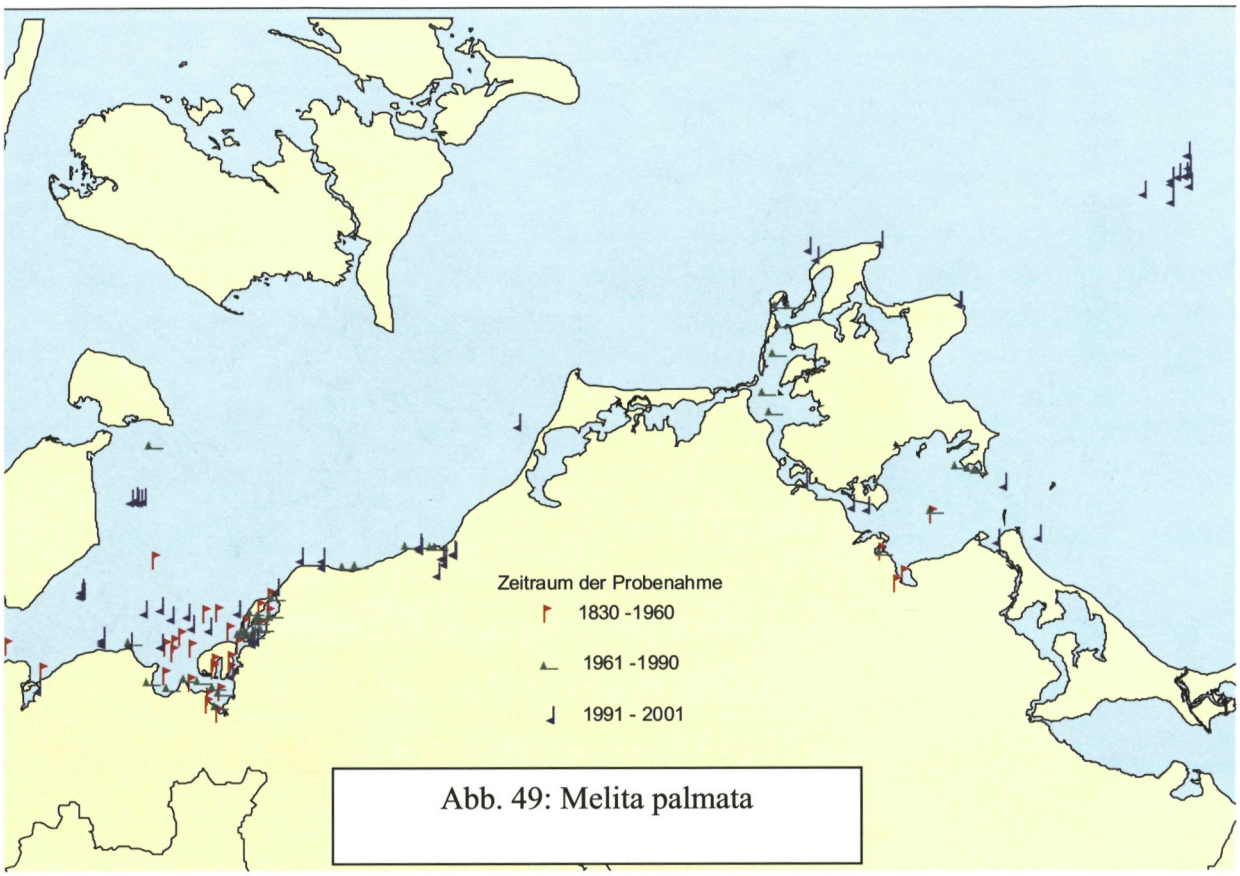


Abb. 49: Melita palmata

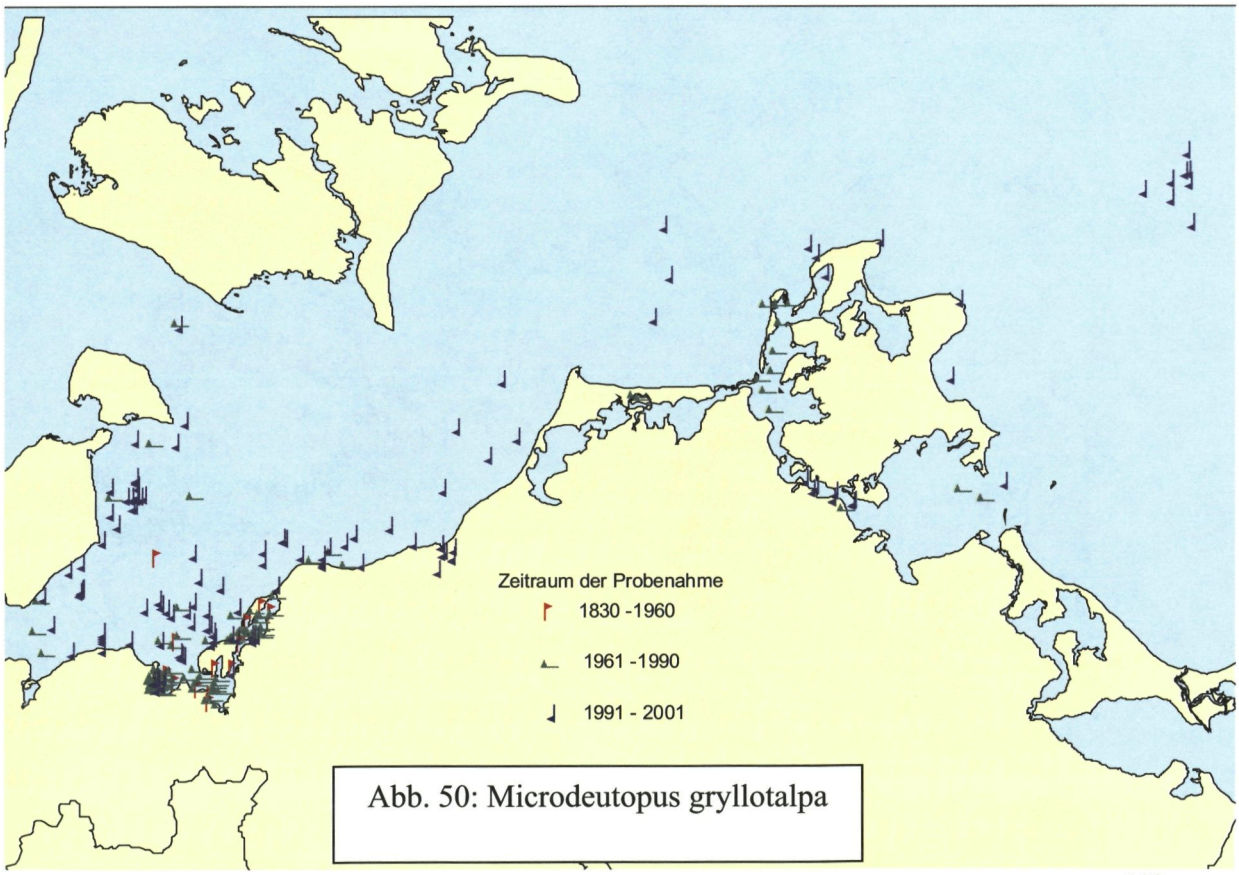


Abb. 50: Microdeutopus gryllotalpa

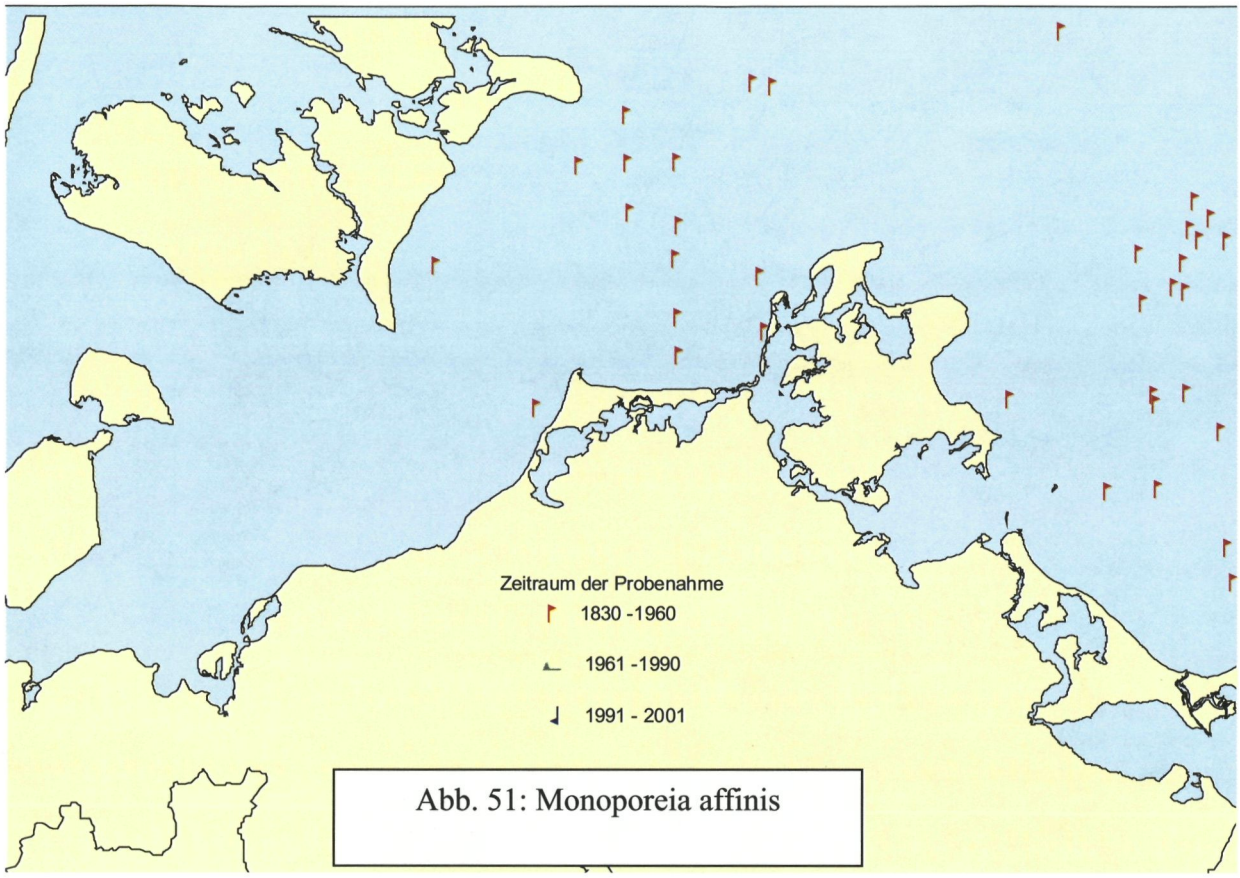


Abb. 51: Monoporeia affinis

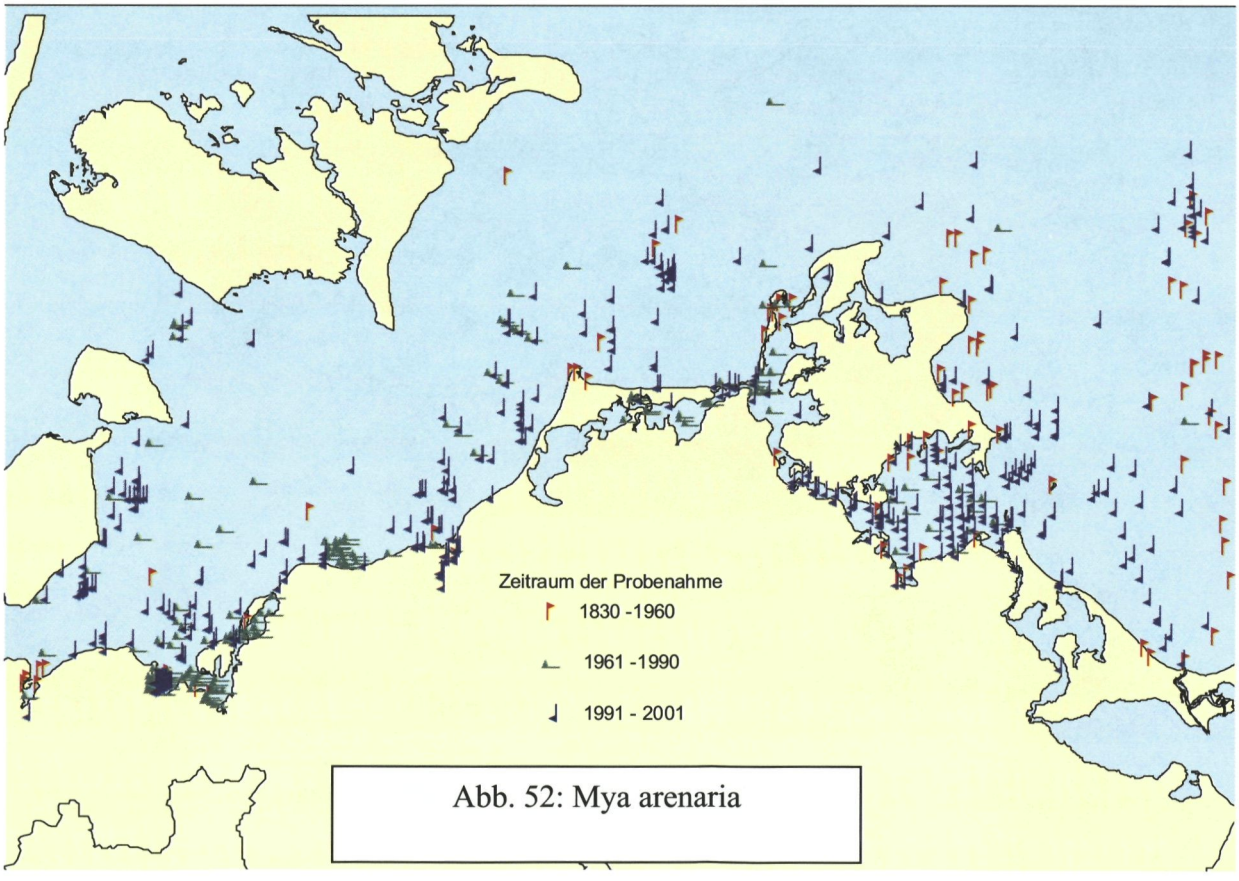


Abb. 52: Mya arenaria

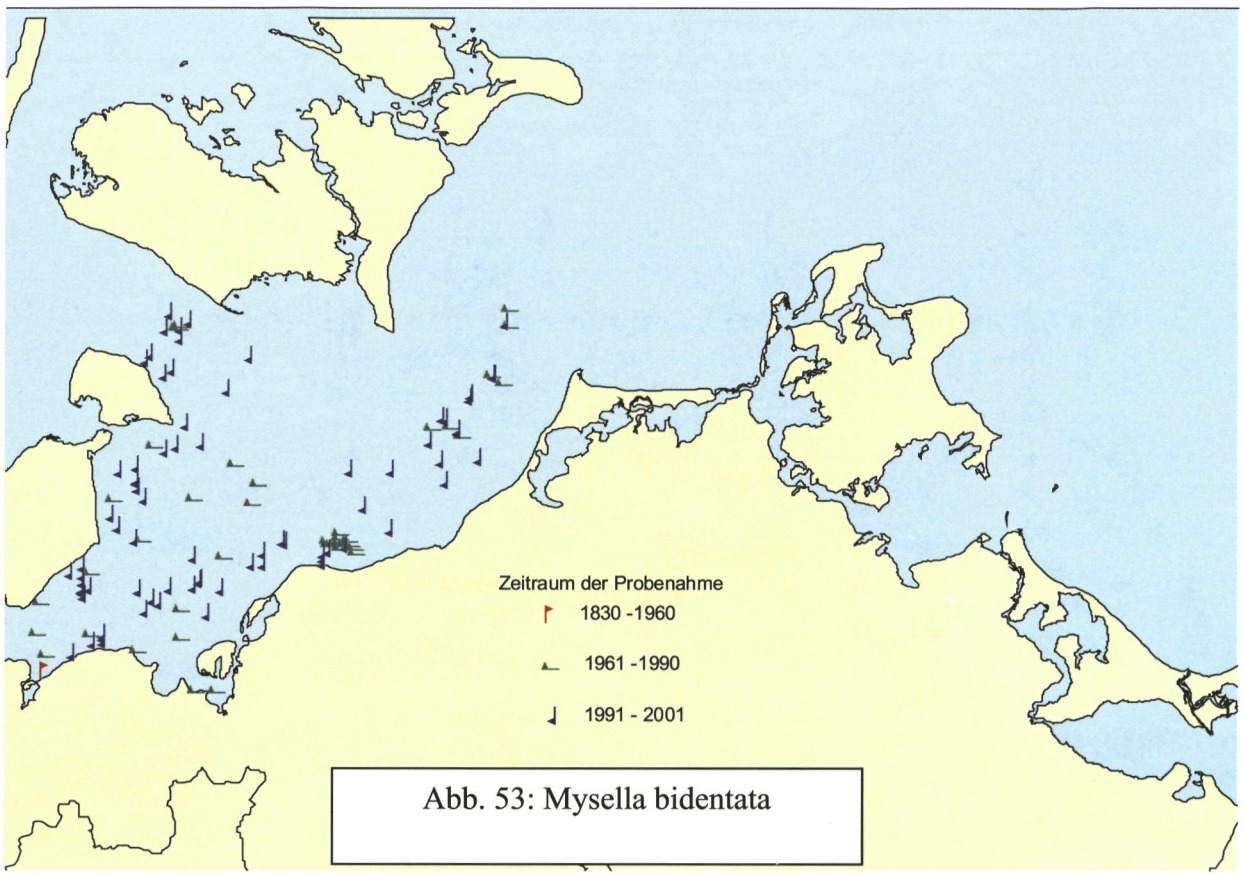


