

Universität Duisburg-Essen

Studiengang Ökologie

Diplomarbeit

Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaft des Stettiner Haffs (südliche Ostsee) vor dem Hintergrund der EU-Wasserrahmenrichtlinie

1. Gutachter: Prof. Dr. Helmut Schuhmacher (Universität Duisburg-Essen)

2. Gutachter: Dr. habil. Gerald Schernewski (Institut für Ostseeforschung Warnemünde)

Betreuer: Dr. Michael Zettler (Institut für Ostseeforschung Warnemünde)

vorgelegt von

Silke Rödiger Matrikelnummer: 1178685

Essen, Juli 2003

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

1.	<u>Einleitung</u>	<u>1</u>
2.	<u>Untersuchungsgebiet.....</u>	<u>3</u>
2.1	Bodden und Haffe	3
2.2	Das Stettiner Haff.....	5
2.2.1	Räumliche Gliederung und Bathymetrie	5
2.2.2	Hydrologie.....	6
2.2.3	Sedimentverteilung	7
2.2.4	Physikochemie im Untersuchungszeitraum	8
3.	<u>Die EU-Wasserrahmenrichtlinie</u>	<u>14</u>
3.1	Ziele und Grundsätze der Wasserrahmenrichtlinie	14
3.2	Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Ostseeraum.....	21
4.	<u>Material und Methoden.....</u>	<u>22</u>
4.1	Erfassung des Makrozoobenthos	22
4.1.1	Methodik und Termine	22
4.1.2	Probestellen	24
4.2	Statistische Auswertung.....	32
4.3	Historische Auswertung.....	35
4.4	Methodendiskussion	36
5.	<u>Ergebnisse</u>	<u>38</u>
5.1	Besiedlung der Haffsedimente	38
5.1.1	Taxaliste.....	38
5.1.2	Vergleich der Probestellen – Transekt.....	40
5.1.3	Vergleich der Probestellen – Litoral	42
5.2	Besiedlung der Uferstrukturen	45
5.2.1	Taxaliste.....	45
5.2.2	Vergleich der Probestellen.....	48
5.3	Historische Analyse der Makrofauna des Stettiner Haffs	53
5.3.1	Entwicklung der Methodik	54
5.3.2	Entwicklung der Artenzusammensetzung.....	55
5.3.3	Abundanzentwicklung	59
5.3.4	Einwanderung neuer Arten	60
6.	<u>Diskussion</u>	<u>62</u>

6.1	Taxalisten	62
6.1.2	Stetige Taxa des Sediments	62
6.1.2	Stetige Taxa der Ufervegetation	63
6.1.3	Taxa der einzelnen Probestellen	65
6.2	Vergleich der Artenzusammensetzung im Hinblick auf morphologische und strukturelle Unterschiede der Probestellen	66
6.2.3	Sedimentbeprobung.....	66
6.2.4	Beprobung der Uferstrukturen	68
6.3	Veränderung der Makrozoobenthosbesiedlung im historischen Vergleich.....	70
6.3.1	Entwicklung der Artenzusammensetzung.....	70
6.3.2	Abundanzentwicklung	73
6.3.3	Einwanderung neuer Arten	74
6.4	Das Stettiner Haff im Vergleich zu anderen Boddengewässern	76
6.5	Monitoring im Stettiner Haff.....	78
6.5.1	Das Bund-Länder-Messprogramm.....	78
6.5.2	Vorschläge für ein Makrozoobenthos-Monitoring am Stettiner Haff.....	79
7.	<u>Zusammenfassung / Summary.....</u>	83
8.	<u>Literatur</u>	87

ANHANG

DANKSAGUNG

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Der Ostseeraum	3
Abbildung 2 Die südliche Ostseeküste mit Bodden (A-C) und Haffen (D-F)	4
Abbildung 3 Das Stettiner Haff mit Peenestrom, Swina und Dziwna, sowie den großen einmündenden Fließgewässern	6
Abbildung 4 Überblick über die Salinität in Grundnähe in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).	9
Abbildung 5 Überblick über die Sauerstoffsättigung in Grundnähe in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).	10
Abbildung 6 Überblick über den Gesamtstickstoffgehalt des Wasserkörpers in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).	11
Abbildung 7 Übersicht über den Gesamtphosphatgehalt des Wasserkörpers in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).	12
Abbildung 8 Lage der Probestellen ▲ Uferstellen ▲ Transektstellen	22
Abbildung 9 Probestelle Karnin im August 2001	25
Abbildung 10 Probestelle Welzin im August 2001	25
Abbildung 11 Probestelle Dargen im August 2001	26
Abbildung 12 Probestelle Kamminke im Januar 2002	27
Abbildung 13 Probestelle Sulomino im November 2001	27
Abbildung 14 Probestelle Czarnocin im November 2001	28
Abbildung 15 Probestelle Stepnica im November 2001	29
Abbildung 16 Probestelle Altwarp im August 2001	29
Abbildung 17 Probestelle Neuendorf im August 2001	30
Abbildung 18 Probestelle Mönkebude im Januar 2002	31
Abbildung 19 Probestelle Mörkerhorst im August 2001	31
Abbildung 20 Entwicklung von Taxazahl und Abundanz entlang des Transekts; vergleichend dazu die Wassertiefe	41
Abbildung 21 Entwicklung der Habitatpräferenzen entlang des Transekts; vergleichend dazu die Sedimentzusammensetzung	41
Abbildung 22 Vergleich der Sedimentproben (n=20)	42
Abbildung 23 Vergleich der Taxazahlen aus Cluster I+II (n=10) und Cluster III+IV (n=10)	44
Abbildung 24 Vergleich des Anteils schlickbesiedelnder Organismen in Cluster I+II (n=10) und Cluster III+IV (n=10)	44

Abbildung 25 Vergleich des Anteils sandbesiedelnder Organismen in Cluster I+II (n=10) und Cluster III+IV (n=10)	45
Abbildung 26 Vergleich der Uferproben (n=21)	49
Abbildung 27 Vergleich der Taxazahl zwischen Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)	50
Abbildung 28 Vergleich des Anteils sandbewohnender Arten in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)	51
Abbildung 29 Vergleich des Anteils schlickbewohnender Arten in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)	51
Abbildung 30 Vergleich des Anteils von Arten, die mittlere oder starke Wasserbewegung präferieren in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)	52
Abbildung 31 Vergleich des Anteils von Arten, die keine oder geringe Wasserbewegung präferieren in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)	53
Abbildung 32 Abundanzentwicklung von Chironomiden und Oligochaeten	60
Abbildung 33 Vergleich der Boddengewässer auf Grundlage der Makrofauna	77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Überblick über die Einzugsgebietsgrößen der Bodden und Haffe an der südlichen Ostseeküste mit Auflistung der einmündenden Fließgewässer und mittlerem Salzgehalt Daten aus Schlungbaum (2000)	5
Tabelle 2 Überblick über die in das Stettiner Haff einmündenden Fließgewässer und ihre mittleren Abflussmengen - Daten aus Helcom (ed.) (1998)	7
Tabelle 3 Klassifikation des Trophiegrades nach dem Verfahren des LUNG. Bachor et. al. (1991). Tabelle entnommen aus Bangel (2001)	13
Tabelle 4 Parameter zur Typisierung von Küstengewässern nach System A der WRRL	16
Tabelle 5 Parameter zur Typisierung von Küstengewässern nach System B der WRRL	16
Tabelle 6 Beschreibung des Typs B 'oligohaline innere Küstengewässer' Auszug aus der vorläufigen Typologie der Ostseeküstengewässer vom Landesamt für Natur- und Umwelt Schleswig-Holstein und Landesamt für Natur und Umweltschutz Mecklenburg-Vorpommern (vollständige Tabelle im Anhang)	17
Tabelle 7 Definition der 'ökologischen Güteklassen' für die Qualitätskomponente 'Benthische wirbellose Fauna' nach WRRL	19
Tabelle 8 Für die Bewertung der Küstengewässer nach WRRL relevante hydromorphologische und chemisch-physikalische Kenngrößen	19
Tabelle 9 Termine der Makrozoobenthosprobenahme 1) nur Netzbeprobung 2) Stechrohr 3) Greifer	24
Tabelle 10 Position und Beschreibung der im Rahmen der Transektfahrt beprobten Stellen Sedimentdaten: I. Tejakusuma	32
Tabelle 11 Taxa aus der Sedimentbeprobung	39
Tabelle 12 Taxa aus der Netz- und Sedimentbeprobung	46
Tabelle 13 Übersicht der Benthosuntersuchungen am Stettiner Haff unter Angabe von Methode, Untersuchungsgebiet und Untersuchungszeitraum 1) ausschließlich schlickige Probestellen 2) ausschließlich sandige Probestellen	55
Tabelle 14 Historischer Überblick über die Verbreitung von Mollusken im Stettiner Haff Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig grau unterlegt sind Arten ohne Häufigkeitsangabe, zusammengefasste Zeilen meinen das Vorhandensein der Gattung (z. B. Bithynia oder Viviparus)	56
Tabelle 15 Historischer Überblick über die Verbreitung von Crustaceen im Stettiner Haff Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig grau unterlegt sind Arten ohne Häufigkeitsangabe, zusammengefasste Zeilen meinen das Vorhandensein der Gattung (z. B. Gammarus)	58
Tabelle 16 Historischer Überblick über die Verbreitung von Hirudineen im Stettiner Haff Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig grau unterlegt sind Arten ohne Häufigkeitsangabe, zusammengefasste Zeilen meinen das Vorhandensein der Gattung oder Gruppe (z. B. Erpobdella oder Glossiphonia)	59
Tabelle 17 Historische Übersicht über Neozoen im Stettiner Haff Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig ? : bestimmt als Corophium volutator Herkunft: 1) Pontokaspischer Raum 2) Nordamerika 3) Ozeanien 4) Asiatischer Raum * entnommen aus Gruszka (1999)	61
Tabelle 18 Verbreitungsmuster der Taxa des Stettiner Haffs (Einteilung nach Stetigkeit an den Probestellen)	69

1. Einleitung

Seit jeher sind Gewässer Brennpunkte menschlicher Aktivitäten. Mit der Intensivierung der Gewässernutzung im letzten Jahrhundert wurde jedoch das natürliche Potential dieser Systeme vielfach überlastet. Eine Abwägung der verschiedenen Nutzungsinteressen und der Bedeutung von Gewässern als Ökosysteme ist dringend notwendig, um eine weitere Degradierung zu vermeiden.

Die administrative Zerstückelung des Gewässernetzes war lange das Haupthindernis für eine solche nachhaltige Gewässernutzungs- und bewirtschaftung. Die vom Europäischen Parlament und vom Rat der Europäischen Union erlassene *Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik* fordert, dieses Hindernis durch eine einzugsgebietsorientierte Betrachtungsweise zu überwinden. Still- und Fließgewässer, sowie die sich anschließenden Küstengewässer werden als Teil eines Gesamtsystems betrachtet. Ziel der Richtlinie ist es, für alle europäischen Gewässer einen ‚guten Zustand‘ zu erreichen.

Mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie steigen auch die Anforderungen an die Gewässerüberwachung. Anhand der im Gewässer erfassten Biozönose sollen Monitoringprogramme den Ist-Zustand eines Gewässers abbilden, Hinweise auf erforderliche Maßnahmen zu Erhaltung oder Verbesserung des Zustandes geben und schließlich den Erfolg oder Misserfolg der eingeleiteten Maßnahmen dokumentieren. Um dem ökosystemorientierten Ansatz der Richtlinie gerecht zu werden, sind die Mitgliedstaaten aufgefordert, grenzüberschreitende Gewässersysteme gemeinsam zu bewerten und zu überwachen.

Das Stettiner Haff ist gleich in zweierlei Hinsicht grenzüberschreitend.

Zum einen ist ein Küstengewässer schon per Definition an der Grenze zwischen Meer und Land angesiedelt. Dies führt dazu, das solche Gewässer sowohl von Limnologen als auch von Meeresbiologen als Randerscheinung betrachtet werden. In Büchern beider Disziplinen ist dem Küstengewässer stets ein Extrakapitel gewidmet, im übrigen Werk finden sie jedoch lediglich als Ausnahme Erwähnung. Zum anderen ist das Haff durch die deutsch-polnische Grenze administrativ zweigeteilt: In der Vergangenheit wurde zwar durchaus das polnische ‚Wielki Zalew‘ (Großes Haff) oder das deutsche ‚Kleine Haff‘ (Maly Zalew), selten aber das ‚Stettiner Haff‘ untersucht.

Im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie ist das Stettiner Haff hingegen als Bestandteil der Flussgebietseinheit Oder zu behandeln und unabhängig von politischen Grenzen als Gesamtsystem zu untersuchen.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Makrofauna dieses Grenzgewässers zu untersuchen und, basierend auf den Untersuchungsergebnissen, Vorschläge für die Gestaltung eines deutsch-polnischen Makrozoobenthos-Monitorings im gesamten Haff zu erarbeiten.