Abb. 53: Mysella bidentata

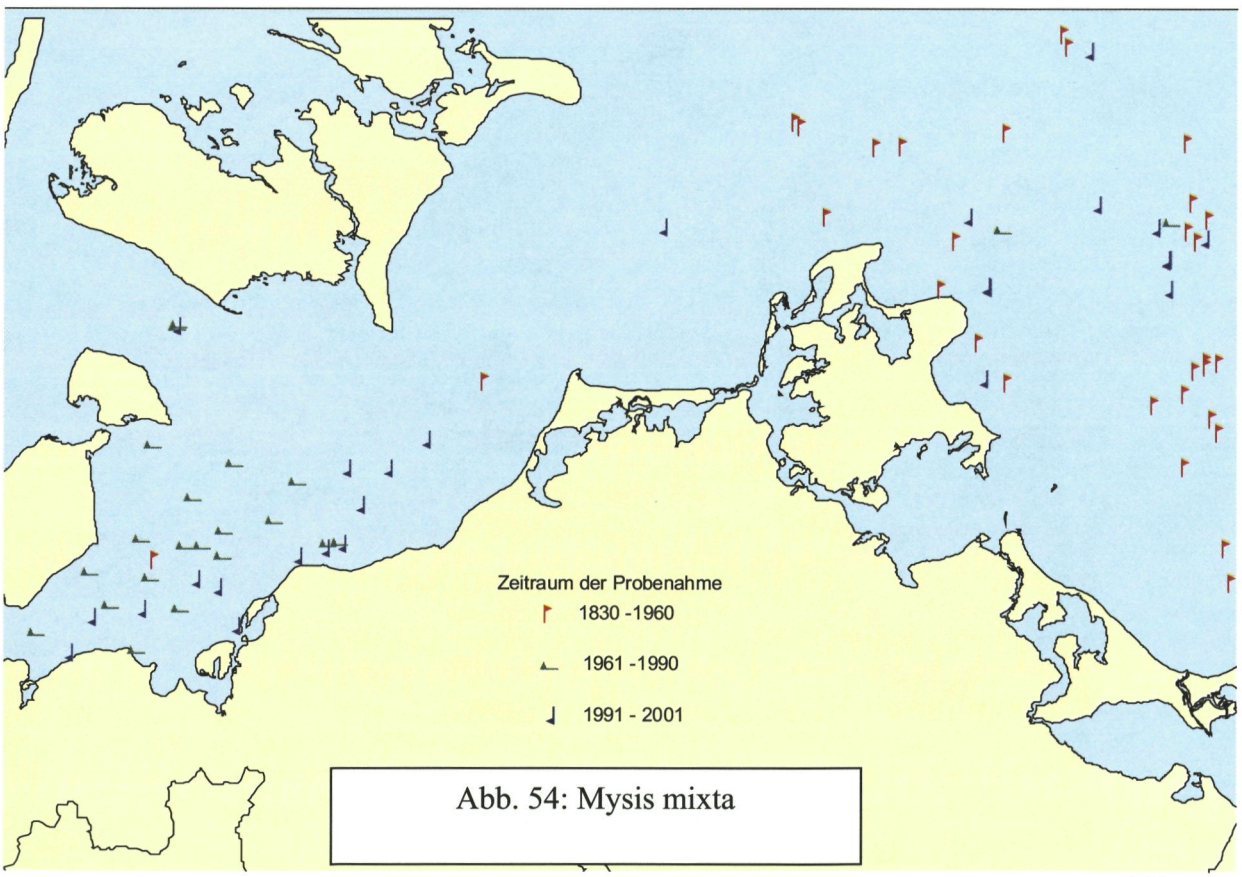


Abb. 54: Mysis mixta

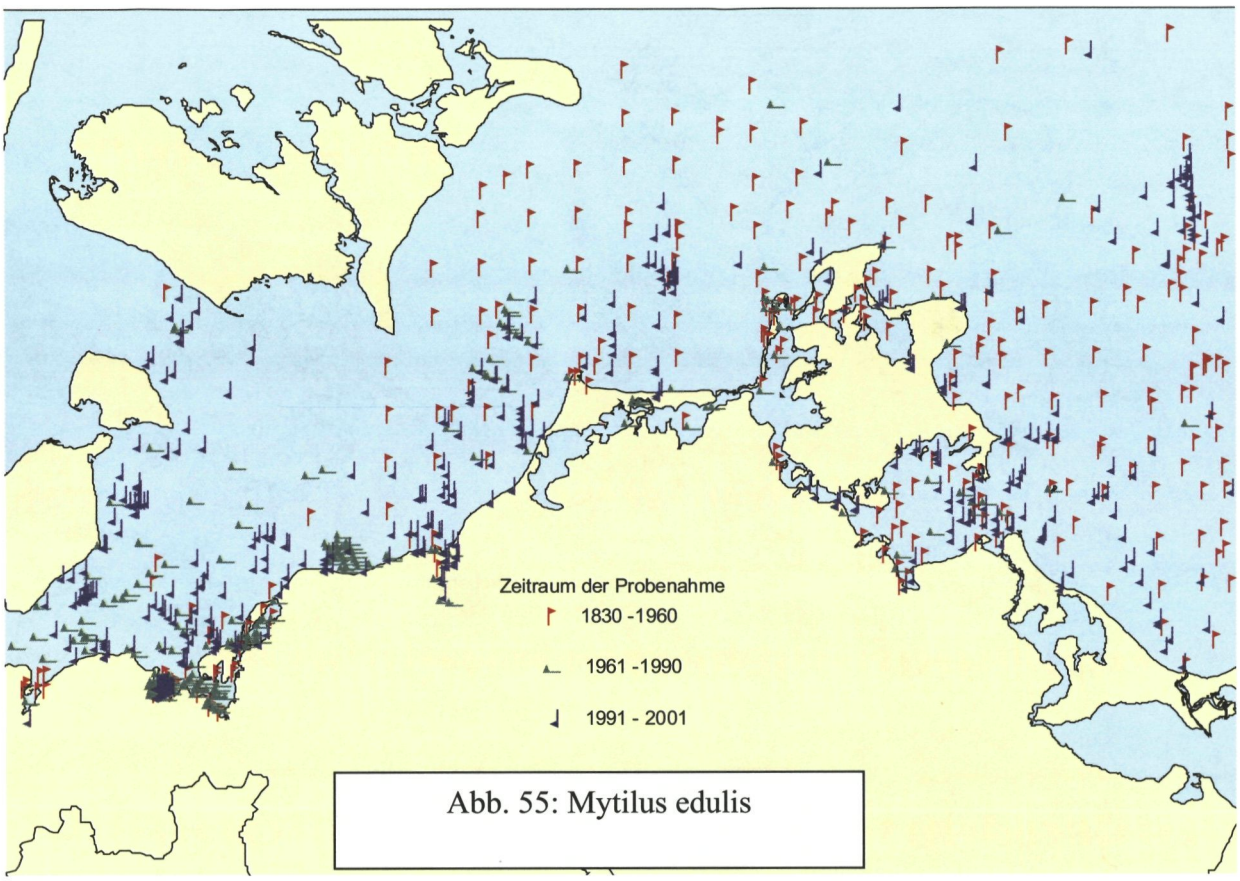


Abb. 55: Mytilus edulis

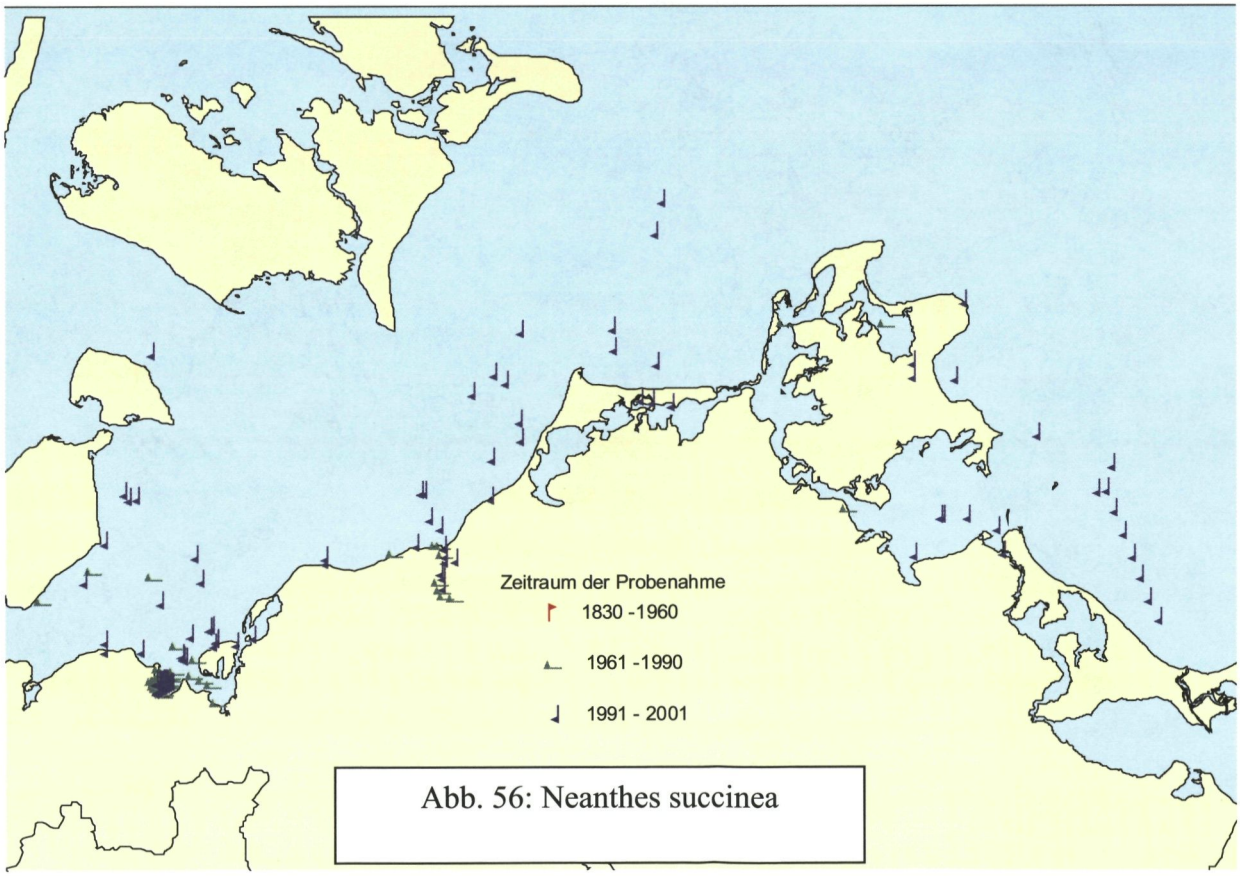


Abb. 56: Neanthes succinea

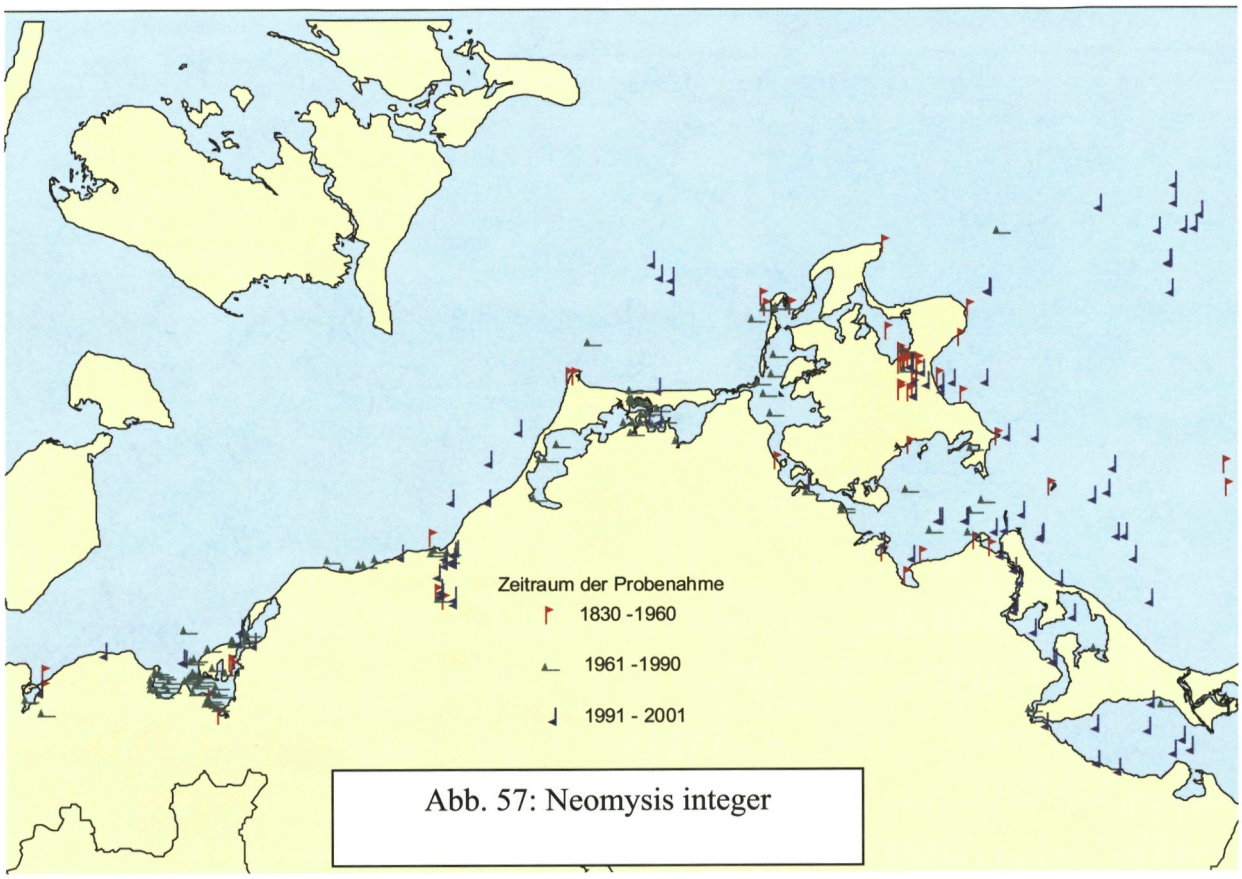


Abb. 57: Neomysis integer