Der Schwerpunkt der eigenen Untersuchungen liegt dabei in der unmittelbaren Uferregion des Haffs; zur Beschreibung des Gesamtgewässers werden eine Reihe anderer Arbeiten herangezogen. Zunächst wird die Makrofauna des Haffs vorgestellt. Es wird untersucht, welche Faktoren die Besiedlung der Uferregion steuern. Anhand einer historischen Analyse werden weiterhin Veränderungen der Besiedlung in den letzten hundert Jahren aufgezeigt. Besondere Aufmerksamkeit kommt hierbei den neu eingewanderten Arten zu. Schließlich wird untersucht, wie eine Überwachung des Haffs auf Grundlage der Makrozoobenthoszönose praktisch zu verwirklichen wäre.

Es werden folgende konkrete Fragestellungen bearbeitet:

- Wie sieht die Makrozoobenthosbesiedlung des Stettiner Haffs aus und welche Faktoren steuern die Besiedlung ?
- Hat sich die Besiedlung seit Beginn der wissenschaftlichen Untersuchung des Haffs verändert und welche Faktoren waren dafür verantwortlich ?
- Unterscheidet sich die Biozönose des Haffs von der angrenzender Küstengewässer und ist das Haff als einheitlicher Wasserkörper im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu betrachten ?
- Wie sollte nach den Ergebnissen der eigenen Untersuchungen und unter Zuhilfenahme früherer Arbeiten ein Monitoringprogramm für Makrozoobenthos im Stettiner Haff aussehen, das den Ansprüchen der EU-Wasserrahmenrichtlinie genügt ?

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Bodden und Haffe

Die Ostsee ist ein junges Meer. Sie entstand erst nach der letzten Eiszeit vor etwa 12000 Jahren.

Durch die starken Süßwasserzuflüsse und den begrenzten Wasseraustausch mit der angrenzenden Nordsee nimmt der Salzgehalt des Wassers von Westen nach Nordosten kräftig ab. Während der mittlere Salzgehalt der Nordsee bei etwa 35 ‰ liegt, geht er bis zum Bottnischen und Finnischen Meerbusen unter 2 ‰ zurück. Damit ist die Ostsee eines der größten Brackwassergebiete der Erde.



Abbildung 1 Der Ostseeraum

Die Küsten der Ostsee wurden durch die Eiszeit geformt. Wie die tief eingeschnittenen Buchten und Förden der westlichen Ostsee sind auch die Bodden und Haffe der südlichen Ostsee ursprünglich von den oszillierenden Gletscherzungen ausgeräumte Wannen, die sich mit dem nacheiszeitlichen Meeresspiegelanstieg mit Ostseewasser füllten.

Erst mit dem Erreichen des heutigen Meeresspiegels begannen Küstenausgleichsprozesse an Bedeutung zu gewinnen. Abbruch an exponierten Steilküsten, küstenparalleler Transport auf vorgelagerten Sandbänken und am Strand und schließlich Materialanlagerungen an flankierenden

Haken, Nehrungen und Inseln dauern seit etwa 5000 Jahren an und führen zu einem allmählichen Ausgleich der Küstenlinie.

Im Bereich der mecklenburgischen Küste ist dieser Ausgleich schon weit fortgeschritten. Mit Ausnahme des Salzhaffs bei Wismar sind kaum noch Einschnitte in der Küstenlinie zu sehen. In Vorpommern hingegen findet man die charakteristische Boddenküste vor.

Die vorpommerschen Bodden sind in der Regel zu Gewässerketten angeordnet und reihen sich etwa parallel zum ehemaligen Eisrand in Nordwest-Südost-Richtung. Ihre Abgrenzung zur Ostsee erfolgt im Wechsel von voreiszeitlichen Inseln wie z. B. Darß und Zingst und nacheiszeitlich entstandenen Nehrungen, die diese Inseln zu Barrieren verbinden.

Weiter östlich findet man wiederum Gebiete mit hohem Küstenausgleich vor, ehemalige Buchten sind nach Abschnürung von der Ostsee zu Strandseen geworden. Erst in Höhe der Danziger Bucht beginnen langgezogene Nehrungen die Küstenlinie zu bestimmen. Die hierdurch von der offenen See getrennten flachen Buchten bezeichnet man als Haffe. Die Haffküste endet in Litauen mit dem Kurischen Haff (Abbildung 2).

Im Gegensatz zu den Bodden geht die Nehrungsbildung bei den Haffen nur vom Festland aus. An den Außenseiten der Nehrungen entstanden vielfach mächtige Dünenketten.

Während an den Außenküsten der Bodden und Haffe die Materialumlagerungsprozesse weitergehen, werden die Gewässer selbst mehr und mehr von der Ostsee abgeschirmt und unterliegen einem Prozeß der Aussüßung, Eutrophierung und allmählichen Verlandung.

Bodden und Haffe sind demnach:

- mesohalin bis oligohalin: In der Regel sind sie süßer als die angrenzenden Ostseegebiete und durch Windwirkung und wechselnde Strömungen teils starken Salinitätsschwankungen unterworfen.
- eutroph bis hypertroph: Bodden und Haffe wirken als Nährstofffilter; aufgrund der Strömungsberuhigung sedimentiert ein Teil der durch Zuflüsse und terrigenen Transport eingetragenen Schwebstoffe und der an sie gebundenen Substanzen und bleibt langfristig im Gewässer festgelegt. Anthropogene Nährstoffquellen, in erster Linie die Landwirtschaft, verstärken diesen Effekt.
- flache Gewässer mit ausgedehnten schilfbewachsenen Uferzonen: Sie sind gut durchmischt und eine Schichtung liegt aufgrund der geringen Tiefe in der Regel nicht vor.

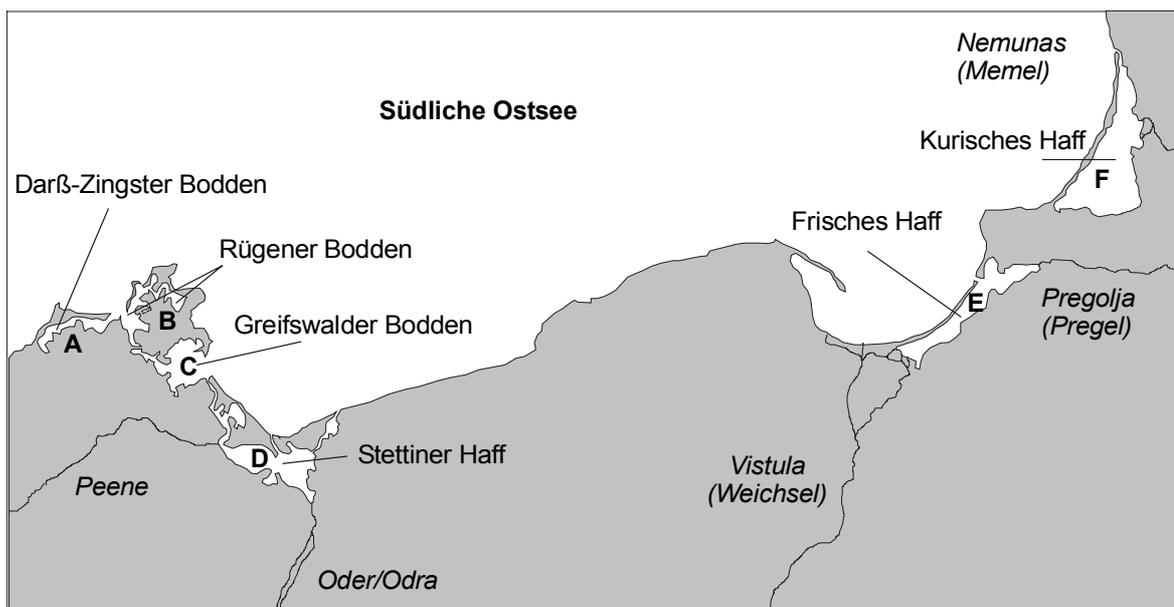


Abbildung 2 Die südliche Ostseeküste mit Bodden (A-C) und Haffen (D-F)

Im Unterschied zu den Haffen sind Boddengewässer keine echten Ästuarie. Zwar münden auch in einige Boddenketten größere Fließgewässer, wie zum Beispiel die Recknitz in den Saaler Bodden (Darß-Zingster Boddenkette), der Einfluss auf die Hydrologie, Chemie und Biologie des Boddens ist jedoch, außer in direkter Nähe der Mündung, gering. Bodden sind vor allem durch die Wechselwirkung mit der Ostsee bestimmt.

Haffe hingegen sind in Ihrer gesamten Breite und Tiefe vom einmündenden Fluss geprägt und unterscheiden sich darin von allen anderen Ostseeküstengewässern. Dieser Unterschied wird beim Vergleich der Flusseinzugsgebiete der vorpommerschen Bodden und der polnischen, litauischen und russischen Haffe deutlich (Tabelle 1).

Tabelle 1 Überblick über die Einzugsgebietsgrößen der Bodden und Haffe an der südlichen Ostseeküste mit Auflistung der einmündenden Fließgewässer und mittlerem Salzgehalt Daten aus SCHLUNGBAUM & KRECH (2000)

Gewässer	Einzugsgebiet [km ²]	Einmündende Fließgewässer (EZG > 100 km ²)	Mittlerer Salzgehalt [‰]
Darß-Zingster Bodden	1.578	Recknitz, Barthe	0,5 - 12
Westrügener Bodden	238	---	8 - 10
Rügener Binnenbodden	312	---	7 - 11
Greifswalder Bodden	665	Ryck, Westziese	6 - 8
Stettiner Haff	122.712	Oder, Uecker, Zarow, Peene	0,5 - 5
Weichselhaff	23.439	Nogat, Pregolja, Vistula	0,5 - 7
Kurisches Haff	100.458	Passarge, Nemunas	0,5 - 5

Das Stettiner Haff stellt morphologisch eine Übergangsform zwischen Bodden und Haff dar. Zwar ist die typische Beckenstruktur und die Abgrenzung durch die pleistozän entstandenen Inseln Usedom und Wolin (Abbildung 3) charakteristisch für ein Boddengewässer, der Süßwasserzustrom der Oder jedoch beeinflusst die Hydrologie des Haffs viel stärker als die angrenzende Ostsee, anders als dies bei den übrigen Bodden der Fall ist.

2.2 Das Stettiner Haff

Das Stettiner Haff oder Oderhaff ist das östlichste der deutschen Boddengewässer. Es ist durch die deutsch-polnische Staatsgrenze politisch geteilt. Im Weiteren wird der deutsche Westteil als Kleines Haff, der polnische Ostteil als Großes Haff (polnisch: Wielki Zalew) bezeichnet. Dies ist möglich, da die administrative Teilung annähernd der morphologischen entspricht.

2.2.1 Räumliche Gliederung und Bathymetrie

Das Stettiner Haff lässt sich morphologisch in zwei große Becken unterteilen. Der westliche Teil, das Kleine Haff ist 277 km² groß, das östliche Große Haff 410 km². Diese beiden Haffbecken sind über zwei Mündungsarme, die Dziwna und die Swina, mit der Pommerschen Bucht verbunden, außerdem besteht über den Peenestrom eine Anbindung an den Greifswalder Bodden. Über diese drei Verbindungen erfolgt der Wasseraustausch mit der Ostsee (Abbildung 3).



Abbildung 3 Das Stettiner Haff mit Peenestrom, Swina und Dziwna, sowie den großen einmündenden Fließgewässern

Die Tiefenverteilung ist in beiden Becken ähnlich, im Durchschnitt sind sie 3,7 bzw. 3,8 m tief. Hierbei nehmen die flachen, sandigen Uferregionen einen Großteil der Fläche ein. In zentralen Teilen des Haffs werden Tiefen bis zu 7,8 m gemessen. Eine Schichtung bildet sich in diesem flachen Wasserkörper in der Regel nicht aus.

Maximale Tiefen werden im Piastowski-Kanal erreicht, der den Hafen von Szczecin mit dem Hafen von Swinouscie (an der Swinamündung) verbindet und so quer durch das Haff verläuft. Um seine Tiefe von mindestens 12,5 m zu gewährleisten, wird die Fahrrinne regelmäßig ausgebaggert.

2.2.2 Hydrologie

Die Hydrologie des Stettiner Haffs wird vor allem durch seine Süßwasserzuflüsse bestimmt. Den mit Abstand größten Einfluss übt dabei die Oder aus, die im Südosten ins Haff mündet. Daneben spielen die anderen größeren Zuflüsse, Peene, Uecker und Zarow, mit zusammen weniger als 10 % des Oderabflusses nur lokal eine Rolle (Tabelle 2).