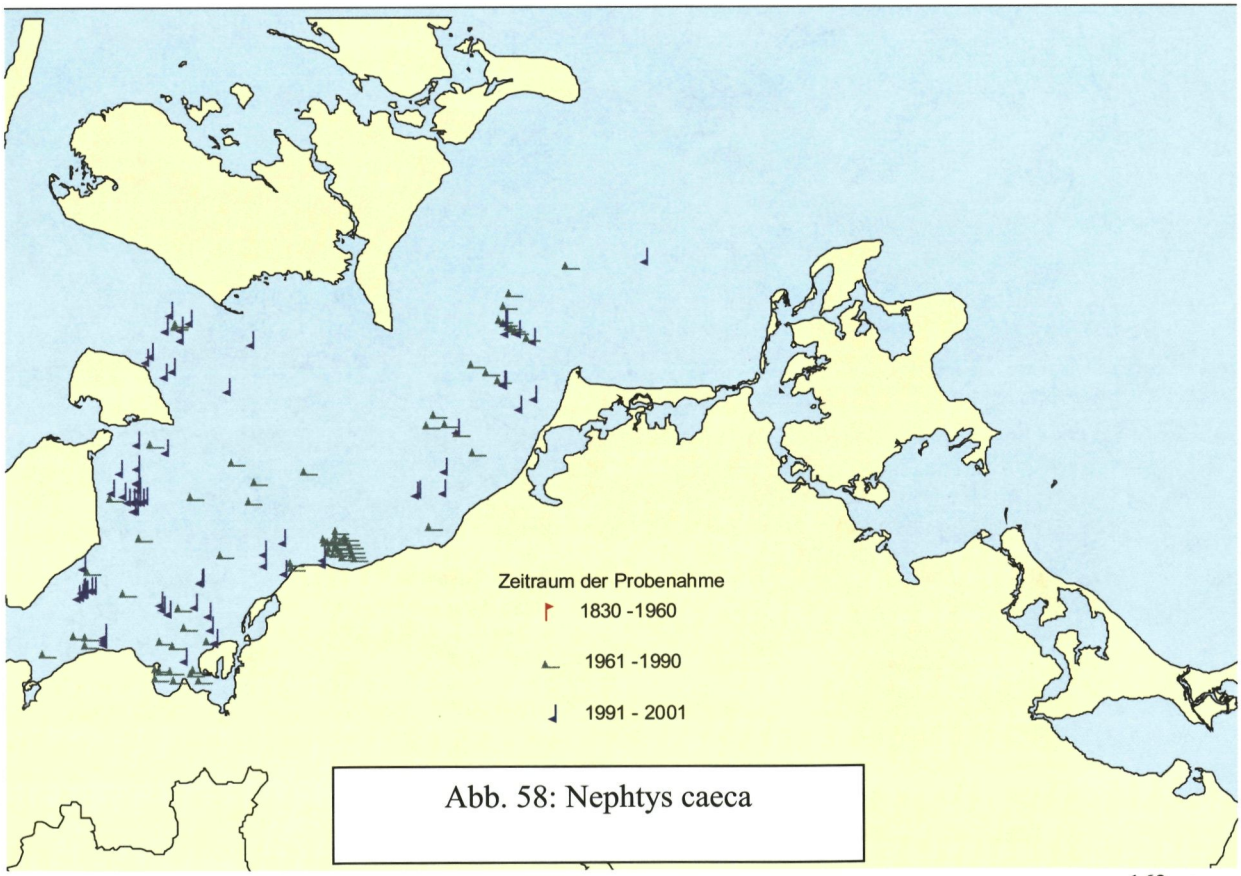


Abb. 58: Nephtys caeca

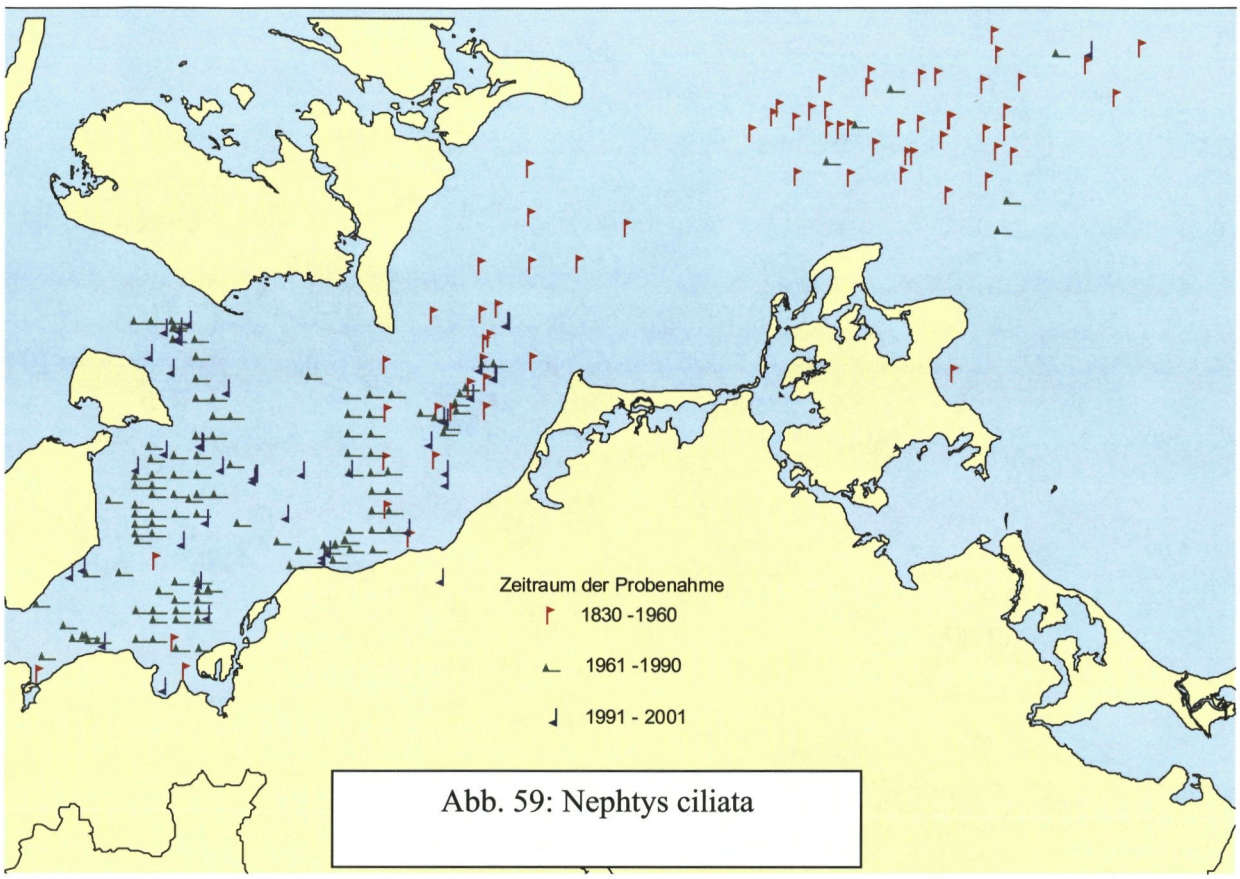


Abb. 59: Nephtys ciliata

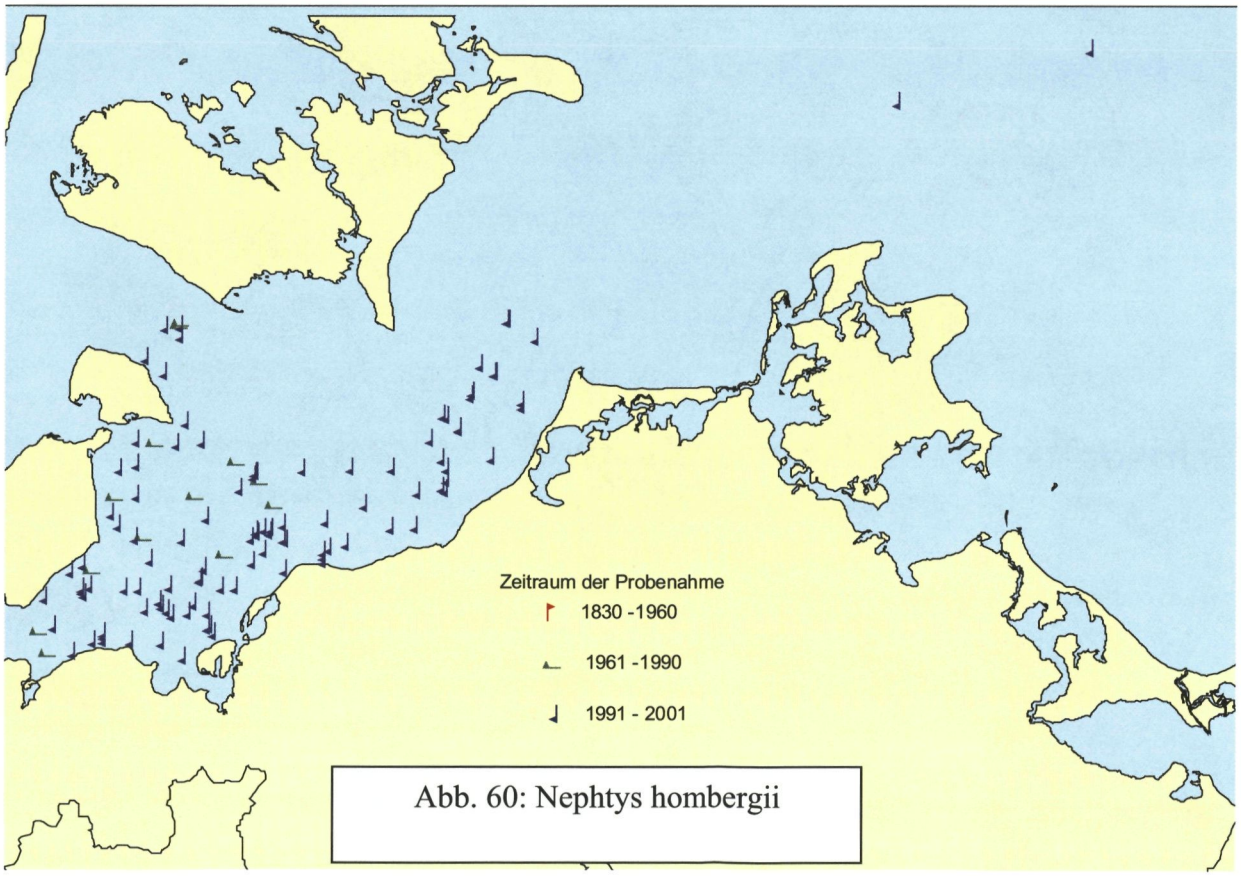


Abb. 60: Nephtys hombergii

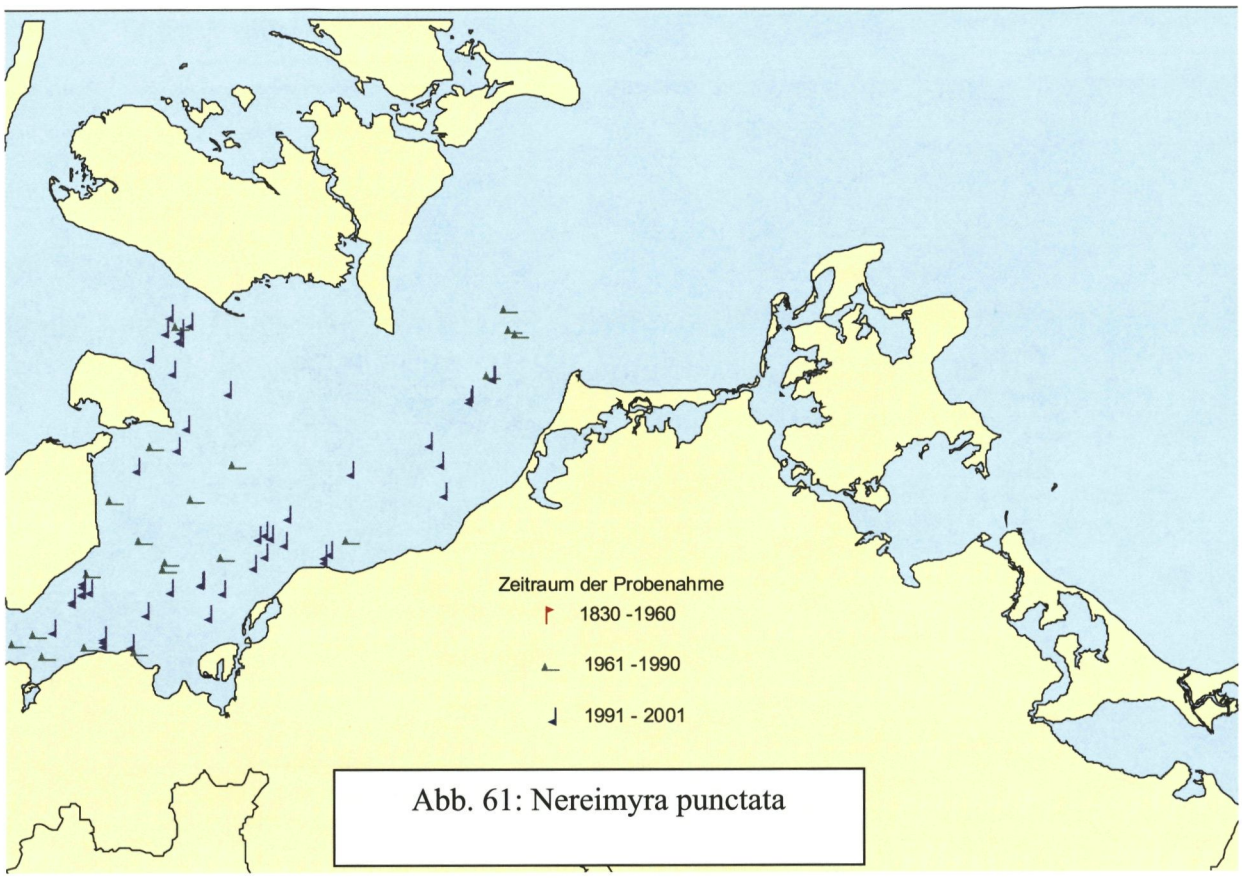


Abb. 61: Nereimyra punctata

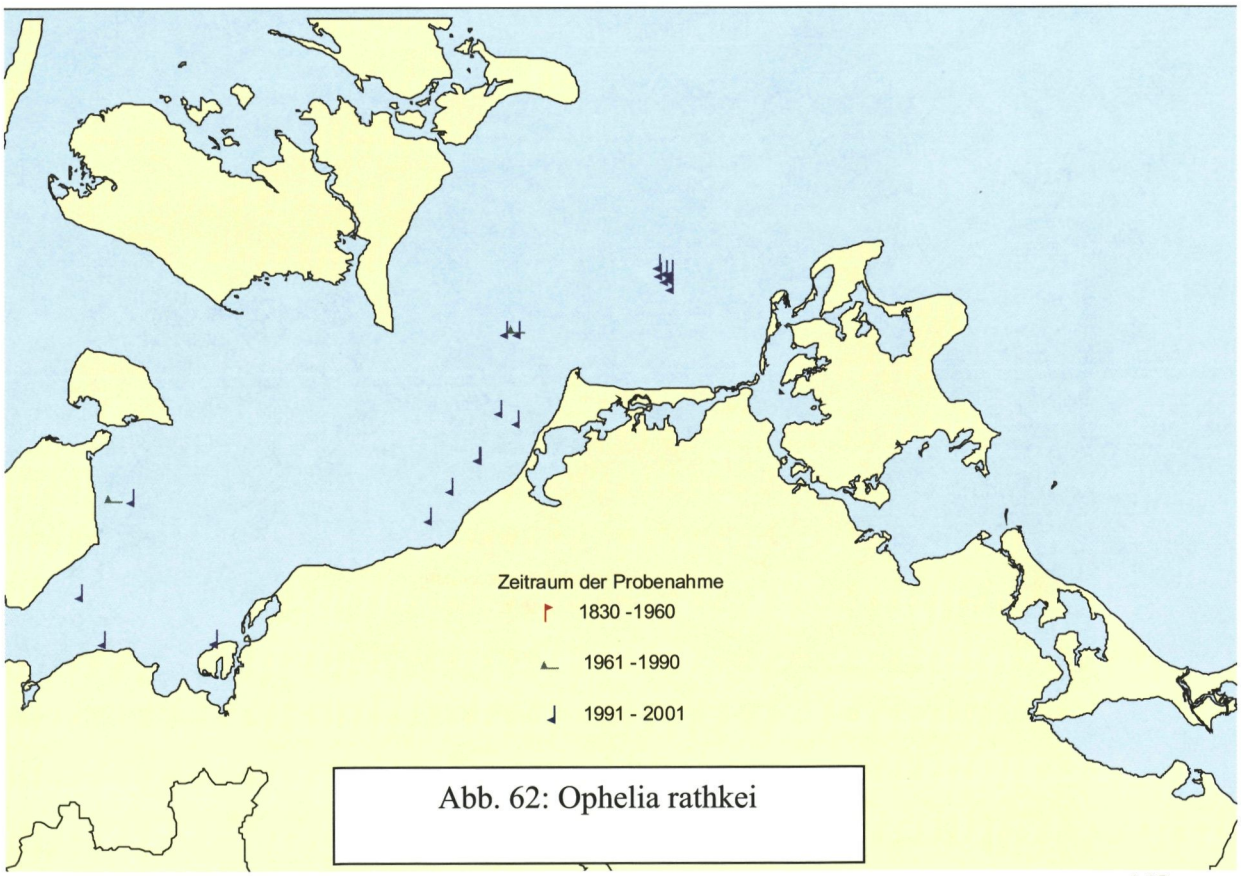