Tabelle 2 Überblick über die in das Stettiner Haff einmündenden Fließgewässer und ihre mittleren Abflussmengen - Daten aus HELCOM (ed.) (1998)

Einmündende Fließgewässer	Einzugsgebiet [km²]	Mittlerer Abfluss (MQ) [m³/s]
Oder	118861	574 (Mittel: 1951-1990)
Peene	5110	24 (Mittel: 1955-1995)
Uecker	2410	8,2 (Mittel: 1964-1995)
Zarow	748	2,8 (Mittel: 1974-1995)

Der Austausch mit der Ostsee richtet sich nach den Wasserständen in Haff, Oder und Pommerscher Bucht. Diese wiederum sind abhängig von der Abflussmenge der Oder und der vorherrschenden Windrichtung- und -stärke. Da die Windstärken im Winterhalbjahr in der Regel höher sind und stärkere Wasserstandsschwankungen in der Bucht auftreten, zählt man dann mehr Einstromereignisse als im Sommer (MOHRHOLZ 1998).

Ostseewasser strömt vor allem über die Swina ins Haff, während über Dziwna und Peenestrom nur etwa 30 % des Austausches stattfindet. Im Schifffahrtskanal kann es bei starken Eintromereignissen zu einer Schichtung kommen und salzreichereres Ostseewasser kann dann am Grund weit ins Haff vordringen (MORHOLZ 1998, PFEIFFER & DUWE 1993-1996).

Wann und wie oft Eintromereignisse stattfinden, wirkt sich vor allem auf den Salzgehalt des Haffwassers aus; die Konzentration dieser Ereignisse auf das Winterhalbjahr zieht einen ausgeprägten Jahresgang der Salinität nach sich, mit Minima im Frühjahr und Sommer und Maxima im Herbst und Winter.

Neben diesen regelmäßigen Schwankungen im Jahresverlauf lassen sich auch unregelmäßige, über mehrere Jahre zu beobachtende Veränderungen feststellen. Die Ursachen für solche ‚Zyklen‘ sind ebenfalls in den klimatischen Verhältnissen zu suchen. So fand in den Wintern 1983/84 und 1990/91 ein intensiver Salzwassereinstrom statt. Durch den eingeschränkten Wasseraustausch, insbesondere des Kleinen Haffs, dauerte die Aussüßung anschließend mehrere Jahre.

2.2.3 Sedimentverteilung

Das Sediment des Haffs setzt sich aus schlickigen und sandigen Bereichen zusammen.

Feine Korngrößen bedecken etwa 54 % des Haffbodens; vor allem die tieferen Bereiche unter 3,5 m sind als reine Schlickböden einzustufen. Lediglich in der Mitte zwischen Kleinem und Großem Haff mischt sich auch in größeren Tiefen Sand darunter. (MUSIELAK & OSADCZUK 1993-1996).

Reine Sandbereiche finden sich hingegen in den flachen Uferregionen. Diese, in älteren Untersuchungen als Schaare bezeichneten Sandflächen bilden an einigen Stellen regelrechte Sandbänke und Haken aus, die in die schlickigen Tiefen des Haffs hineinragen.

Der Sedimenttransport geschieht im flachen Haff vor allem durch Windeinwirkung. Lediglich der südliche Teil des Großen Haffs lässt einen Einfluss der Oder erkennen, die hier feine Korngrößen mit einem hohen Gehalt an organischen Bestandteilen ablagert. Insgesamt sind die Strömungsgeschwindigkeiten entlang des flachen Haffufers höher als im zentralen Haff. Es bleiben am Ufer also nur grobkörnigere Sande liegen, während es im tieferen Haffbecken kaum zu Umlagerungen von Sedimenten kommt. Hier suspendieren die feineren Partikel und bilden den Haffschlick (Leipe et. al. 1998).

Eine Sonderstellung nimmt der Schifffahrtskanal zwischen Odermündung und Swinouscie ein, der durch seine Tiefe von durchschnittlich 12,5 m zur Auffangrinne für die feinkörnigen Odersedimente wird. Der Schiffsverkehr und die regelmäßige Ausbaggerung führen außerdem zu einer ständigen Aufwirbelung und Umlagerung des Bodens.

Hartsubstrat findet man im Haff in Form der ausgedehnten *Dreissena* - Muschelbänke, die nach Schätzungen von GÜNTHER (1998) (in FENSKE (2002)) etwa 20 % des Kleinen Haffs bedecken und sich entlang der Grenze zwischen flachem Sandboden und tiefen Schlickbereichen hinziehen. Ansatzpunkte zur Koloniebildung von *Dreissena polymorpha*, die auf Hartsubstrat angewiesen ist, bieten Bänder aus Molluskenschalen, die von der Strömung an den Rand der Sandflächen verfrachtet werden.

2.2.4 Physikochemie im Untersuchungszeitraum

Die Angaben zur Physikochemie stützen sich auf Daten aus dem deutsch-polnischen Monitoringprogramm im Stettiner Haff. Im Rahmen dieses Programms werden seit 1965 chemische und physikalische Parameter des Sediments und der Wassersäule an 12 Stationen im Haff ermittelt (näheres siehe BANGEL 2001). Für diese Untersuchung wurden die Parameter Salinität (bodennahe Schicht), Sauerstoffsättigung (bodennahe Schicht), Gesamtstickstoffgehalt (Oberfläche) und Gesamtphosphatgehalt (Oberfläche) ausgewählt.

Salinität

Die Salinität des Oderhaffs ist eng mit der Hydrologie gekoppelt, die Ein- und Ausstromverhältnisse und die daraus folgenden Schwankungen des Salzgehalts wurden daher bereits in Kapitel 2.2.2. ‚Hydrologie‘ dargelegt. Abbildung 4 zeigt den Verlauf der Salinität in Grundnähe.

Im Untersuchungszeitraum schwankte der Salzgehalt in Grundnähe zwischen nahe null und 4,2 ‰. Während im Jahre 2001 die meisten Werte aller Stationen im Bereich von 0,5 bis 1,5 ‰ lagen, stieg der Salzgehalt im Sommer und Herbst des Jahres 2002 bis auf Werte zwischen 2 und 4 ‰ an. Trotz seines ausgeprägten Süßwassercharakters im Sommer 2001 ist das Haff nach Vorgabe der Wasserrahmenrichtlinie, die sich am Venedig-System orientiert, mit mittleren Salzgehalten von über 0,5 ‰ und unter 5 ‰ als oligohalin zu bezeichnen.

Während das Jahr 2001 im Vergleich zum langjährigen Mittel unterdurchschnittliche Salzgehalte aufwies, zeigten die Salinitätsschwankungen im Jahre 2002 keine Auffälligkeiten (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

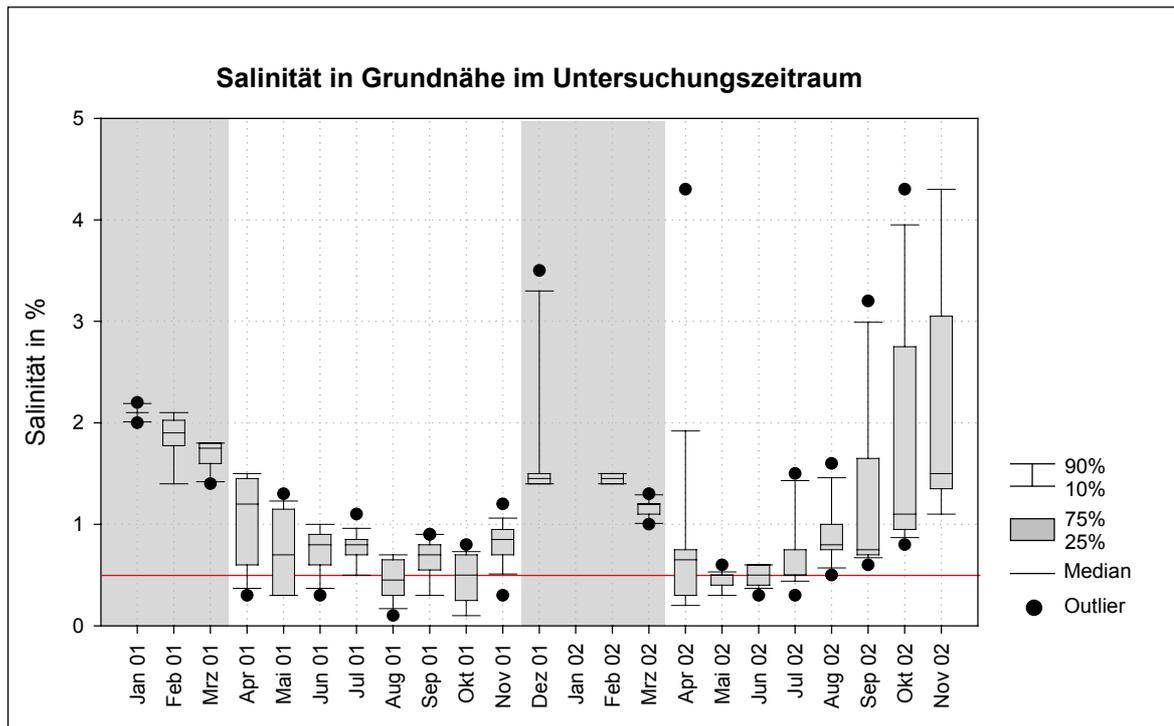


Abbildung 4 Überblick über die Salinität in Grundnähe in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden
 Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Sauerstoffhaushalt

Aufgrund der im allgemeinen geringen Wassertiefen des Haffs (s. Kapitel 2.2.1 ‚Räumliche Gliederung und Bathymetrie‘) ist der Wasserkörper zu allen Jahreszeiten gut durchmischt. Trotzdem kann es aufgrund der hohen Produktionsraten während der Algenblüte im Frühjahr und Sommer zu anschließenden Sauerstoffdefiziten in Grundnähe kommen. Abbildung 5 zeigt die Sauerstoffverhältnisse in Grundnähe.

Im Untersuchungszeitraum schwanken die Sättigungswerte in Grundnähe zwischen Extremen von 20 % im Juli 2001 und 160 % im August 2002. Der Großteil der gemessenen Werte liegt jedoch zwischen 80 % und 120 %. Eine Übersättigung wurde jeweils im April und Mai an 75 % aller Stationen festgestellt, starke Zehrungsprozesse am Boden setzen in den anschließenden Sommermonaten Juni, Juli und August ein. Die hohe Streuung der Werte weist auf die räumliche Heterogenität der Produktions- und Zehrungsprozesse während der Vegetationsperiode hin. Die Herbst und Wintermonate hingegen, insbesondere im Jahr 2001, zeichnen sich durch eine gleichmäßige Verteilung der O₂-Sättigungswerte im gesamten Haffkörper aus.

Die Schwankungen der Sauerstoffsättigung im Untersuchungszeitraum liegen im langjährigen Mittel (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

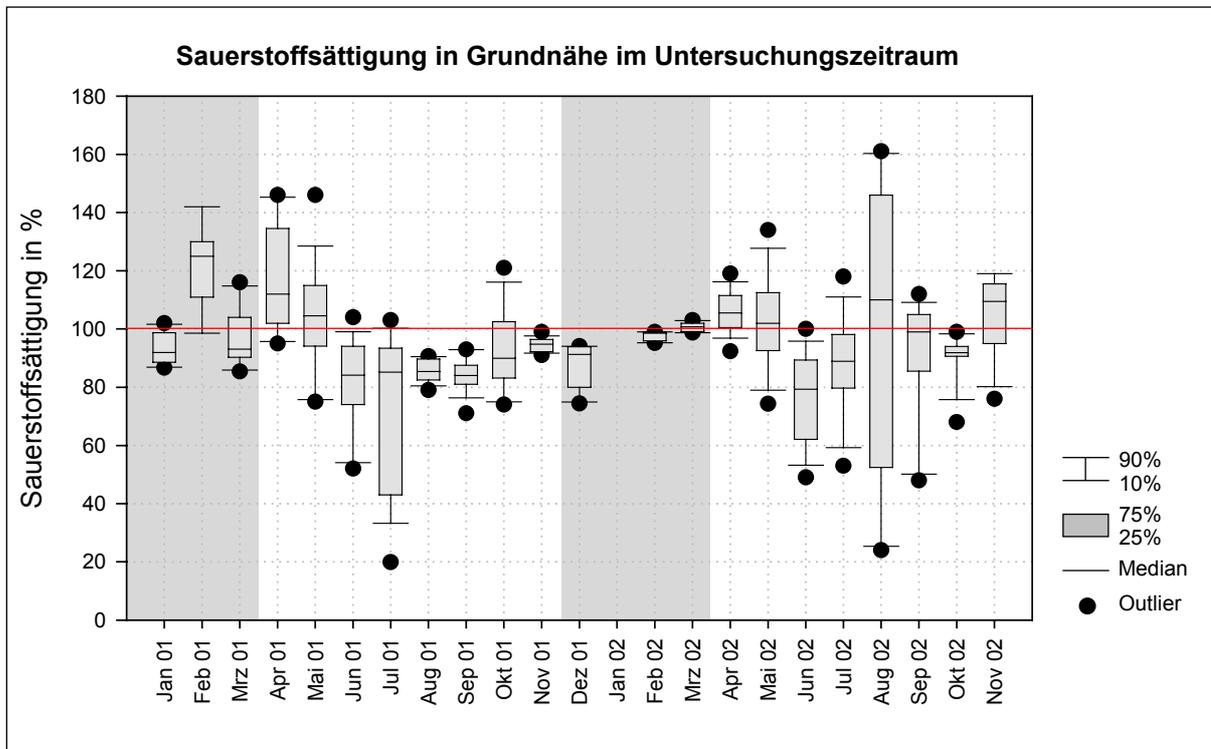


Abbildung 5 Überblick über die Sauerstoffsättigung in Grundnähe in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden
Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Meckenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Nährstoffdynamik

Die Einträge von Nährstoffen ins Stettiner Haff werden maßgeblich durch die Oder bestimmt.

Neben den Einleitungen durch Landwirtschaft und Industrie im Oder-Einzugsgebiet ist für das Haff besonders die Stadt Szczecin (Stettin) von Bedeutung. Etwa 40 km oberhalb der Odermündung gelegen, wird das Abwasser der über 400.000 Einwohner nach wie vor unzureichend geklärt und führt in der Oder und mithin auch im Stettiner Haff zu einer starken organischen Belastung (LEIPE et. al. 1998).

Die Verteilung der Nährstoffe richtet sich nach den Haffströmungen, diese wiederum hängen von Wasserstand, Windstärke und Windrichtung ab. Dies sowie der Verbrauch und die Umwandlung der eingetragenen Nährstoffe durch Organismen und im Sediment führen zu charakteristischen Jahrgängen der einzelnen Komponenten im System (näheres siehe BANGEL 2001).

Stickstoff

Zur Darstellung der N-Komponente im Wasserkörper des Haffs wurde der Gesamtstickstoffgehalt gewählt (Abbildung 6). Er setzt sich zusammen aus NO_3 , NO_2 und NH_3 . Im Gegensatz zu Salinität und Sauerstoff fanden die Messungen an der Wasseroberfläche statt.

Die Gesamtstickstoffgehalte im Untersuchungszeitraum schwanken zwischen knapp 50 $\mu\text{mol/l}$ im September 2001 und etwa 260 $\mu\text{mol/l}$ im April 2001. Insbesondere im Jahr 2001 sind starke Schwankungen des Stickstoffgehaltes zu beobachten, meist liegen die Werte jedoch zwischen 100 $\mu\text{mol/l}$ und 200 $\mu\text{mol/l}$, wobei im Frühsommer insgesamt niedrigere Gehalte auftraten. Im Jahr 2002 hingegen ist die Periode in der Messwerte aus dem gesamten Haff vorlagen sehr einheitlich, mit Werten zwischen etwa 75 $\mu\text{mol/l}$ Stickstoff und 150 $\mu\text{mol/l}$ Stickstoff. Ein Jahresgang ist für das gesamte Haff kaum auszumachen.

Die gemessenen Werte liegen für das Jahr 2001 über dem langjährigen Mittel. Im Jahr 2002 hingegen wurden keine Abweichungen vom langjährigen Mittel festgestellt (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

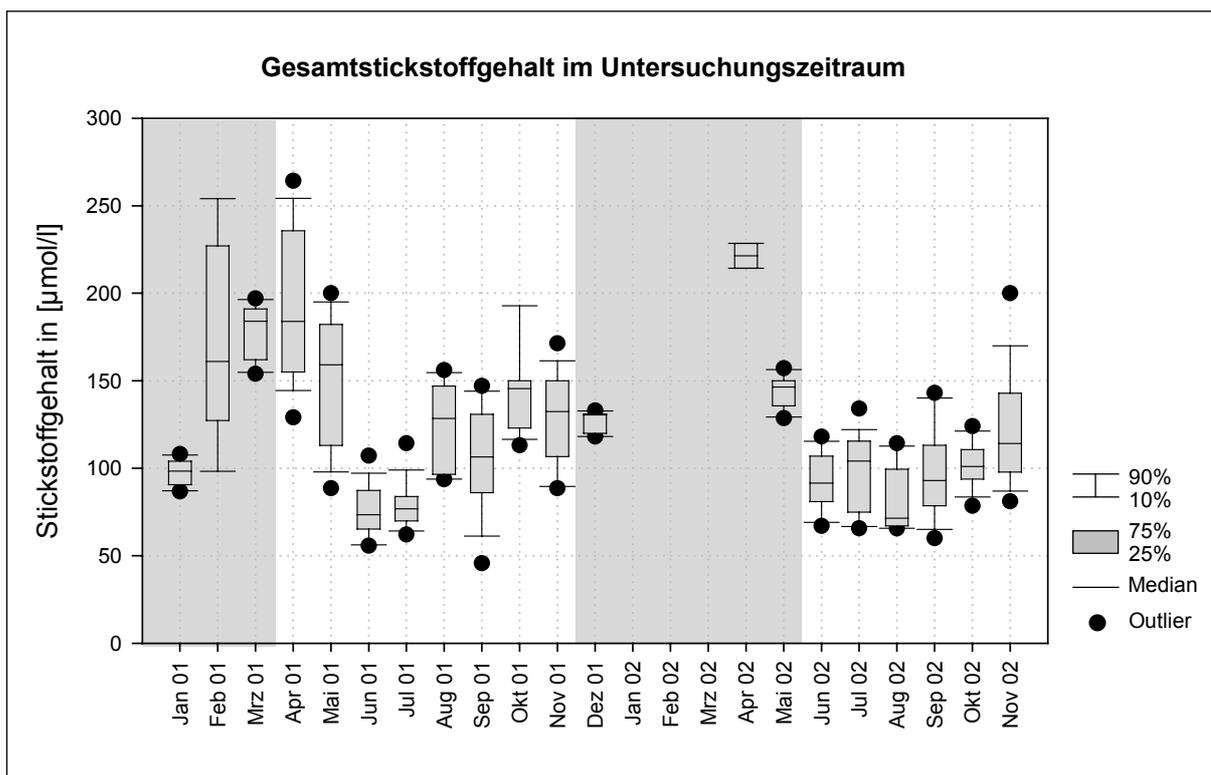


Abbildung 6 Überblick über den Gesamtstickstoffgehalt des Wasserkörpers in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden
 Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Meckenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Phosphat

Zur Darstellung der P-Komponente im Wasserkörper des Haffs wurde der Gesamtphosphatgehalt gewählt (Abbildung 7). Ebenso wie der Gesamtstickstoffgehalt wurde der Phosphatgehalt an der Wasseroberfläche gemessen.

Die Phosphatgehalte im Haff betragen im Untersuchungszeitraum zwischen 2 $\mu\text{mol/l}$ im Mai 2001 und über 23 $\mu\text{mol/l}$ im August 2001. Bei der Beprobung des Großen Haffs im Mai 2002 sank der Wert an einer Station gegen null. Es ist ein Jahregang zu beobachten, mit hohen Werten in den Sommermonaten August und September und niedrigeren Werten im Winter (soweit Daten vorhanden waren) und Frühjahr. Diese Schwankungen bleiben im Wesentlichen im Bereich von etwa 3 $\mu\text{mol/l}$ bis 10 $\mu\text{mol/l}$. Lediglich im August und September 2001 war ein Anstieg auf deutlich über 10 $\mu\text{mol/l}$ zu beobachten.

Nach BANGEL 2001 lassen sich plötzliche Anstiege des Phosphatgehaltes im Haff häufig auf eine Rücklösung von Phosphat aus dem Sediment zurückführen. Insbesondere während windstillen Perioden im Sommer, die eine Durchmischung des Wasserkörpers verhindern und damit die Sauerstoffversorgung der bodennahen Schicht erschweren, ist eine abrupte Freisetzung großer Mengen im Sediment festgelegten Phosphats anzunehmen.

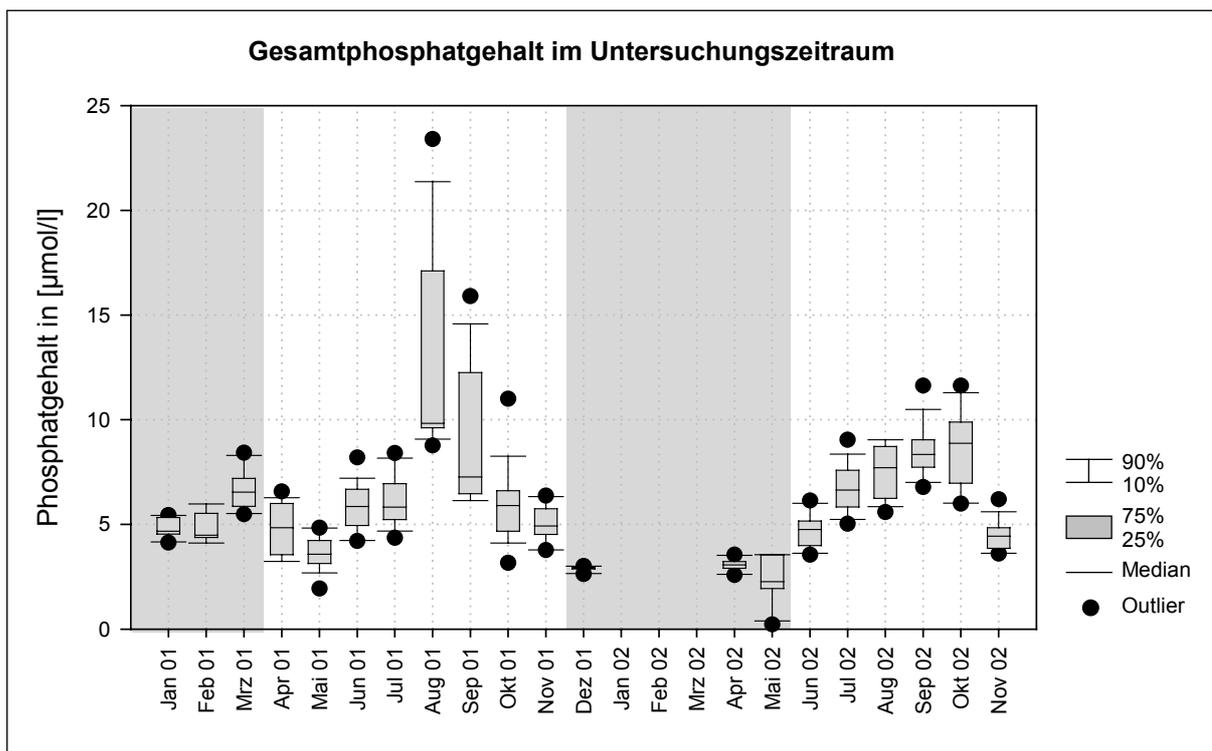


Abbildung 7 Übersicht über den Gesamtphosphatgehalt des Wasserkörpers in den Jahren 2001 und 2002; grau unterlegt sind Perioden in denen nicht alle Stationen beprobt wurden
 Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Die Phosphatgehalte lagen in beiden Jahren unter dem langjährigen Mittel, mit Ausnahme der hohen Konzentrationen im August und September 2001 (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

Das LUNG (Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern) klassifiziert jährlich die im Rahmen des Monitoringprogramms erhobenen Parameter und ordnet die Küstengewässer in ein landesinternes Trophiesystem ein. Die Kriterien, nach denen die Einordnung erfolgt sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3 Klassifikation des Trophiegrades nach dem Verfahren des LUNG. BACHOR ET. AL. (1991). Tabelle entnommen aus BANGEL (2001)

Klasse	1	2	3	4	5	6
Trophiegrad	oligotroph	mesotroph	eutroph	stark eutroph	polytroph	hypertroph
Kriterien						
PO ₄ -P	< 0.5	< 1.5	< 3	< 5	< 10	> 10
P _t	< 1	< 3	< 6	< 10	< 20	> 20
DIN	< 10	< 30	< 60	< 100	< 200	> 200
Phytoplanktonvolumen	< 1	< 5	< 10	< 20	< 40	> 40
Chlorophyll-a	< 2	< 10	< 25	< 50	< 100	> 100
Sichttiefe	> 6	> 4	> 2	> 1	> 0.5	< 0.5
Schwankungsbreite der O ₂ -Sättigung	90 - 110	80 - 130	60 - 150	40 - 200	20 - 250	0 - 300
BSB ₂	< 2	< 4	< 6	< 8	< 10	> 10
CSV _{mn}	< 4	< 8	< 16	< 24	< 40	> 40

Das Stettiner Haff ist nach diesen Kriterien im Untersuchungszeitraum als polytroph einzustufen.

3. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie

Mit der Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften am 22.12.2000 wurde die ‚Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik‘ (im weiteren Wasserrahmenrichtlinie oder WRRL abgekürzt) in Kraft gesetzt. *„Ziel dieser Richtlinie ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt, ...“* (WRRL Artikel 1, Absatz a).