Abb. 62: Ophelia rathkei

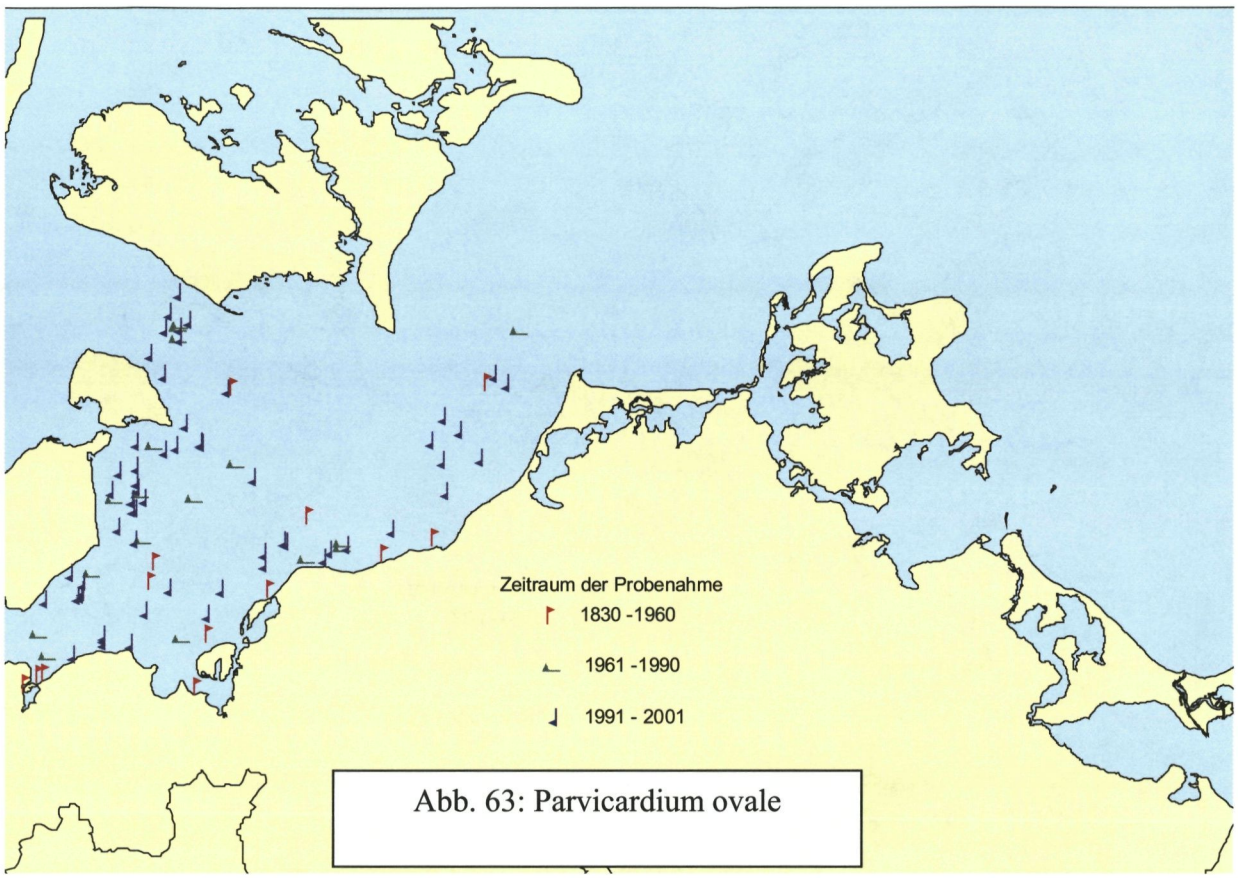


Abb. 63: Parvicardium ovale

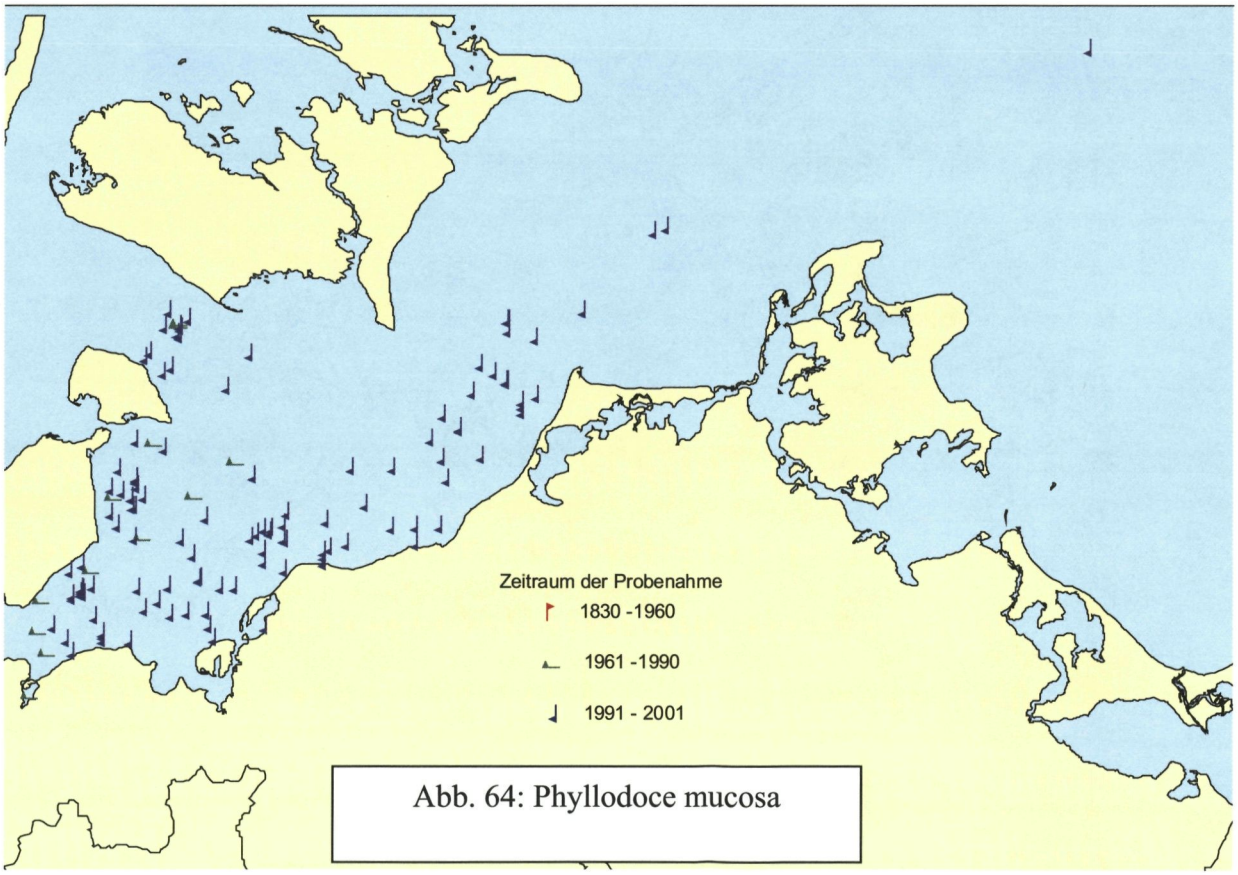


Abb. 64: Phyllodoce mucosa

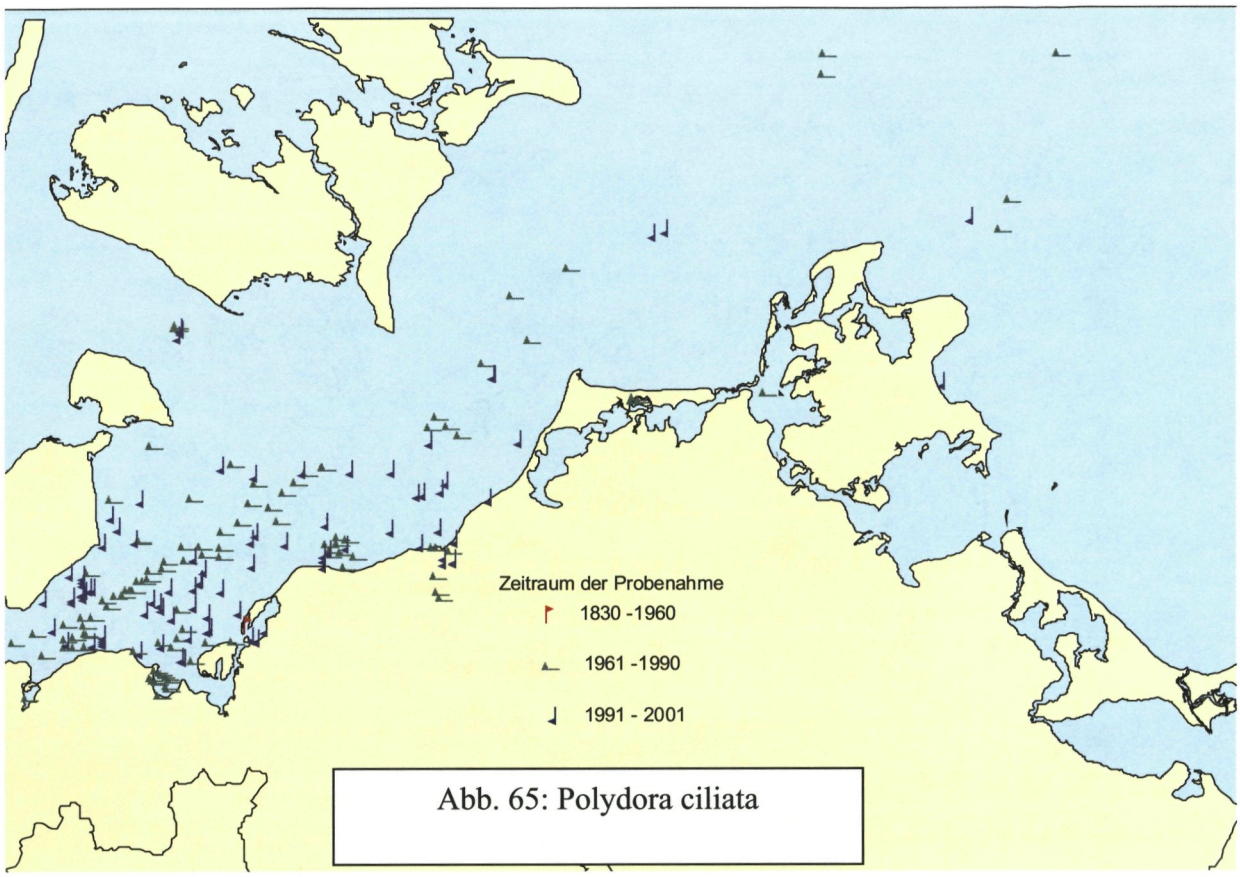


Abb. 65: Polydora ciliata

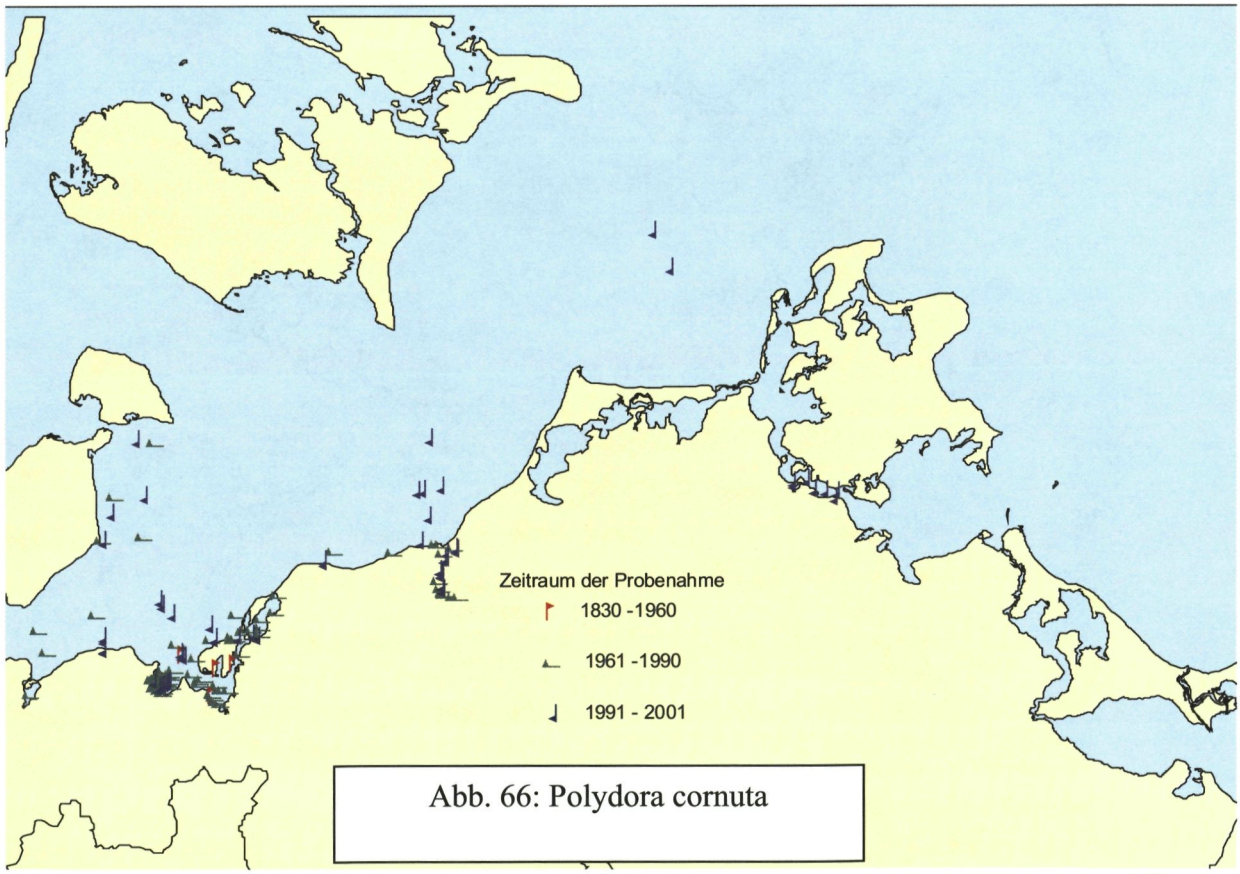


Abb. 66: Polydora cornuta