Im Unterschied zu früheren Gesetzen und Richtlinien wird sich die Bewertung von Gewässern nicht mehr nur an Grenzwerten verschiedener Schadstoffe orientieren, sondern im Wesentlichen am Zustand der in ihnen existierenden Biozönose. Die Wirkung anthropogener Eingriffe auf die Lebensgemeinschaft der Gewässer zu erfassen und zu beurteilen stellt daher in Zukunft eine vorrangige Aufgabe der Gewässerbewirtschaftung dar.

Um die Vorgehensweise europaweit zu koordinieren und dem Gewässernetz als Gesamtökosystem Rechnung zu tragen, werden die zuständigen Behörden aufgefordert, die Bewirtschaftung der Gewässer in Zukunft einzugsgebietsorientiert zu planen und Maßnahmen unabhängig von administrativen Grenzen gemeinsam durchzuführen.

3.1 Ziele und Grundsätze der Wasserrahmenrichtlinie

Konkret soll für alle Oberflächengewässer (ausgenommen ‚erheblich veränderte‘ und ‚künstliche Gewässer‘) bis 2015 ein ‚guter Zustand‘ erreicht sein, der sich aus einem ‚guten ökologischen Zustand‘ und einem ‚guten chemischen Zustand‘ zusammensetzt. Die Beschreibung des ‚guten Zustandes‘ findet sich im Anhang V der WRRL.

Um dieses Ziel zu erreichen ist in den Mitgliedsstaaten folgendes Verfahren einzuhalten:

Bis 2004 soll die

- Abgrenzung und Beschreibung von Flussgebietseinheiten,
- Typisierung der Oberflächengewässer,
- Festlegung der Referenzbedingungen für Oberflächengewässer und
- Ermittlung der signifikanten anthropogenen Belastungen

erfolgen.

Bis 2006 soll die Überwachung und Darstellung des Zustandes der Oberflächengewässer folgen. Im einzelnen betrifft dies die

- Ermittlung des Zustandes der Oberflächengewässer
- Überwachungserfordernisse und die Überwachungsfrequenz,
- Darstellung der Ergebnisse,

- Ausweisung erheblich veränderter Gewässer und
- Vergleichbarkeit der biologischen Überwachungsergebnisse.

Auf der Grundlage der entwickelten Bewertungs- und Überwachungsverfahren sollen schließlich Bewirtschaftungspläne erarbeitet und Maßnahmenprogramme zur Erreichung oder Erhaltung des ‚guten Zustandes‘ entworfen werden.

Im Folgenden werden die einzelnen Schritte, soweit sie im Rahmen dieser Arbeit für das Stettiner Haff von Bedeutung sind, genauer erläutert.

Abgrenzung und Beschreibung von Flussgebietseinheiten

Die Gewässerbewirtschaftung wird sich in Zukunft am Einzugsgebiet eines Gewässers orientieren; dazu zählen alle Fließ- und Stillgewässer ebenso wie Mündungsbereiche und sich anschließende Küstengewässer. Die Mitgliedstaaten werden dazu aufgefordert, die einzelnen Einzugsgebiete ihres Hoheitsgebietes Flussgebietseinheiten zuzuordnen, in denen dann *„...die Anforderungen dieser Richtlinie zur Erreichung der Umweltziele...und insbesondere alle Maßnahmenprogramme...koordiniert werden“* (WRRL Artikel 3, Absatz 4). Dieser Ansatz ersetzt die administrative ‚Zerstückelung‘ der Gewässer durch eine ökosystemorientierte Betrachtungsweise.

Das Stettiner Haff ist der internationalen Flussgebietseinheit der Oder zuzuordnen, die nach dem Beitritt Polens und Tschechiens zur EU am 01.01.2004 gänzlich im Geltungsbereich der WRRL liegen wird. Für weitere Maßnahmen am Haff bedeutet dies die Notwendigkeit einer engen Zusammenarbeit deutscher, tschechischer und polnischer Behörden, um das Qualitätsziel des guten Gewässerzustands zu erreichen.

Typisierung der Oberflächengewässer

Nach der Ausweisung von Flussgebietseinheiten werden die Oberflächenwasserkörper nach morphologischen und biologischen Kriterien in Gewässerarten und schließlich in Gewässertypen untergliedert. Ziel dieser Einstufungen ist es, typbezogene Leitbilder zu erstellen, anhand derer die ökologische Bewertung erfolgen soll.

Es werden zunächst folgende Gewässerarten unterschieden: Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer. Sind natürliche Gewässer *„...durch physikalische Veränderungen durch den Menschen in ihrem Wesen erheblich verändert...“* (WRRL Artikel 2, Absatz 9), so können sie als ‚erheblich veränderte Gewässer‘ ausgewiesen und wie künstliche Gewässer behandelt werden.

Die Ostsee, als ein von Gezeiten nahezu unbeeinflusstes Ökosystem, stellt in diesem Rahmen einen Sonderfall dar. Da die WRRL unter Übergangsgewässern vor allem gezeitenbeeinflusste Ästuare, z.B. von Elbe oder Weser versteht, werden die Boddengewässer vom Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) und vom Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) als Küstengewässer im Sinne der WRRL behandelt.

Die Einstufung in Gewässertypen soll nach zwei in Anhang II WRRL beschriebenen Systemen vorgenommen werden. In Deutschland „...wird das System B der WRRL unter Hinzuziehung biologischer Befunde (nach System A) angewandt“ (LAWA 2001). Für Küstengewässer richtet sich die Untergliederung in System A zunächst nach großräumigen Ökoregionen und weiterführend nach dem durchschnittlichen jahresbezogenen Salzgehalt und der durchschnittlichen Tiefe. System B beinhaltet vier obligatorische Faktoren und weitere acht optionale Faktoren, die den Gewässertyp ergänzend beschreiben (Tabelle 4 und 5).

Tabelle 4 Parameter zur Typisierung von Küstengewässern nach System A der WRRL

System A Feststehende Typologie	Deskriptoren
Ökoregion	Ostsee Barentsee Norwegische See Nordsee Nordatlantik Mittelmeer
Typ	<u>Jahresbezogener durchschnittlicher Salzgehalt</u> < 0,5 ‰: Süßwasser 0,5 bis < 5 ‰: oligohalin 5 bis < 18 ‰: mesohalin 18 bis 30 ‰: polyhalin 30 bis 40 ‰: euhalin <u>Durchschnittliche Tiefe</u> Flachwasser: < 30 m Wasser mittlerer Tiefe: (30-200 m) Tiefsee: > 200 m

Tabelle 5 Parameter zur Typisierung von Küstengewässern nach System B der WRRL

System B Alternative Beschreibung	Physikalische und chemische Faktoren, die die Eigenschaften des Küstengewässers und somit die Struktur und Zusammensetzung der Biozönosen bestimmen
Obligatorische Faktoren	Geographische Breite Geographische Länge Salzgehalt Tiefe
Optionale Faktoren	Strömungsgeschwindigkeit Wellenexposition durchschnittliche Wassertemperatur Durchmischungseigenschaften Trübung Rückhaltungsdauer (bei eingeschlossenen Buchten) Durchschnittliche Zusammensetzung des Substrats Schwankungsbereich der Wassertemperatur

In der vorläufigen Typologie von LANU S-H und LUNG M-V (s. Anhang I) werden zunächst innere und äußere Küstengewässer unterschieden. Der Unterschied besteht im wesentlichen in der Exposition zur offenen Ostsee. Die inneren Küstengewässer, zu denen alle Boddengewässer zählen, werden anhand des Salzgehaltes in ‚mesohaline innere Küstengewässer‘ und ‚oligohaline innere Küstengewässer‘ unterteilt. Das Stettiner Haff zählt zum Typ B1 der oligohalinen inneren Küstengewässer (Tabelle 6).

Tabelle 6 Beschreibung des Typs B 'oligohaline innere Küstengewässer'
Auszug aus der vorläufigen Typologie der Ostseeküstengewässer vom Landesamt für Natur- und Umwelt Schleswig-Holstein und Landesamt für Umwelt und Naturschutz Mecklenburg-Vorpommern (vollständige Tabelle im Anhang I)

Typ B1 oligohaline innere Küstengewässer	Subtyp B1a	β-oligohalin	0,5 – 3 ‰	Tidenhub: mikrotidal Tiefe: < 30 m Exposition: geschützte Buchten Durchmischung: teilweise durchmischt Sedimente: Schlack, Sand
	Subtyp B1b	α-oligohalin	3 – 5 ‰	- vorwiegend limnische Organismen (B1a) - Grenze für limnische Populationen (B1b)

Innerhalb dieses Typs ist das Haff aufgrund seiner geringen Salinität dem Subtyp B1a zuzuordnen.

Festlegung der Referenzbedingungen für Oberflächengewässer

Nach WRRL Anhang II Nr. 1.3 sind für jeden Gewässertyp spezifische hydromorphologische, physikalisch-chemische und biologische Referenzbedingungen festzulegen. Der Referenzzustand entspricht dabei dem in Anhang V WRRL beschriebenen ‚sehr guten ökologischen Zustand‘, der bei ‚Abwesenheit störender Einflüsse‘ im Gewässer vorherrscht.

Da die Küstengewässer der Ostsee seit langem einer intensiven anthropogenen Nutzung unterliegen, ist die Herleitung von Referenzbedingungen ein Problem. Anders als bei Fließgewässern oder Seen, wo zumindest einige dem ‚sehr guten ökologischen Zustand‘ nahe kommen und daher als Referenzgewässer dienen können, sind die Boddengewässer ohne Ausnahme biologisch und chemisch, zum Teil auch strukturell, beeinträchtigt. Referenzgewässer im Sinne der WRRL liegen nicht mehr vor (SAGERT & DAHLKE 2002). Versuche, den ungestörten Zustand mit Hilfe mathematischer Modelle zu simulieren oder anhand historischer Aufzeichnungen zu rekonstruieren werden derzeit von Arbeitsgruppen aus Rostock (Schubert, Uni Rostock, Schernewski, IOW) und Greifswald (Sagert & Dahlke, Uni Greifswald) unternommen.

Ermittlung der signifikanten anthropogenen Belastungen

Die Mitgliedstaaten sind dafür verantwortlich, Daten über die Art und das Ausmaß der signifikanten anthropogenen Belastungen in den Einzugsgebieten der Wasserkörper zu erheben. Konkret betrifft dies die aus städtischen, industriellen, landwirtschaftlichen und anderen Anlagen stammende Verschmutzung durch Punktquellen sowie diffuse Quellen. Die betreffenden Schadstoffe sind in Anhang VIII WRRL aufgeführt. Ebenso sollen Wasserentnahme, Abflussregulierung und damit verbundene Veränderungen der Gewässermorphologie ermittelt und überwacht werden.

Sollten die ermittelten Daten nahe legen, dass die Oberflächenwasserkörper einer Flussgebietseinheit die Umweltqualitätsziele nicht erreichen, so sind die Anrainer verpflichtet, eine genaue Beschreibung vorzunehmen und die Überwachung sowie die Maßnahmenprogramme danach auszurichten.

Für das Stettiner Haff betrifft dies vor allem Nitrate und Phosphate, die im Anhang VIII WRRL als ‚Stoffe, die zur Eutrophierung beitragen‘ im Verzeichnis der wichtigsten Schadstoffe aufgeführt sind.

Ermittlung des Zustandes der Oberflächengewässer

Die Ermittlung des chemischen Zustandes erfolgt anhand der in Anhang IX WRRL aufgeführten Umweltqualitätsnormen, sowie anderer Gewässerschutzrichtlinien der EU (Trinkwasserrichtlinie, Nitratrichtlinie u.a.).

Um die ökologische Qualität der Wasserkörper zu ermitteln, sieht die WRRL eine Reihe von biologischen, hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Kenngrößen vor. Der ökologische Zustand wird vorrangig über die biologischen Qualitätskomponenten bestimmt, deren Zusammensetzung sich nach der Art des Gewässers richtet. Für Küstengewässer sind dies Phytoplankton, Großalgen, Angiospermen und Makrozoobenthos. Für diese Kenngrößen müssen stets Artzusammensetzung und Abundanz, im Falle des Phytoplanktons auch die Biomasse bestimmt werden.

Im Anhang V werden schließlich fünf „ökologische Güteklassen“ definiert, die aus dem Vergleich der vorgefundenen Lebensgemeinschaften eines Gewässers mit dessen biologischem Referenzzustand zu ermitteln sind. Es ist ein sehr guter, guter, mäßiger, unbefriedigender oder schlechter Zustand zu erreichen. Die Bedingungen für die drei oberen Klassen sind in Tabelle 7 erläutert.