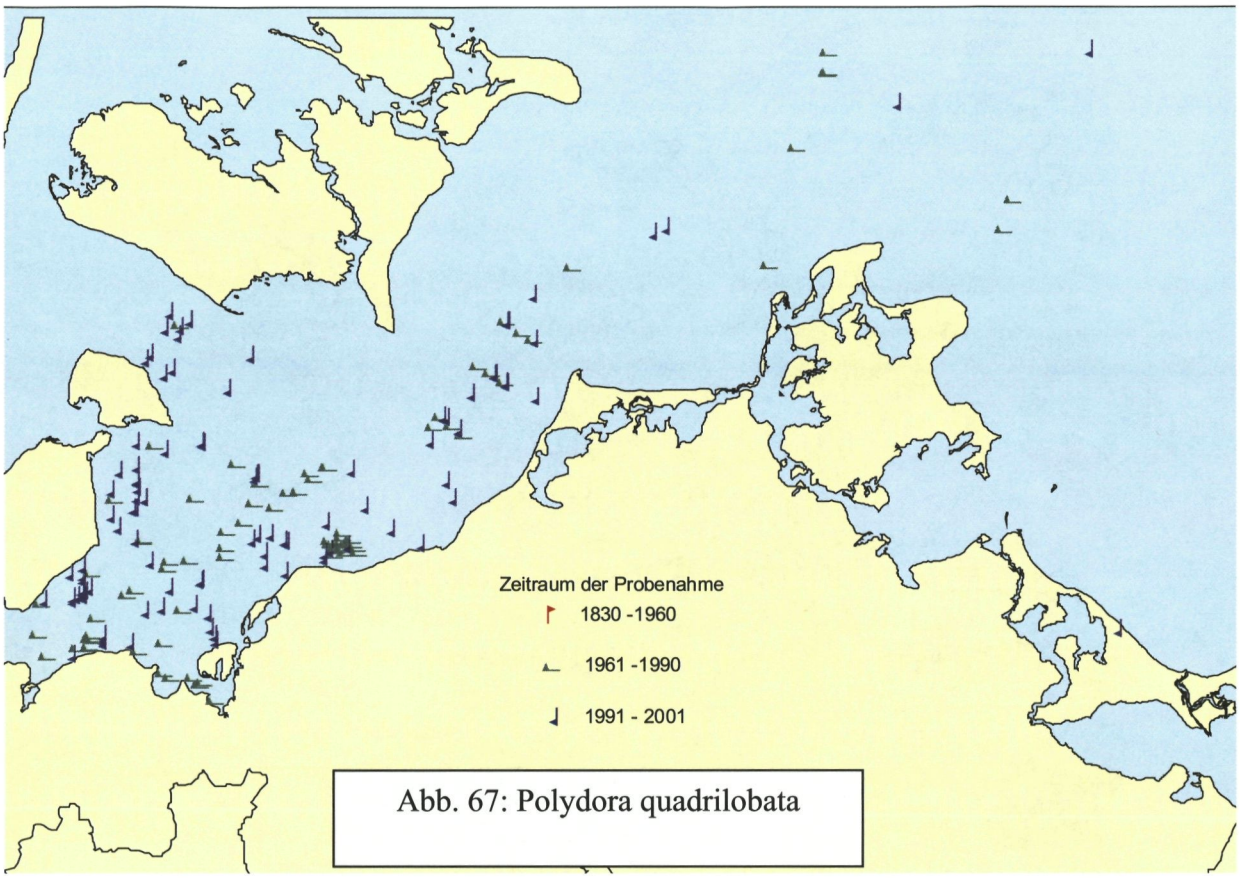


Abb. 67: Polydora quadrilobata

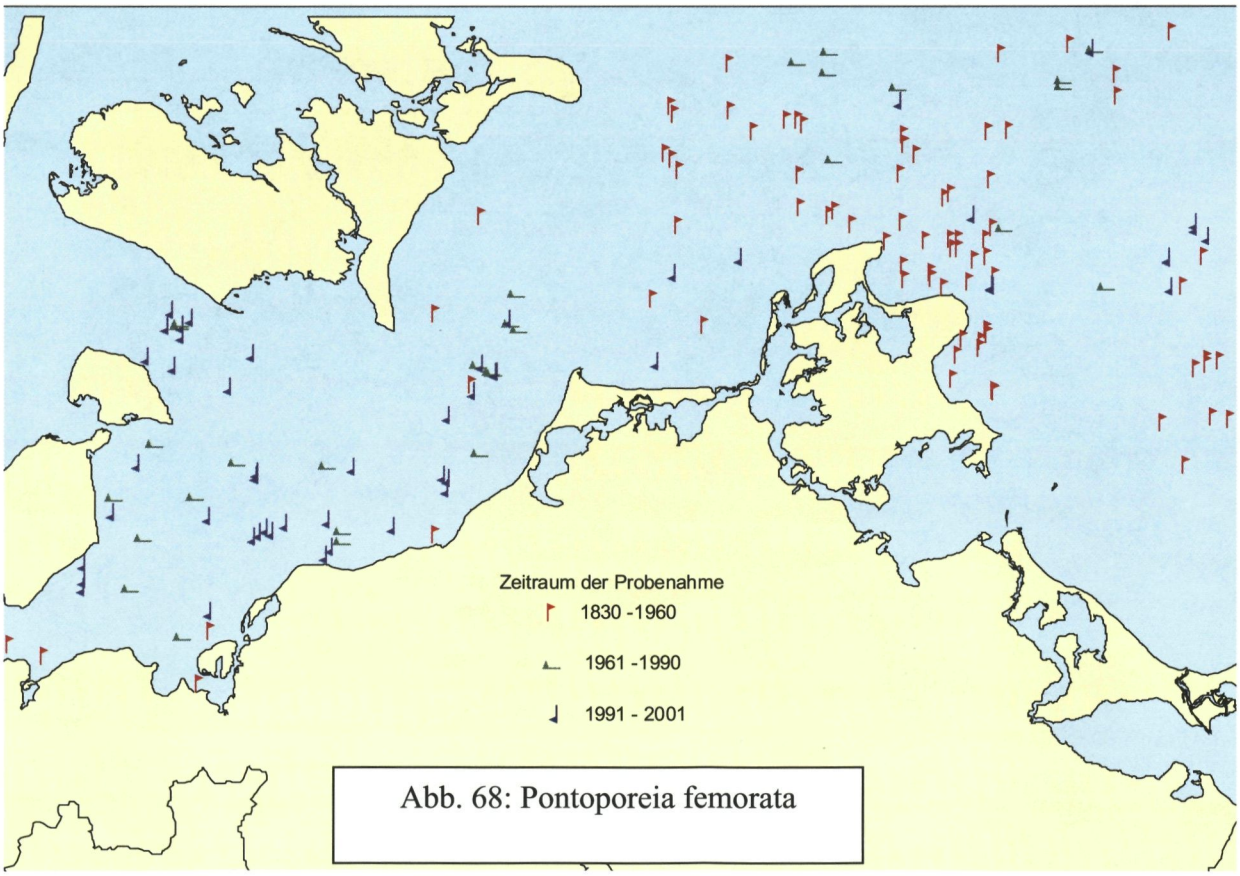


Abb. 68: Pontoporeia femorata

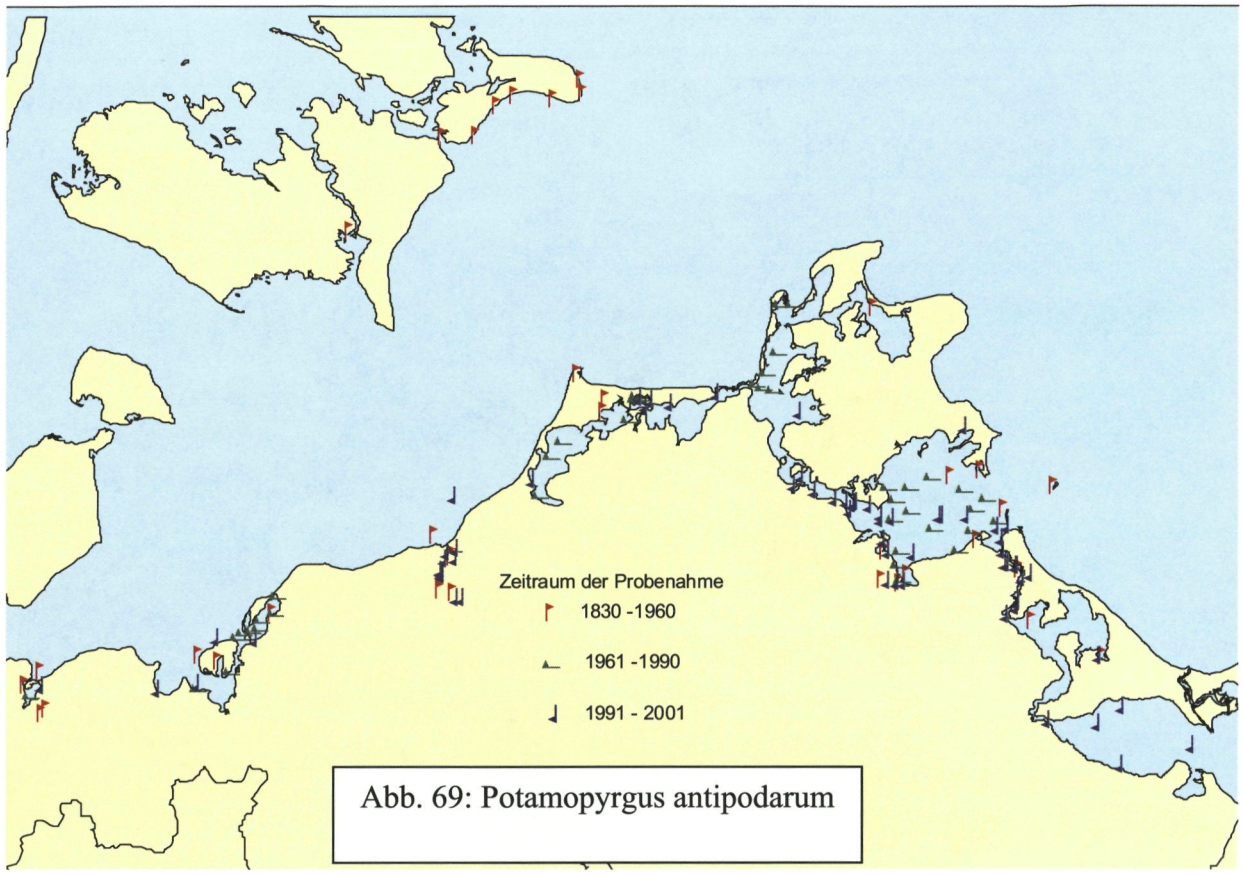


Abb. 69: Potamopyrgus antipodarum

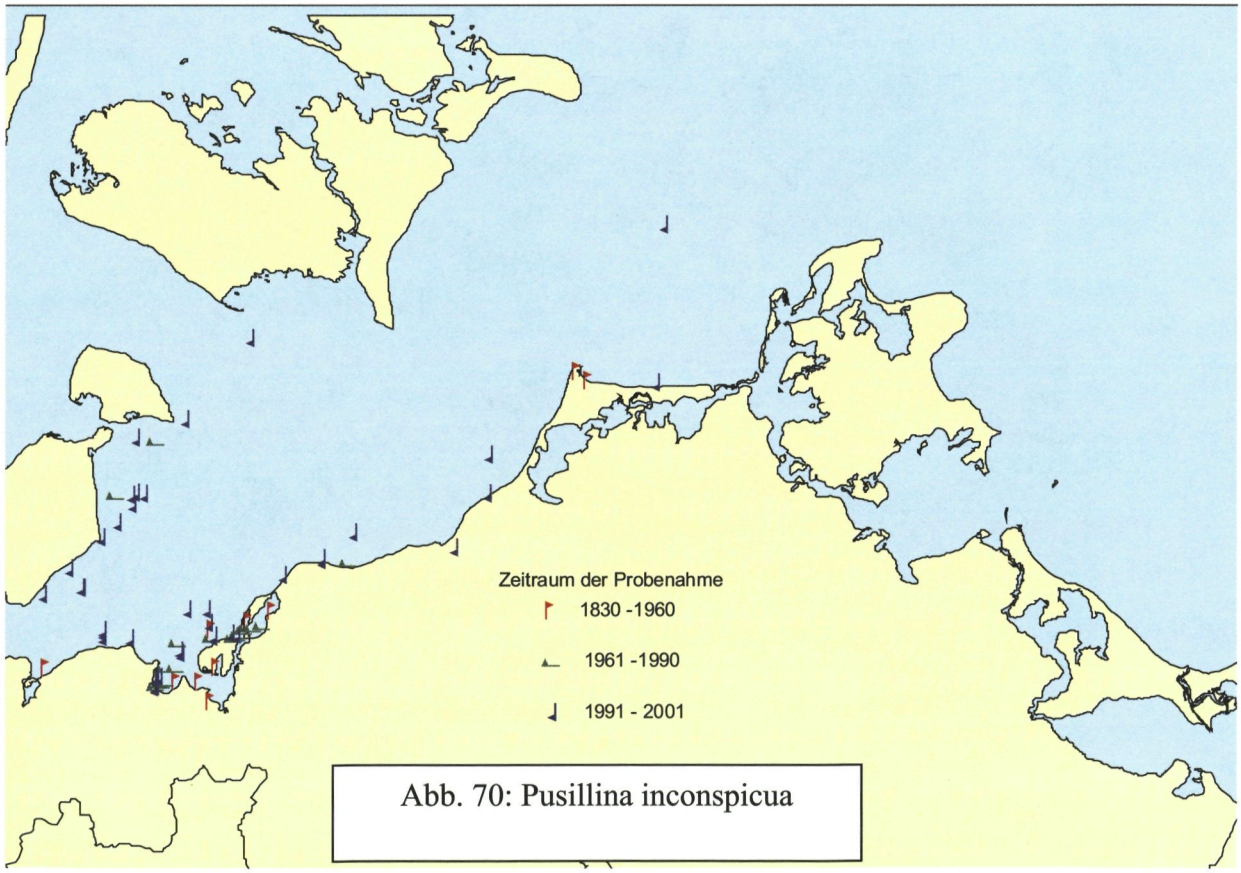


Abb. 70: Pusillina inconspicua