Tabelle 7 Definition der 'ökologischen Güteklassen' für die Qualitätskomponente 'Benthische wirbellose Fauna' nach WRRL

Komponente	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Benthische wirbellose Fauna	Der Grad der Vielfalt und Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Alle störungsanfälligen Taxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse gegeben sind, sind vorhanden.	Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt geringfügig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht. Die meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden.	Der Grad der Vielfalt und Abundanz der wirbellosen Taxa liegt mäßig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht. Es sind Taxa vorhanden, die auf Verschmutzung hindeuten. Viele empfindliche Taxa der typspezifischen Gemeinschaften fehlen.

Neben den biologischen Qualitätskomponenten sieht die WRRL eine Reihe hydromorphologischer und chemisch-physikalischer Parameter vor, die die Zustandklassen ergänzend beschreiben sollen. Sie dienen sowohl der Festlegung der Referenzbedingungen, als auch der Bewertung der ökologischen Wasserqualität, haben aber nicht das Gewicht der biologischen Kenngrößen. Die für die Küstengewässer relevanten Faktoren sind in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8 Für die Bewertung der Küstengewässer nach WRRL relevante hydromorphologische und chemisch-physikalische Kenngrößen

Hydromorphologische Kenngrößen		Chemisch-physikalische Kenngrößen	
Morphologie	Tidenregime	Allgemein	Spezifische Schadstoffe
Tiefenvariation Struktur und Substrat des Meeresbodens Struktur der Gezeitenzone	Richtung der vorherrschenden Strömungen Wellenbelastung	Sichttiefe Temperaturverhältnisse Sauerstoffhaushalt Salzgehalt Nährstoffverhältnisse	Prioritäre Stoffe Sonstige Schadstoffe

Überwachungserfordernisse und die Überwachungsfrequenz

Wurde die chemische und ökologische Qualität der Oberflächenwasserkörper anhand der in Anhang V WRRL genannten Kenngrößen ermittelt, so sieht die WRRL eine regelmäßige Überwachung der Gewässer vor. *„Das Überwachungsnetz muss so ausgelegt sein, dass sich daraus ein kohärenter und umfassender Überblick über den ökologischen und chemischen Zustand in jedem Einzugsgebiet gewinnen lässt und sich die Wasserkörper im Einklang mit den normativen Begriffsbestimmungen der Randnummer 1.2 in fünf Klassen einteilen lassen“* (WRRL Anhang V Absatz 1.3).

Dabei wird zwischen der überblicksweisen und der operativen Überwachung unterschieden.

Die überblicksweise Überwachung dient der Bewertung langfristiger Veränderungen in der gesamten Flussgebietseinheit. Es sollen dafür vorwiegend Stellen an größeren Flüssen und Seen ausgewählt werden, deren Überwachung für das Gesamteinzugsgebiet aussagekräftig ist.

Die operative Überwachung hingegen betrifft vor allem Gewässer, die das Qualitätsziel ‚guter Zustand‘ voraussichtlich nicht erreichen werden. Sie soll während der Geltungsdauer eines Bewirtschaftungsplans zusätzlich durchgeführt werden, um den Erfolg der unternommenen Maßnahmen zu überprüfen und gegebenenfalls Schwachstellen offen zu legen.

Angaben zur Überwachungsfrequenz finden sich in WRRL Anhang V Absatz 1.3.4. Diese Zeiträume sind von den Mitgliedstaaten den örtlichen Gegebenheiten anzupassen, sollten aber, insbesondere bei der operativen Überwachung, nicht überschritten werden. Für Küstengewässer werden im Falle der biologischen Kenngrößen Wirbellosenfauna und Gewässerflora drei Jahre vorgeschlagen, für das Phytoplankton sechs Monate.

In Einzelfällen schließlich kann von den Mitgliedsstaaten eine Überwachung zu Ermittlungszwecken eingeleitet werden, die beispielsweise ungeklärte Überschreitungen der vorgeschriebenen Qualitätsnormen untersuchen soll.

Darstellung der Ergebnisse

Um eine EU-weit einheitliche Darstellung des Gewässerzustand zu erreichen macht die WRRL in Anhang V Absatz 1.4 genaue Vorgaben. Danach *„...wird die Einstufung des ökologischen Zustands für den jeweiligen Wasserkörper durch die jeweils niedrigeren Werte für die Ergebnisse der biologischen und physikalisch-chemischen Überwachung für die ... relevanten Qualitätskomponenten dargestellt.“*

Als Endprodukt sind zwei Karten, zur ökologischen Wasserqualität und zur chemischen Wasserqualität, zu erarbeiten.

Ausweisung erheblich veränderter Gewässer

„Gewässer können dann als künstlich oder erheblich verändert ausgewiesen werden, wenn Maßnahmen zur Herstellung des guten Zustands (durch eine Verbesserung der hydromorphologischen Bedingungen) signifikante negative Auswirkungen auf bestimmte Nutzungen hätte, wie Schifffahrt, Wasserkraft und Hochwasserschutz“ (LAWA 2001).

Für das Stettiner Haff betrifft dies den Piastowski-Kanal, der für die Verbindung der Häfen in Stettin und Swinouscie von erheblicher Bedeutung ist. Die Auswirkungen des Kanals auf den ökologischen Zustand des gesamten Haffs sind noch ungeklärt, daher wird er in dieser Arbeit nicht gesondert behandelt und das Stettiner Haff als natürliches Gewässer betrachtet.

Vergleichbarkeit der biologischen Überwachungsergebnisse

Um eine Vergleichbarkeit der verschiedenen nationalen Bewertungssysteme zu gewährleisten, werden sie schließlich mit Hilfe einer Environmental Quality Ratio

interkalibriert. Hierzu erfolgt zunächst eine Umrechnung der Ergebnisse der spezifischen Verfahren in eine Skala zwischen 0 und 1, anschließend wird die Grenze zwischen gutem und mäßigem Zustand international festgelegt. Die nationalen Klassengrenzen für die einzelnen Qualitätskomponenten haben sich dann dieser Grenze anzupassen (LAWA 2001).

3.2 Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Ostseeraum

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie obliegt den nationalen Behörden. Aufgrund der neuen Ansätze und des engen Fristenplans erfordert die Umsetzung der WRRL aber umfangreiche, nationale sowie internationale Forschung. Daher sind in den letzten Jahren eine Reihe von Projekten angestoßen worden, die sich schwerpunktmäßig mit der Bewertung beschäftigen: für Makrophyten und Phytoplankton (Arbeitsgruppe Schubert, Rostock) und für Zoobenthos (Institut für angewandte Ökologie, Broderstorf). Insbesondere die Küstengewässer sind jedoch durch ihre Größe und Lage nicht immer einer nationalen Flussgebietseinheit zuzuordnen. Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für die Küstengewässer der Ostsee erfordert daher eine enge Zusammenarbeit aller Anrainerstaaten.

Im Rahmen des EU-Projektes CHARM (Characterisation of the Baltic Sea Ecosystem: Dynamics and Function of Coastal Types) soll internationale Begleitforschung zur Umsetzung der WRRL in den Küstengewässern der Ostsee stattfinden. Das Projekt beteiligt sich schwerpunktmäßig an der Ableitung und Entwicklung

- einer ostseeweiten Typologie für die Küstengewässer,
- von ökologischen Indikatoren für die Bewertung der Gewässergüte sowie
- von hydrochemischen und biologischen Referenzwerten.

An dem Projekt sind Forschungsinstitute und Behörden aus allen Ostseeanrainerstaaten der EU sowie der neuen Beitrittsstaaten im Ostseeraum beteiligt.

Die Arbeiten wurden im Januar 2002 begonnen und verteilen sich auf 7 Arbeitsgruppen: Typologie, Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos, Hydrochemie, Monitoring und Öffentlichkeitsarbeit.

Die vorliegende Arbeit soll den Teilbereichen Makrozoobenthos und Monitoring zuarbeiten.

4. Material und Methoden

4.1 Erfassung des Makrozoobenthos

Die Untersuchung der Benthosfauna erfolgte an elf Stellen vom Ufer aus. Zusätzlich wurde im August 2001 ein Transekt von Norden nach Süden über das Haff gefahren. Die Lage der Probestellen ist der Abbildung 8 zu entnehmen. Genauere Angaben folgen im Abschnitt 4.1.2 ‚Probestellen‘.

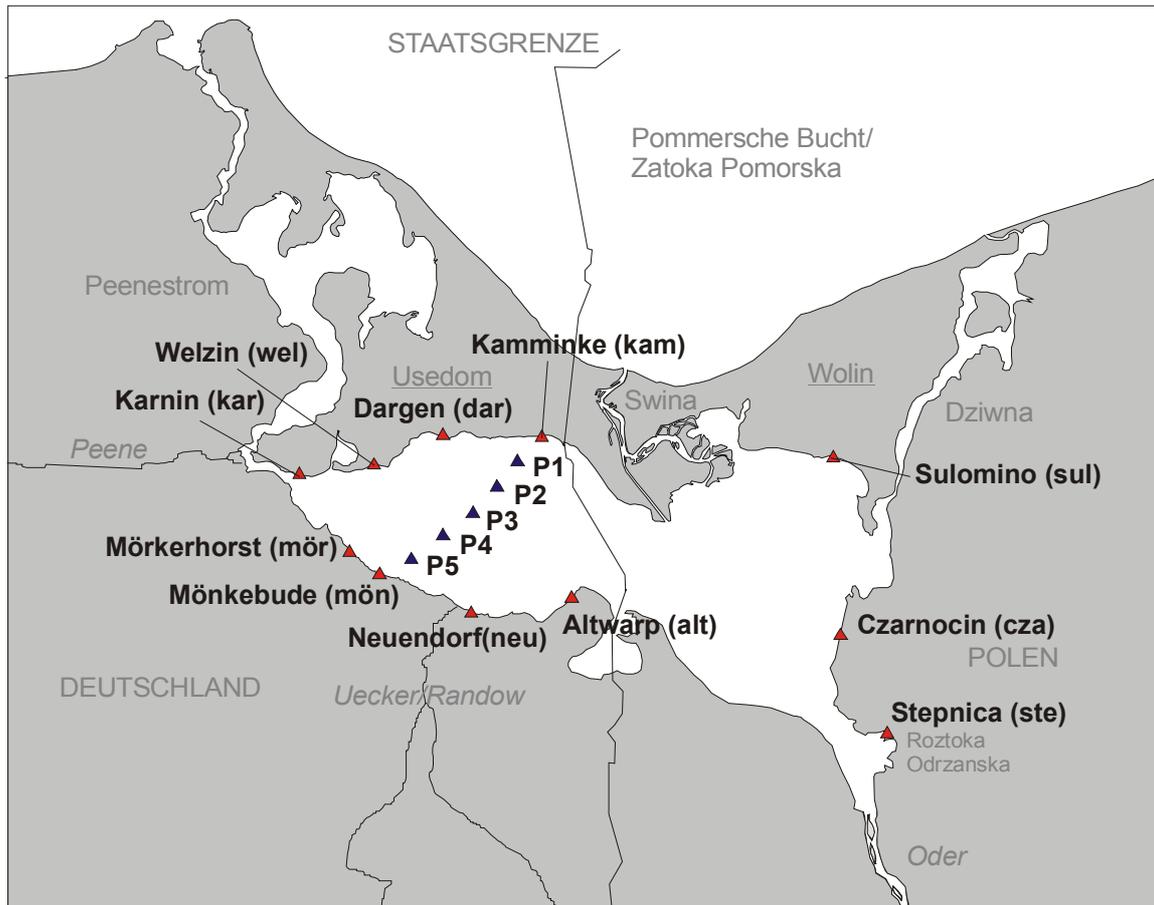


Abbildung 8 Lage der Probestellen

▲ Uferstellen

▲ Transektstellen

4.1.1 Methodik und Termine

Ufer

Die Makrozoobenthosbesiedlung wurde an elf Stationen rund um das Oderhaff sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst.

Quantitative Probenahme

Mit Hilfe eines Stechrohres (beprobte Fläche: 78,5 cm²) wurden 30 cm lange Sedimentkerne entnommen. Die Probe wurde noch im Feld durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 1 mm gespült und anschließend in Vierkantgefäße mit Ethanol bzw. Formol überführt.

An jeder Probestelle wurden drei Proben gezogen, um die Ergebnisse statistisch abzusichern.

Die fixierten Proben wurden später im Labor unter dem Binokular aussortiert, die Tiere gezählt und, wenn möglich, bis auf Artniveau bestimmt. War eine genaue Artbestimmung nicht möglich oder sehr unsicher (Chironomidae, Oligochaeta), so wurden die Tiere der nächsthöheren taxonomischen Ebene zugeordnet und als Familie/Ordnung Gen. sp. bzw. Gattung sp. bezeichnet.

Qualitative Probenahme

Um neben dem Endobenthos im Sediment auch epibenthisch lebende Organismen zu erfassen, wurde zusätzlich zu den Stechrohrproben je eine Handnetzprobe genommen.

Hierbei wurden mit Hilfe eines Keschers und eines festen Siebes Uferstrukturen wie Schilf, Holz oder Steine sowie künstliche Substrate wie z. B. Bühnen beprobt. Außerdem wurden Tiere direkt von Steinen etc. abgesammelt.

Die Tiere wurden ebenfalls in Gefäße mit Ethanol bzw. Formol überführt und anschließend im Labor sortiert, gezählt und bestimmt.

Transekt

Obwohl der Schwerpunkt der Untersuchungen in der Uferfauna lag, wurde am 15.08.2001 einmalig ein Transekt quer über das Haff gefahren. Der Transekt verlief vom Hafen in Kamminke bis zum Hafen in Mönkebude.

Das Benthos wurde mit Hilfe eines Sedimentoberflächen-Schaufelgreifers an fünf Stellen erfasst; um die Ergebnisse statistisch abzusichern, wurden für jede der Stellen drei Greiferproben genommen. Beprobt wurde jeweils eine Fläche von etwa 225 cm². Die Proben wurden noch auf dem Schiff durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 1 mm gespült und in Vierkantgefäße mit Ethanol bzw. Formol überführt.

Im Labor wurden die Proben dann aussortiert, gezählt und bestimmt.

Die Bestimmungsliteratur ist in der Literaturliste gesondert aufgeführt. Die Nomenklatur der einzelnen Gruppen richtet sich nach den dort benannten Schriften sowie nach der Taxadatenbank des AQEM-Projektes (AQEM CONSORTIUM 2002). Bei fraglichen Mollusca und Crustacea half Dr. Michael Zettler (Institut für Ostseeforschung Warnemünde), fragliche Hirudinea wurden durch Uwe Jung (Ludwigslust) nachbestimmt.

Die Uferprobenahmen erfolgten, wenn möglich, im Sommer und im Frühjahr. Im Winter waren nur drei der Stellen eisfrei und für eine Probenahme zugänglich. Die Stellen am Großen Haff konnten aufgrund organisatorischer Schwierigkeiten nur einmalig im November beprobt werden. Die Termine der Beprobungen sind Tabelle 9 zu entnehmen.

Tabelle 9 Termine der Makrozoobenthosprobenahme**1) nur Netzbeprobung 2) Stechrohr 3) Greifer**

Probestelle	Sommer	Winter	Frühjahr	Region	Sedimentproben	Netzproben
Kamminke	14.8.2001	---	22.4.2002	Kleines Haff	6 (gemittelt 2) ²⁾	2
Dargen	14.8.2001	22.1.2002 ¹⁾	21.4.2002	Kleines Haff	6 (gemittelt 2) ²⁾	3
Welzin	14.8.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Karnin	14.8.2001	21.1.2002	21.4.2002	Kleines Haff	9 (gemittelt 3) ²⁾	3
Mörkerhorst	16.8.2001	---	22.4.2002	Kleines Haff	6 (gemittelt 2) ²⁾	2
Mönkebude	13.8.2001	21.1.2002	22.4.2002	Kleines Haff	9 (gemittelt 3) ²⁾	3
Neuendorf	16.8.2001	21.1.2002	22.4.2002	Kleines Haff	9 (gemittelt 3) ²⁾	3
Altwarp	16.8.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Stepnica	---	15.11.2001	---	Großes Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Czarnocin	---	15.11.2001	---	Großes Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Sulomino	---	16.11.2001	---	Großes Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Transekt P1	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P2	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P3	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P4	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P5	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---

4.1.2 Probestellen

Ufer

Die Beschreibung der Uferprobestellen beginnt im Nordwesten in Karnin und führt einmal um das gesamte Haff herum über die Stellen Welzin, Dargen, Kamminke und Sulomino auf der Nordseite, die Stelle Czarnocin im Osten des Haffs, Stepnica in der Odermündung und schließt mit den Stellen auf der Südseite: Altwarp, Neuendorf, Mönkebude und Mörkerhorst im Südwesten (s. Abbildung 8).

▲ Karnin (kar)

Der Ort Karnin liegt am westlichsten Punkt des eigentlichen Oderhaffs; hier verband vor dem zweiten Weltkrieg die Karniner Brücke die Insel Usedom mit dem Festland. Da sich nach Westen der Peenestrom anschließt, der das Haff mit dem Greifswalder Bodden verbindet, ist eine starke Strömung zu beobachten.

Die Probestelle selbst ist eine etwa 10 m breite, vom Schilfgürtel befreite Badestelle. Sie ist zum Teil durch eine kleine Spundwand befestigt. Die sich anschließenden Uferabschnitte werden von den Anwohnern als Anlegestellen für Boote genutzt.

Das Sediment ist vorwiegend sandig und mit abgestorbenen Schilfhalmern durchsetzt. Insbesondere im Bereich des Schilfgürtels war eine dichte organische Auflage zu beobachten.



Abbildung 9 Probestelle Karnin im August 2001

▲ Welzin (wel)

Diese Probestelle liegt an einer kleinen, versteckten Badestelle in Höhe des Ortes Welzin; der „Strand“ ist etwa 30 m breit und wird im Sommer gelegentlich von den Bewohnern der umliegenden Dörfer genutzt. Hinter der Badestelle schließt sich ein kleines Wäldchen an.

Der Schilfgürtel um die Stelle herum wurde weiträumig entfernt. Das Sediment an der Probestelle ist ausschließlich sandig und mit Schilffresten durchsetzt. Eine organische Auflage konnte nur am äußersten Rand der Stelle festgestellt werden.



Abbildung 10 Probestelle Welzin im August 2001

▲ Dargen (dar)

Die Probestelle liegt am kleinen Sportboothafen von Dargen, der im Frühjahr und Sommer von Seglern (bis zu 5 Boote) für Fahrten auf dem Haff genutzt wird. Der Schilfgürtel ist, bis auf den Bereich des Hafenbeckens selbst, intakt. Der Zugang zum Wasser liegt etwa 50 m neben dem Hafen – hier ist ein 2 m schmaler Streifen des Ufers freigeschnitten.

Die Stelle ist an einer Seite durch eine Spundwand befestigt, die andere Seite geht unbefestigt in den Schilfgürtel über. Das Sediment ist sandig, mit einer teilweise bis zu 10 cm dicken organischen Auflage aus Schilffresten.



Abbildung 11 Probestelle Dargen im August 2001

▲ Kamminke (kam)

Der Ort Kamminke liegt direkt an der polnischen Grenze. Von hier verkehren regelmäßig Schiffe zur polnischen Seite des Haffs. Die Probestelle liegt etwa 500 m von der Hafenausfahrt entfernt an einem – im Sommer – stark frequentierten Strand, der auf einer Länge von etwa 500 m vollständig vom Schilfgürtel befreit ist. Insbesondere bei der Beprobung im Frühjahr war eine heftige Aufwirbelung des Sediments durch Wellengang zu beobachten.

Das Sediment ist ausschließlich sandig. Eine organische Auflage konnte nicht beobachtet werden.



Abbildung 12 Probestelle Kamminke im Januar 2002

▲ Sulomino (sul)

Die Probestelle liegt direkt an dem kleinen Ort Sulomino auf der polnischen Seite des Haffs an einer etwa 50 m breiten, vom Schilf befreiten Stelle, die im Sommer auch als Badestelle genutzt wird. Die kleine Flachwasserzone liegt lagunenartig zwischen Strand und äußerem Schilfgürtel.

Das Sediment ist ausschließlich sandig und mit Schilffresten durchsetzt. Eine organische Auflage konnte insbesondere in den kleineren Schilfinseln direkt am Ufer beobachtet werden.



Abbildung 13 Probestelle Sulomino im November 2001

▲ Czarnocin (cza)

Der Zugang zur Probestelle liegt versteckt hinter der Ortschaft Czarnocin. Die Stelle selbst ist ein etwa 20 m breiter, vom Schilfgürtel befreiter Uferabschnitt, der im Sommer gelegentlich als Badestelle genutzt wird. Im Spülsaum fanden sich z. T. große Unioniden-Schalen.

Das Sediment ist ausschließlich sandig und mit Schilffresten durchsetzt. Es konnte eine Aufwirbelung von Sediment durch Wellengang festgestellt werden. Eine organische Auflage fand sich lediglich innerhalb des Schilfgürtels.



Abbildung 14 Probestelle Czarnocin im November 2001

▲ Stepnica (ste)

Die Stelle liegt am kleinen Hafen der Ortschaft Stepnica, die sich direkt an der Einmündung der Oder in das Haff befindet. Es ist eine deutliche Strömung zu beobachten. Im Gegensatz zu allen anderen Stellen handelt es sich nicht um eine Badestelle mit sandigem Substrat sondern um eine mit Steinen befestigte Anlegestelle für kleine Fischerboote. Der Hafen war auch im November (während der Probenahme) in Betrieb.

Der Schilfgürtel war an der Stelle fast völlig entfernt, stattdessen grenzte eine Wiese direkt ans Wasser. Das Substrat ist sandig-kiesig und mit Muschelschill durchsetzt

Eine organische Auflage war nicht vorhanden.



Abbildung 15 Probestelle Stepnica im November 2001

▲ Altwarp (alt)

Die Probestelle ist eine kleine, ca. 10 m breite Badestelle, die versteckt hinter einem kleinen Kiefernwäldchen liegt. Um die frei geschnittene Stelle herum ist der Schilfgürtel dicht und intakt.

An mehreren Stellen ragen Wurzeln ins Wasser. Der Strand ist im Sommer mäßig von Anwohnern der nahen Siedlung frequentiert. Das Sediment ist ausschließlich sandig, Schilffeste fehlen. Eine organische Auflage konnte nicht beobachtet werden.



Abbildung 16 Probestelle Altwarp im August 2001

▲ Ueckermünde/Neuendorf (neu)

Ueckermünde ist die größte Gemeinde am Stettiner Haff, der Strand im Ortsteil Neuendorf ist im Sommer stark frequentiert. Der Schilfgürtel wurde an dem etwa 1 km langen Strand völlig entfernt, die einzelnen Strandabschnitte sind durch Buhnen getrennt.

Die Probestelle lag im Sommer am östlichen Ende des Strandes, an dem Reste des Schilfgürtel noch vorhanden waren. Im Winter und Frühjahr hingegen wurde der eigentliche Strandbereich beprobt.

Das Sediment ist überwiegend sandig und ohne Schilffreste oder organische Auflage.



Abbildung 17 Probestelle Neuendorf im August 2001

▲ Mönkebude (mön)

In Mönkebude befindet sich ein größerer Segler- und Sportboothafen, der im Sommer, ebenso wie der benachbarte Strand, stark genutzt wird. Der Schilfgürtel ist am Hafen völlig, am Strand teilweise entfernt worden. An dem Strandabschnitt konnte während der Beprobung eine Aufwirbelung von Sediment durch Wellengang beobachtet werden.

Im August wurde vor allem der schilfbewachsene Strandabschnitt, im Winter und Frühjahr hingegen eine befestigte Stelle näher am Hafen beprobt (Abbildung 18). Das Sediment ist überwiegend sandig.



Abbildung 18 Probestelle Mönkebude im Januar 2002

▲ Mörkerhorst (mör)

Diese Stelle liegt versteckt hinter dem Haffdeich. Sie ist von Leopoldshagen aus kaum zu finden und wird daher nur sehr vereinzelt als Badestelle genutzt. Der Schilfgürtel ist vollständig intakt, lediglich eine schmale Schneise (< 1 m Breite) ermöglicht den Zugang zum Wasser.

Das Sediment ist ausschließlich sandig und mit Schilfstoppeln durchsetzt. Zwischen den Schilfhalmern konnte eine organische Auflage beobachtet werden.

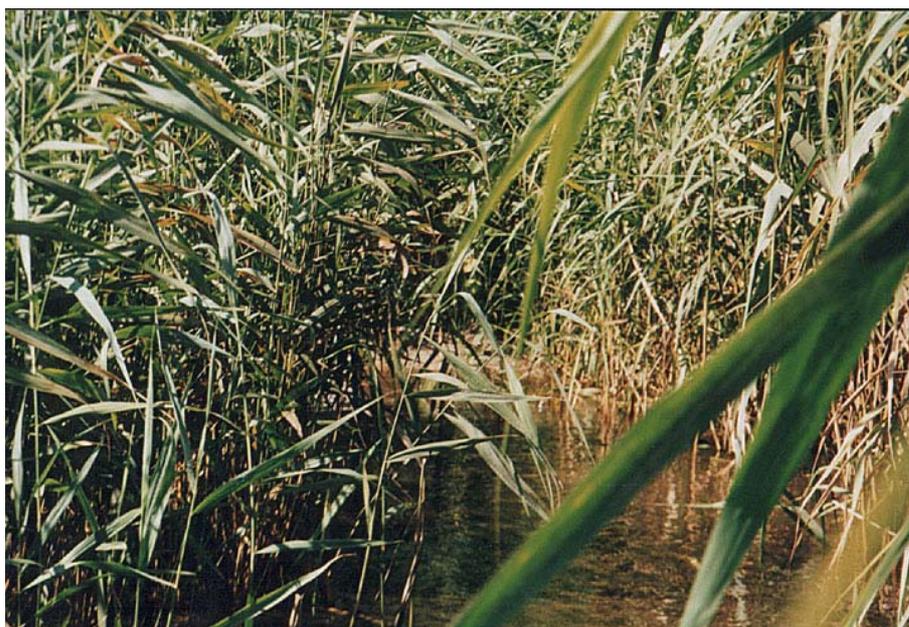


Abbildung 19 Probestelle Mörkerhorst im August 2001

Transekt

Die Probestellen entlang des Transektes unterscheiden sich vor allem in der Wassertiefe und in der Sedimentzusammensetzung (Tabelle 10).