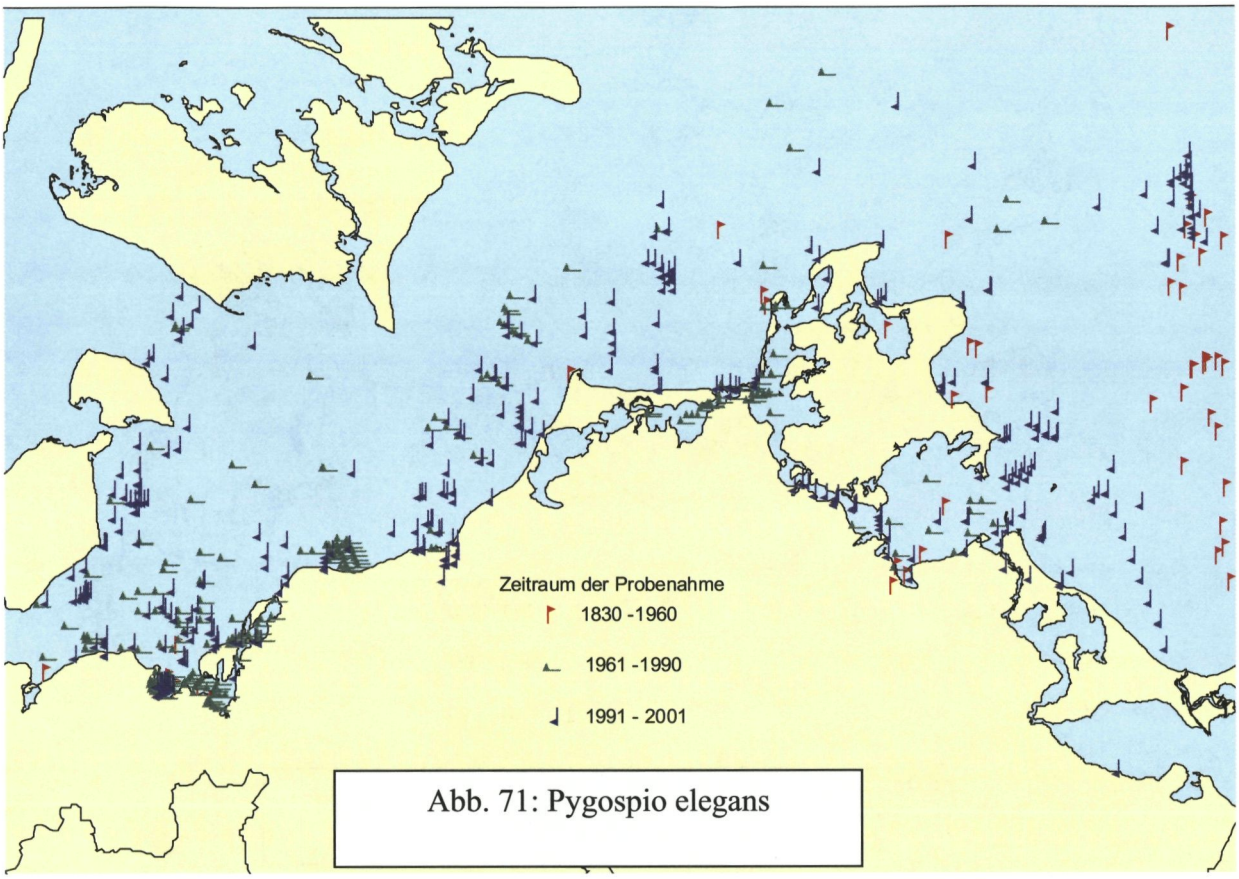


Abb. 71: Pygospio elegans

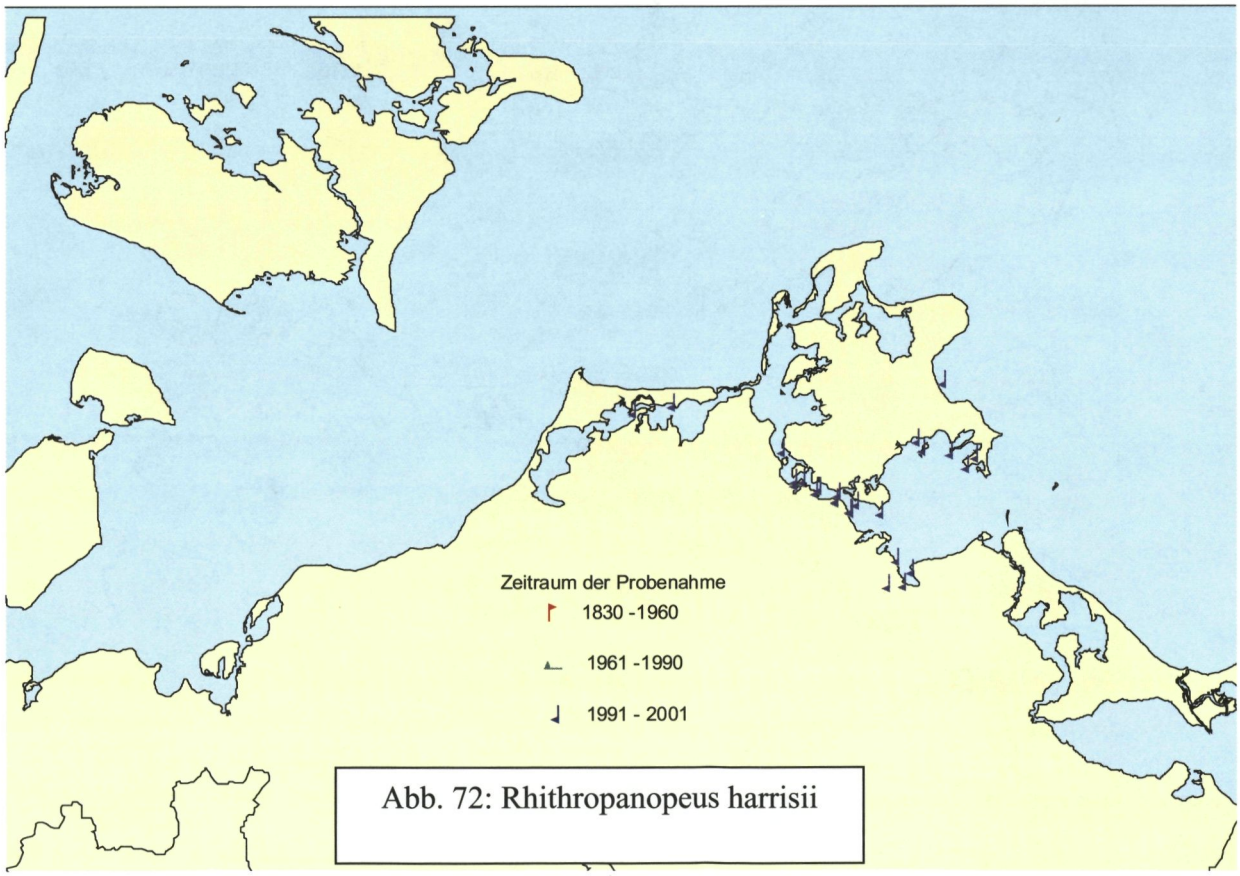


Abb. 72: Rhithropanopeus harrisii

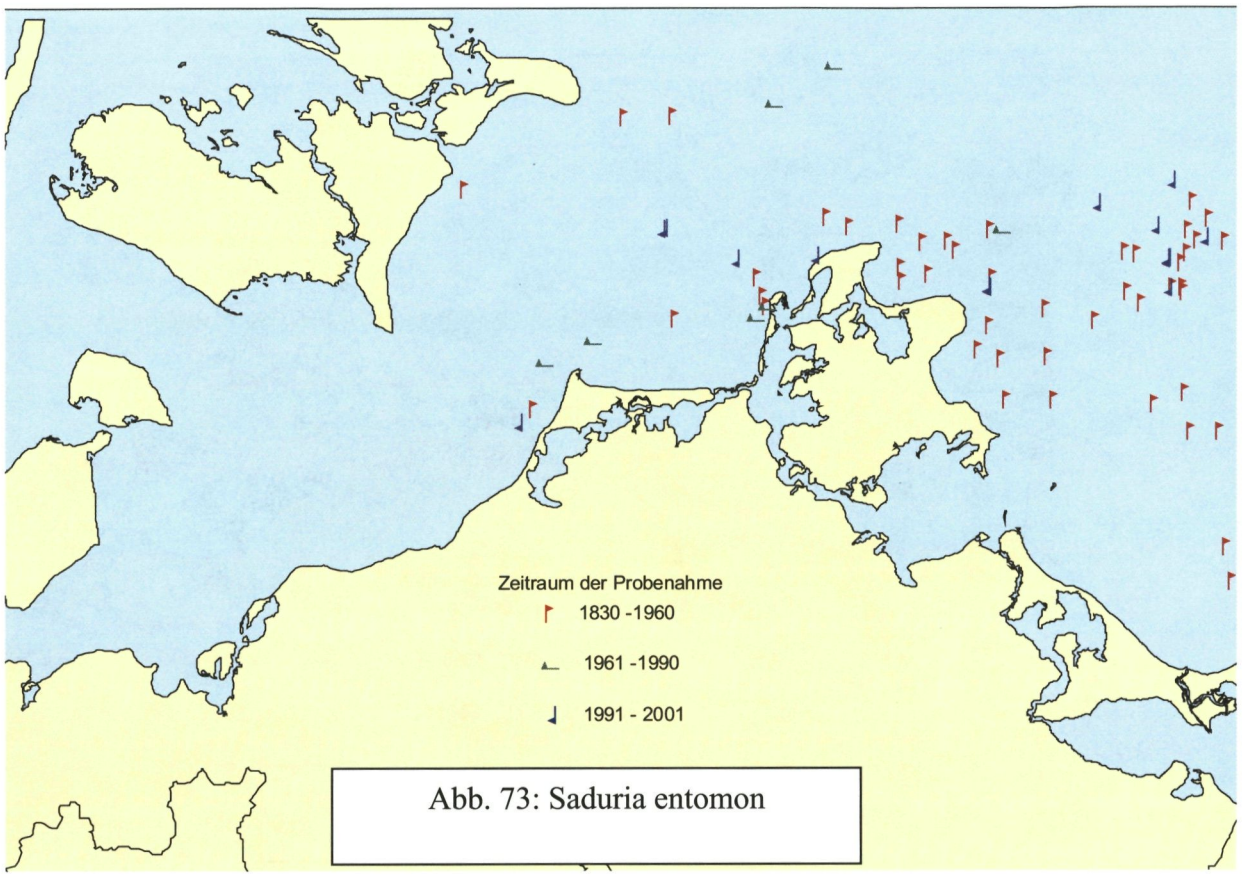


Abb. 73: Saduria entomon

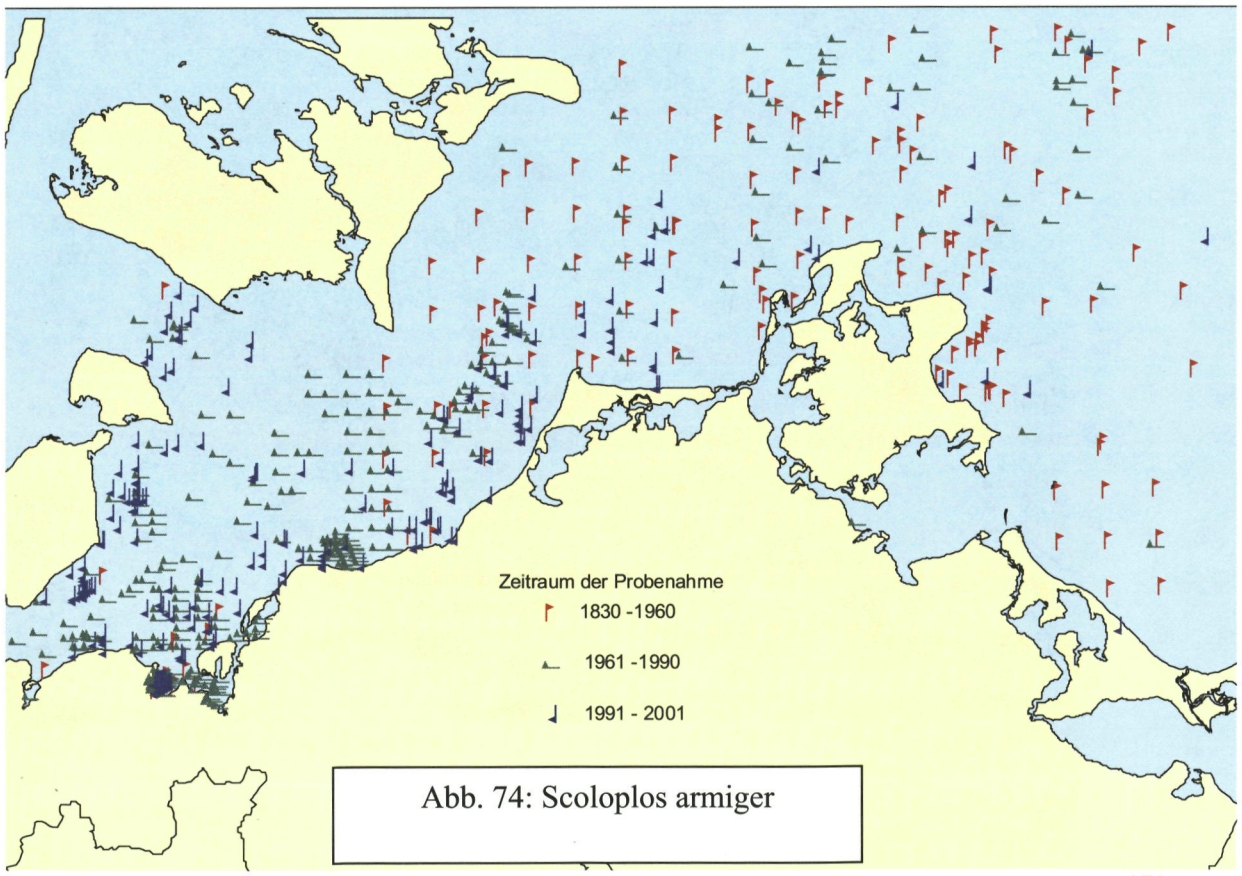


Abb. 74: Scoloplos armiger

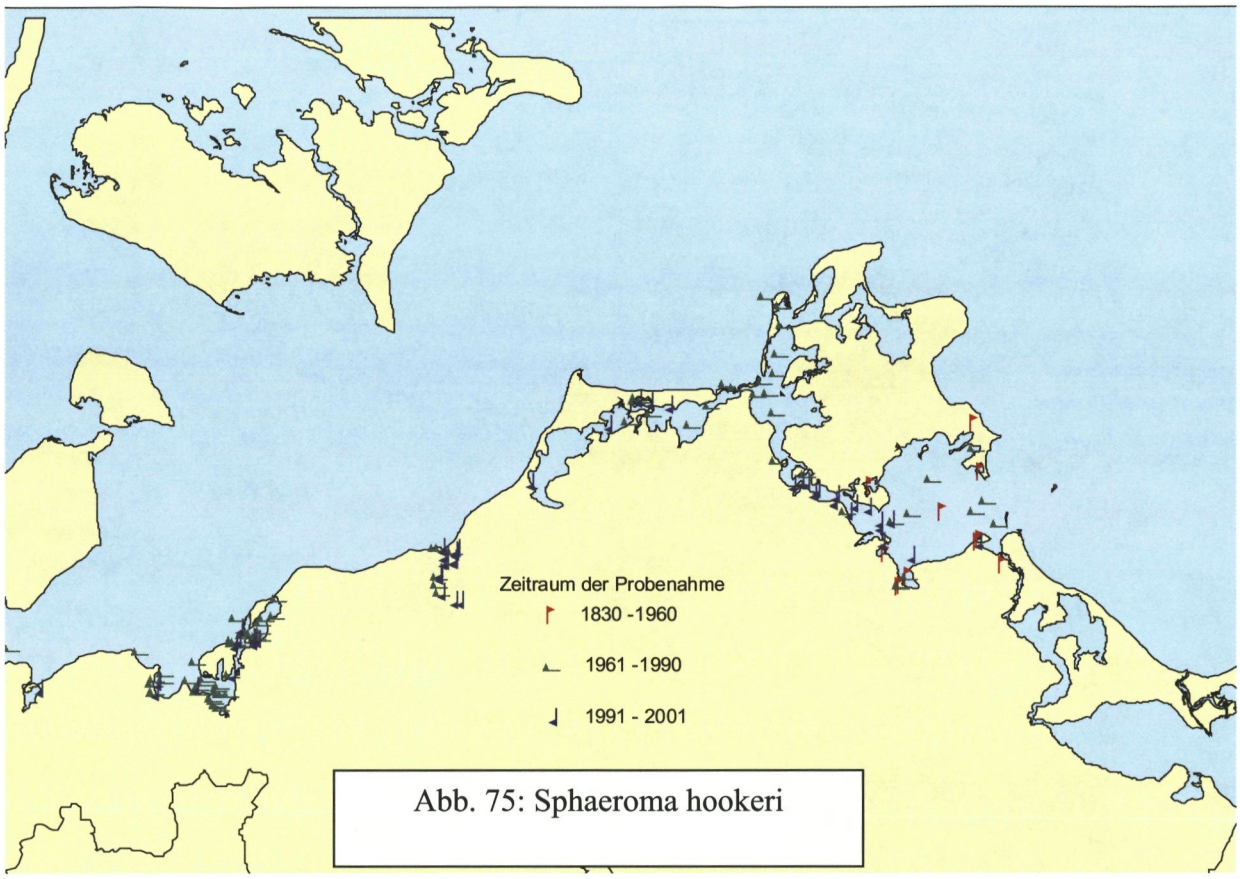


Abb. 75: Sphaeroma hookeri

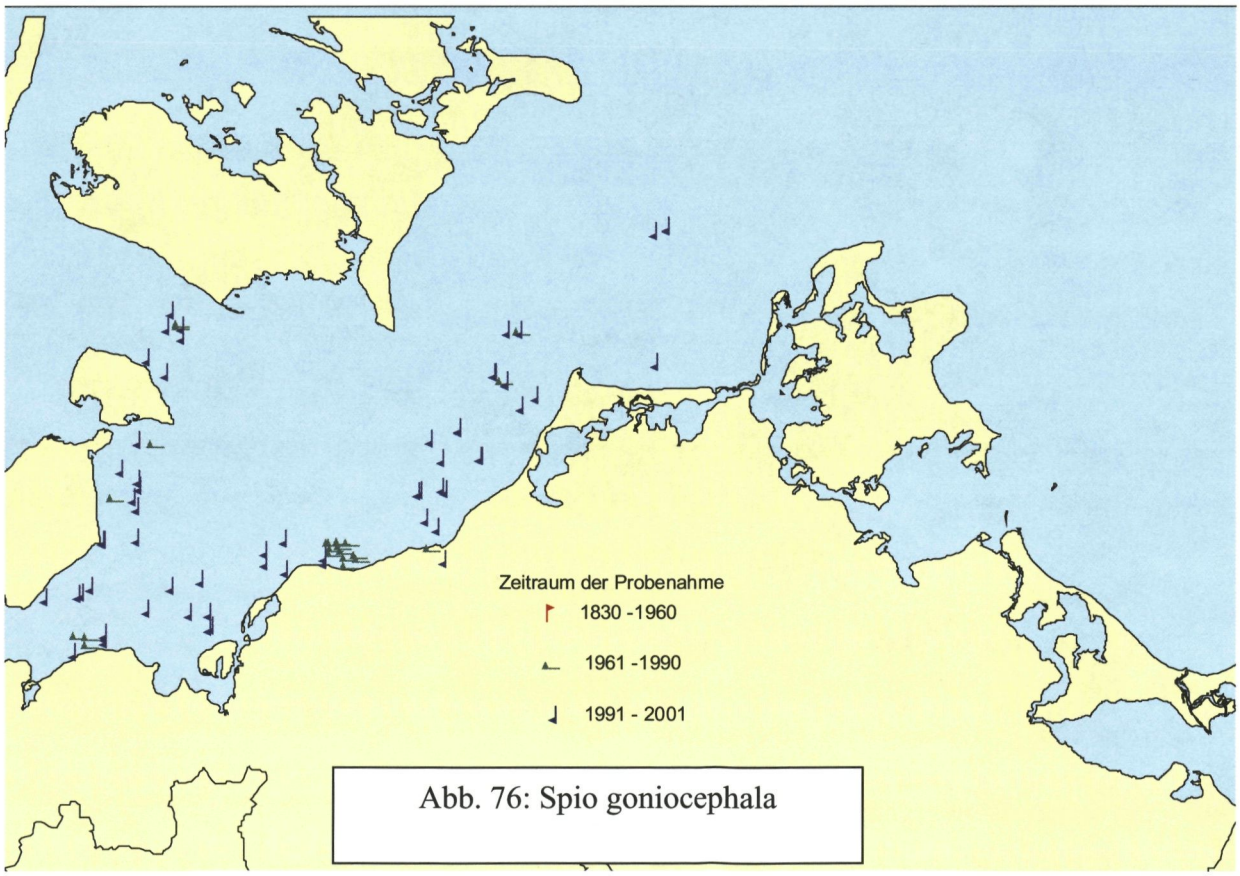


Abb. 76: Spio goniocephala

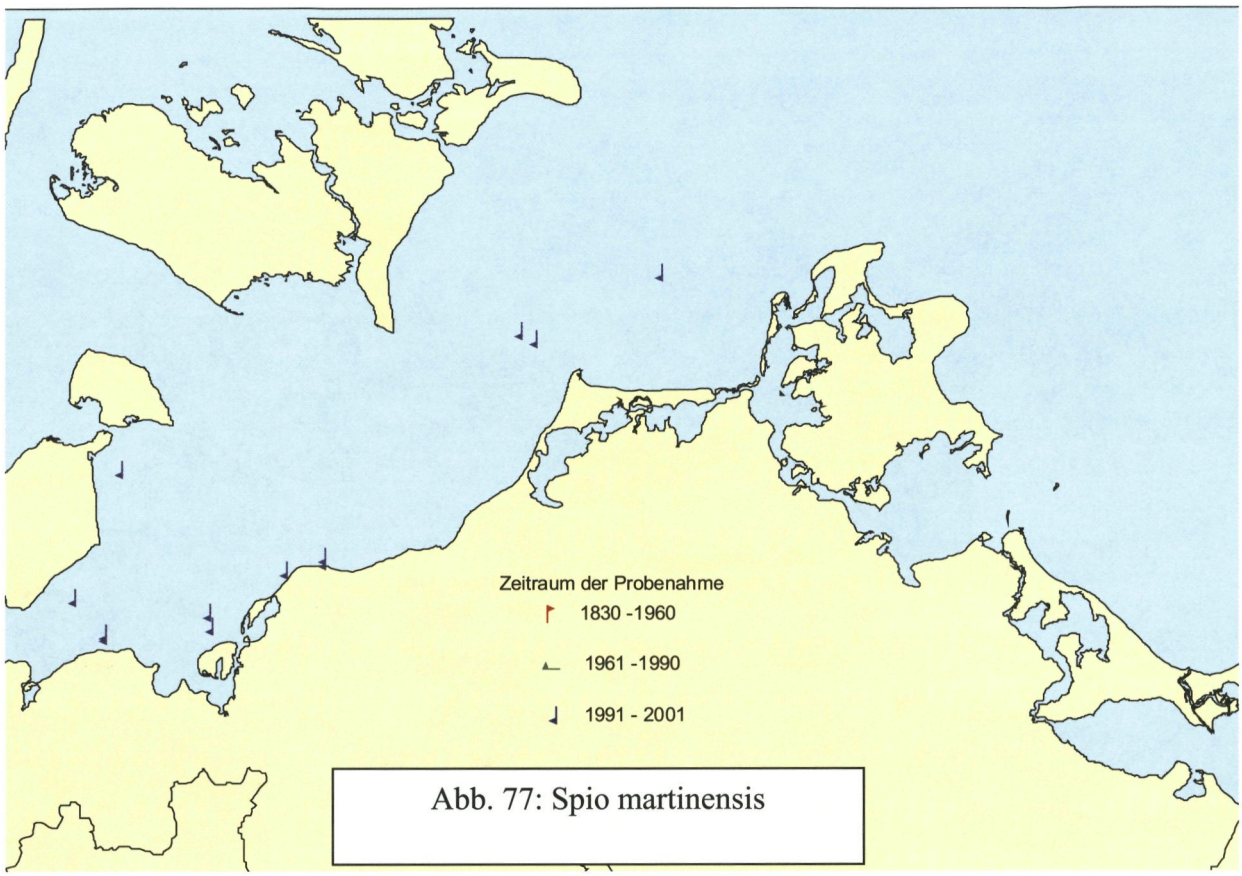


Abb. 77: Spio martinensis

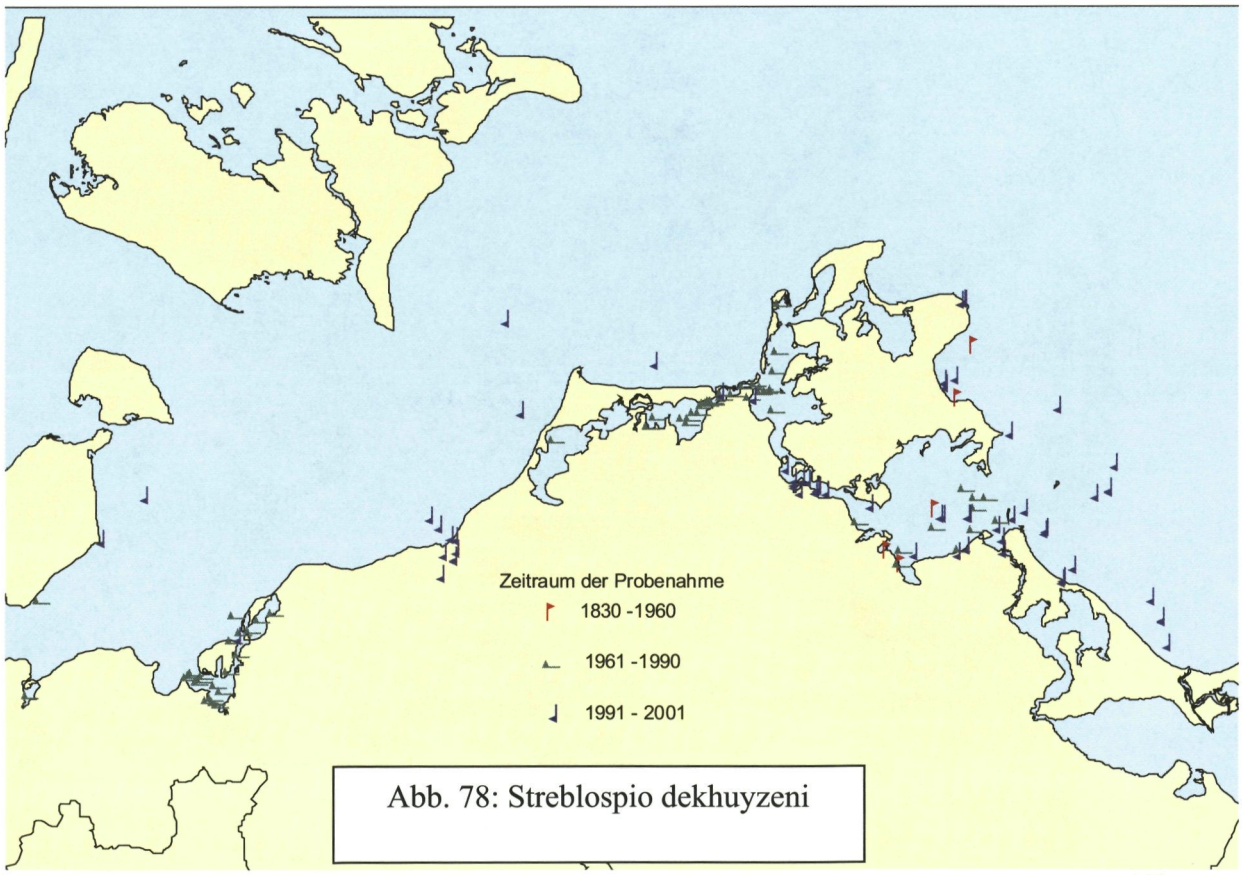


Abb. 78: Streblospio dekhuyzeni

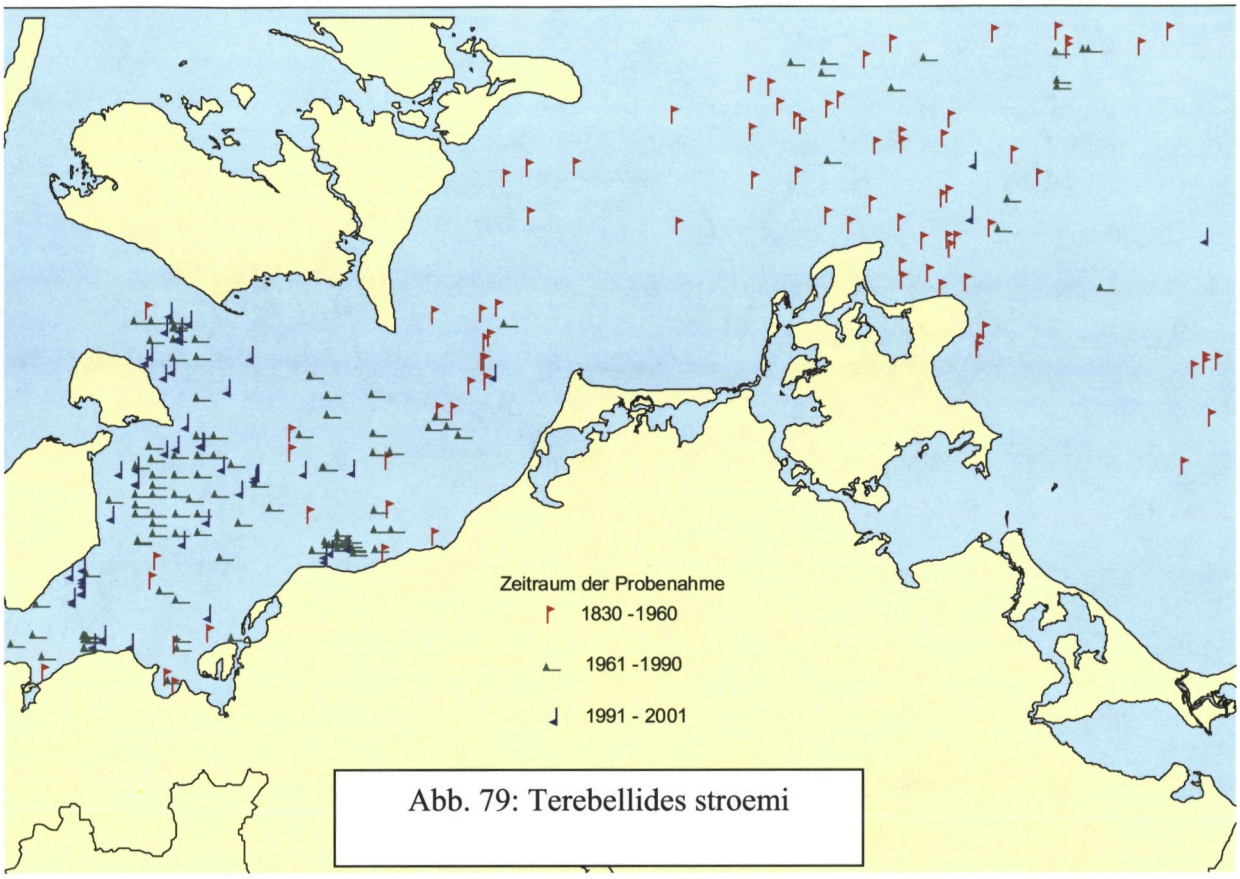


Abb. 79: Terebellides stroemi

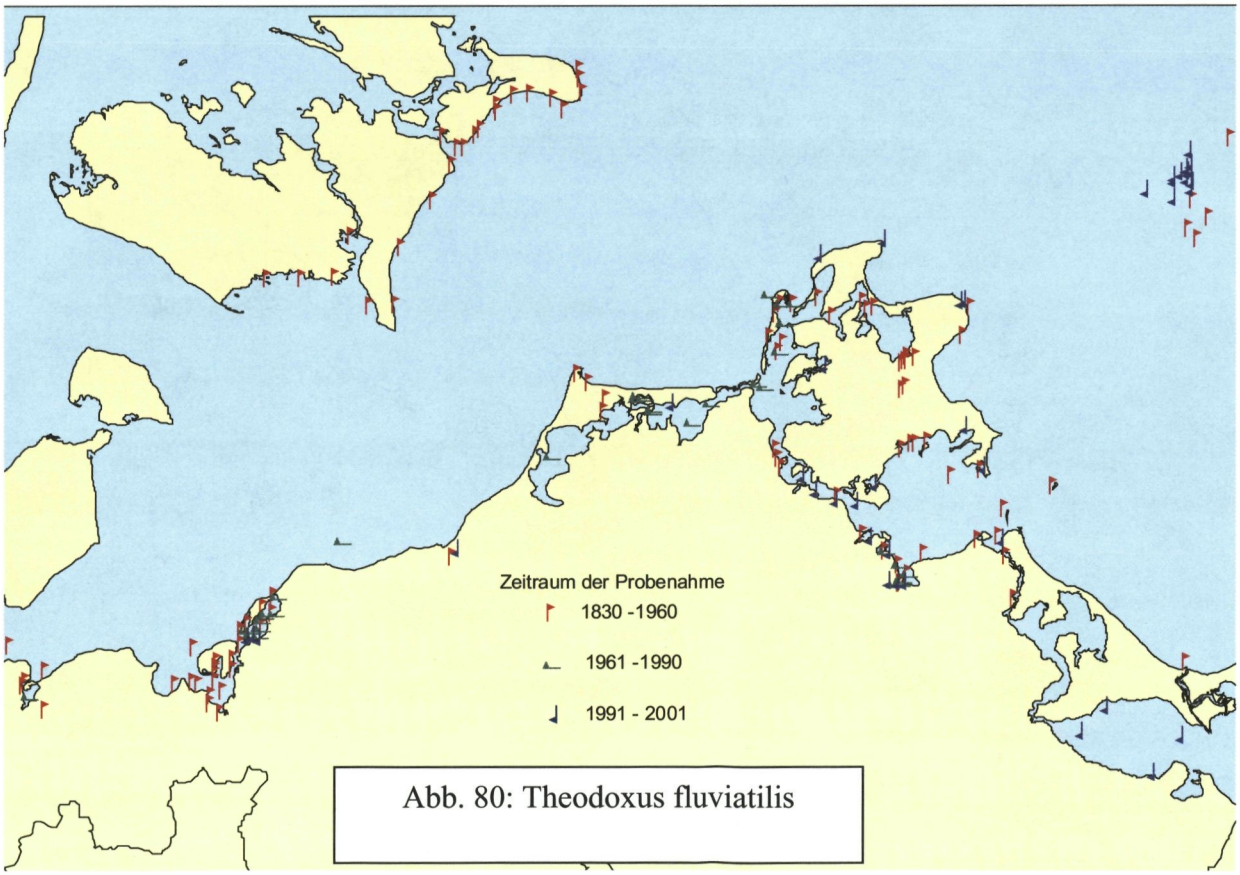


Abb. 80: Theodoxus fluviatilis

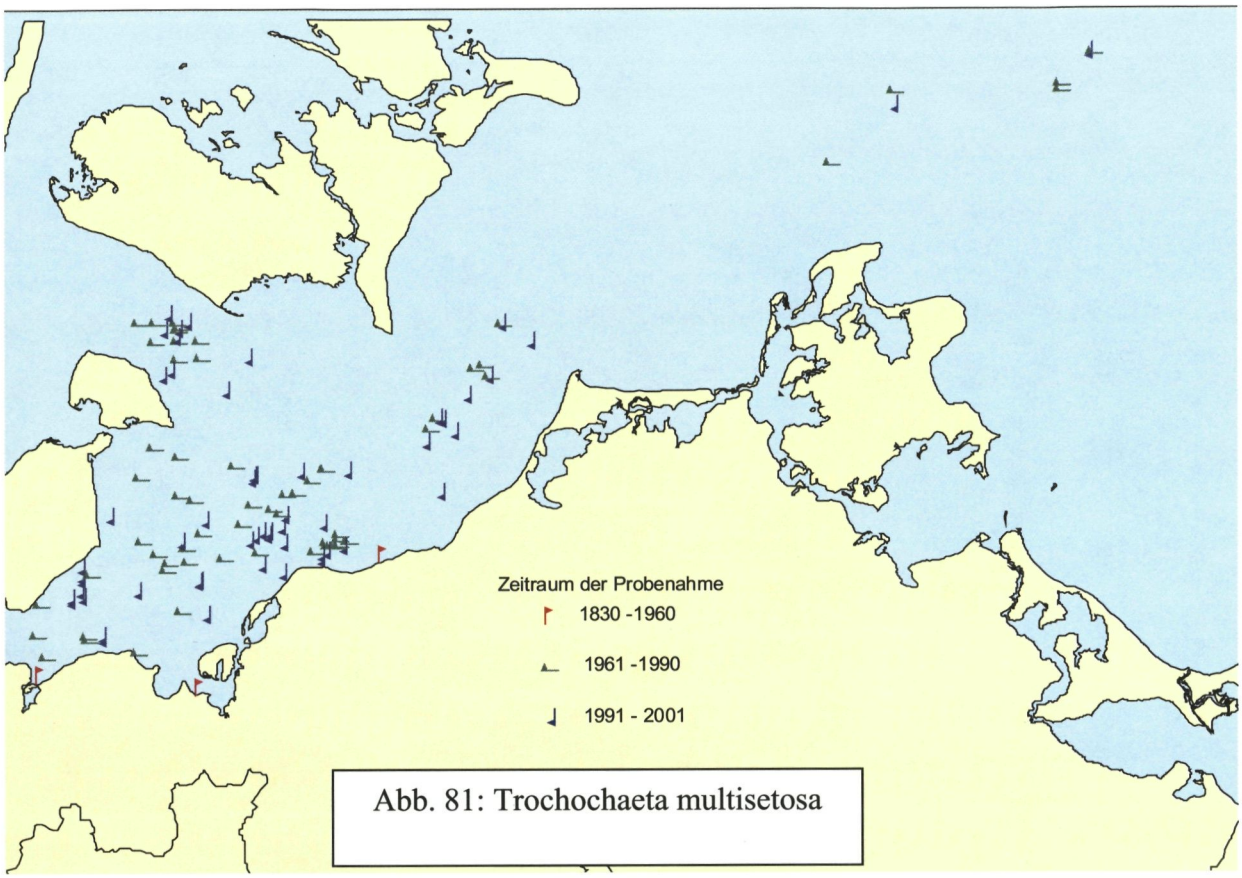


Abb. 81: Trochochaeta multisetosa

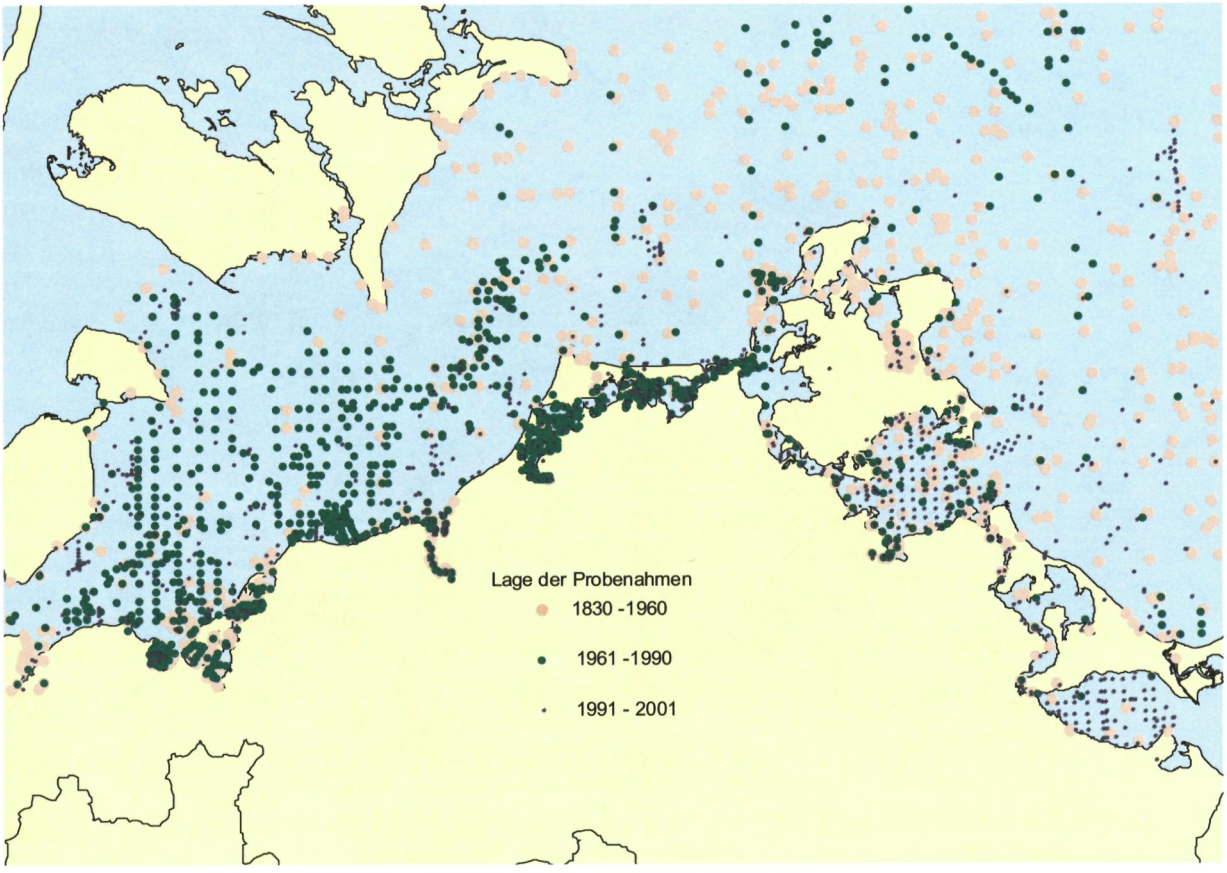


Abb. 2: Lage der untersuchten Positionen aufgeteilt nach den verschiedenen Zeitabschnitten