Es wurden die ufernahen Flachwasserbereiche an den Stationen P1 und P5 beprobt, ebenso die zentralen, tiefen Haffbereiche mit den Stationen P2 bis P4. Die Zusammensetzung des Sedimentes variierte von sandig (Station P1 und P5) über schlickig-sandig (Station P4) bis schlickig (Station P2 und P3).

Tabelle 10 Position und Beschreibung der im Rahmen der Transektfahrt beprobten Stellen
Sedimentdaten: I. Tejakusuma

Probestelle		Position		Tiefe	Sedimentbeschaffenheit	
▲		N	E	cm	Fraktion < 0,063mm	Mittlere Korngöße
P1	Transekt 1	53°51'893	14°09'374	130	0,1 %	0,190 mm
P2	Transekt 2	53°50'471	14°07'283	530	96 %	0,031 mm
P3	Transekt 3	53°49'475	14°06'108	510	70 %	0,048 mm
P4	Transekt 4	53°48'216	14°01'565	470	56%	0,063 mm
P5	Transekt 5	53°47'141	13°58'090	180	0,1 %	0,322 mm

4.2 Statistische Auswertung

Alle quantitativen Proben wurden auf eine Fläche von 1 m² hochgerechnet, aus den jeweils drei Einzelproben wurde eine repräsentative Probe gemittelt. Für die weiteren Berechnungen wurde die mittlere Abundanz pro m² verwendet. Da das arithmetische Mittel für Extremwerte am Rande der Verteilung sehr empfindlich ist, wird im weiteren der Median als Maß für den Mittelwert benutzt (KÖHLER et. al. 1995).

Die Daten aus den qualitativen Proben gingen als Presence/Absence-Werte in die Berechnungen ein.

Um die erhobenen Faunadaten bezüglich der Fragestellung auswerten zu können, werden zunächst Clusteranalysen vorgenommen und die sich hieraus ergebenden Gruppen bezüglich verschiedener ökologischer Kenngrößen verglichen. Um die Streuung der Werte auch innerhalb der Gruppen zu verdeutlichen, werden zur Darstellung der Vergleiche Box-Whisker-Plots gewählt.

Der Vergleich der Haffproben mit Daten der anderen Boddengewässer wurde mit Hilfe einer multivariaten Ordinationsmethode, der NMS (,non-metric multidimensional scaling') durchgeführt.

Clusteranalyse

Die Clusteranalysen wurden zu einem ersten Vergleich der Uferproben herangezogen. Wie groß ist die Ähnlichkeit der Probenahmen untereinander? Bilden sich Gruppen von Proben die untereinander eine größere Ähnlichkeit aufweisen als im Vergleich zu den übrigen Proben? Lassen sich diese Ähnlichkeiten auf bestimmte Taxa oder Gruppen von Taxa zurückführen?

Clusteranalysen bieten die Möglichkeit, ökologische Beziehungen aufgrund von Ähnlichkeiten und Unähnlichkeiten miteinander zu vergleichen. Hierbei wird die Ähnlichkeit innerhalb einer Gruppe maximiert und die Ähnlichkeit der Gruppen untereinander minimiert. Die Clusteranalyse ist besonders für den Vergleich von Daten geeignet, die sich im Voraus nicht in Gruppen ordnen lassen, was sie für die vorliegende Aufgabenstellung geeignet erscheinen lässt (MCGARIGAL et. al. 2000).

Berechnet wurden die Cluster mit Hilfe des Programms ‚PC ORD‘. Als Distanzmaß wurde der Jaccard-Koeffizient, also die Unähnlichkeit der Datensätze untereinander gewählt. Wann sich zwei Proben ähnlich genug waren, um direkt miteinander verbunden zu werden wurde mit Hilfe von ‚Ward’s method‘ ermittelt (näheres in MCGARIGAL et. al. 2000). Als Darstellungsart wurde das Dendrogramm gewählt. Ließen sich einzelne Cluster auf bestimmte Taxa oder Gruppen von Taxa zurückführen so wurden diese im Dendrogramm angegeben.

Box-Whisker-Plots

Mit Hilfe der Box-Whisker-Plots wurden die ökologischen Parameter, durch die sich die aus den Clusteranalysen ermittelten Gruppen voneinander unterscheiden gegenübergestellt.

Diese Darstellungsform bietet die Möglichkeit, ausgewählte Lage- und Streuungsmaße miteinander zu vergleichen. Hierzu wird jede Probe durch ein Rechteck (Box) dargestellt, dessen Lage und Länge den Interquartilbereich, d. h. den Bereich in dem 50% der Werte liegen, darstellt. An die Enden der Box werden jeweils Whiskers angehängt, die den Bereich zwischen dem Minimalwert und dem Quartilpunkt Q1 bzw. zwischen dem Quartilpunkt Q3 und dem Maximalwert abdecken. Die Whiskers repräsentieren somit jeweils 25% der ermittelten Daten. Ausreißer werden gesondert als Punkte dargestellt (KÖHLER et. al. 1996). Die Berechnung und Darstellung der Box-Whisker-Plots erfolgte mit dem Programm ‚Sigmaplot‘.

Die in den Box-Whisker-Plots dargestellten Unterschiede zwischen den Probengruppen wurden mit Hilfe des *U*-Tests von Mann und Whitney auf Signifikanz getestet. Im Gegensatz zu anderen Tests basiert der *U*-Test auf dem Vergleich der Mediane zweier Grundgesamtheiten und ist so auch für eine Signifikanzprüfung nicht-normalverteilter Daten geeignet. Als Nullhypothese wird angenommen, dass die Unterschiede zwischen den gegenübergestellten Datengruppen nicht signifikant sind. War das Signifikanzmaß $p < 0,05$ konnte der Unterschied als signifikant bezeichnet und die Nullhypothese abgelehnt werden.

Bei einem $p > 0,05$ war der Unterschied nicht signifikant und die Nullhypothese damit bewiesen (näheres in KÖHLER et. al. 1996).

Ökologische Parameter

Zum Vergleich der Proben wurden folgende Parameter verwendet:

Taxazahl (alle Vergleiche)

Abundanz (nur Sedimentvergleiche)

Habitatpräferenzen (alle Vergleiche)

Strömungspräferenzen (nur Strukturvergleiche)

Die Berechnung der Habitatspüchse erfolgte für die Sedimentproben auf der Grundlage der Individuendichten der nachgewiesenen Taxa. Beim Vergleich der Uferstrukturen sind die errechneten Anteile als ‚Artanteil‘ zu verstehen, da sie auf einer qualitativen Taxaliste basieren. Grundlage für die Zuordnung der Tiere zu den ökologischen Gruppen sind die autökologischen Informationen des AQEM-Programms (näheres in AQEM CONSORTIUM 2002) sowie die Angaben des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLFW) (1996).

Non-metric multidimensional scaling (NMS)

Zum Vergleich der Haffbiozönose mit den Lebensgemeinschaften der anderen Boddengewässer wurde eine NMS durchgeführt.

Non-metric Multidimensional Scaling (NMS) ist eine Ordinationsmethode, die sich besonders für nicht normalverteilte Daten eignet, deren Verteilung auf eine Vielzahl unterschiedlicher Faktoren zurückzuführen ist. Dies macht sie sehr geeignet für ökologische Fragestellungen. Berechnet wird die Dimensionalität der Datengrundlage, d.h. durch wie viele Faktoren sich die Streuung des Datensatzes erklären lässt. Diese Faktoren werden im Ergebnis zu Achsen zusammengefasst und die Datensätze als Punkte in diesem Achsenkreuz dargestellt. Zur Darstellung werden die Achsen ausgewählt die den größten Anteil der Streuung erklären.

Als Distanzmaß wurde, ähnlich wie bei der Clusteranalyse, der Jaccard-Koeffizient, also eine Unähnlichkeitsmatrix gewählt (näheres in MCGARIGAL et. al. 2000). Die Berechnung wurde mit Hilfe des Programms ‚PC Ord‘ durchgeführt.

Die NMS stützt sich auf die eigenen Ergebnisse sowie auf qualitative Gesamttaxalisten aus folgenden Arbeiten:

Peenestrom : GÜNTHER ET. AL. (1995), GOAP

Darß Zingster Boddenkette : ARNDT (2001), ZETTLER (2001a), ZETTLER (2001b); ZETTLER (1995)

Greifswalder Bodden : GEISEL & MESSNER (1989); GOAP

Kleiner Jasmunder Bodden : LEWIN (1999); DAHLKE & HÜBEL (1998)

Salzhaff : GOSSELCK & VON WEBER (1997)

Untere Oder : HASTRICH (1994); SCHMID (1999)

4.3 Historische Auswertung

Die historische Analyse basiert auf der Auswertung folgender Veröffentlichungen zur Makrofauna des Stettiner Haffs:

BRANDT (1896/97) (nur Artvergleich)

NEUBAUR (1927) (nur Artvergleich)

NEUHAUS (1933)

WIKTOR & WIKTOR (1954)

GIZINSKI et. al. (1980) (nur Abundanzvergleich)

MASLOWSKI (1992)

WOLNOMIEJSKI (1994)

HENSEL (1994)

GÜNTHER et. al. (1995)

LEWIN (1998)

Zur Diskussion und Analyse der Ergebnisse wurden weitere Arbeiten verwendet, die im entsprechenden Kapitel zitiert werden. Näheres zu allen Arbeiten findet sich im Literaturverzeichnis.

Entwicklung des Artinventars

Zum Vergleich der im Stettiner Haff vorkommenden Arten und Gattungen wurden wenn möglich die Stetigkeiten der erfassten Taxa berechnet und anhand folgender Skala eingestuft:

Einzelfund :	das Taxon wurde durch weniger als 1% der Probenahmen erfasst
selten :	das Taxon wurde durch 1% bis 25% der Probenahmen erfasst
verbreitet :	das Taxon wurde durch 26% bis 50% der Probenahmen erfasst
häufig :	das Taxon wurde durch 51% bis 75% der Probenahmen erfasst
sehr häufig :	das Taxon wurde durch mehr als 75% der Probenahmen erfasst.

Die Einstufungen richten sich nach der von MÜLLER (1991) angegebenen Skala für zoologische Untersuchungen.

Im den älteren Untersuchungen von BRANDT (1896/97), NEUBAUR (1927) und NEUHAUS (1933) wurden kaum Angaben zu konkreten Probenahmen gemacht, hier wurden Aussagen über die Verbreitung der Taxa aus dem Text übernommen. Solche Untersuchungen sind im entsprechenden Kapitel extra gekennzeichnet.

Abundanzentwicklung

Um die Entwicklung der Individuendichten in den Sedimenten des Haffs nachzuzeichnen, wurden nur Arbeiten verwendet, in denen sich Angaben über die Individuendichte eindeutig quantifizieren ließen. Der Vergleich bezieht sich ausschließlich auf das Vorkommen von

Individuen pro m². Lagen Angaben zu einer anderen Bezugsfläche vor, so wurden sie auf 1 m² umgerechnet. Solche Arbeiten sind im entsprechenden Kapitel extra gekennzeichnet.

Entwicklung der Neozoen

Dem Abschnitt zur Einwanderung von gebietsfremden Arten liegt folgende Definition von Neozoen zu Grunde:

„Neozoen sind Tiere, die seit Beginn der Neuzeit (1492) beabsichtigt oder unabsichtlich unter direkter oder indirekter Einwirkung des Menschen in ein ihnen zuvor nicht zugängliches Faunengebiet gelangt sind und dort neue Populationen aufgebaut haben“ (KINZELBACH 1999).

4.4 Methodendiskussion

Erfassung des Makrozoobenthos

Die Erfassung der Makrofauna am schilfreichen Ufer des Haffs warf einige Probleme auf, da sich die Netzproben kaum quantifizieren lassen. Die Dreidimensionalität der Ufervegetation lässt einen Flächenbezug nicht zu, deshalb waren die Ergebnisse dieser Besammlung nur als Nachweis bzw. Nichtnachweis des Taxons zu werten. Einzelfunde und Massenvorkommen werden mit dieser Methode gleichstark gewichtet, was in der Diskussion der Ergebnisse beachtet werden muss.

Die Beprobung der Ufersedimente mit Hilfe des Stechrohres ließ eine Quantifizierung der Daten zu, allerdings beschränkte sich die Beprobung auf Weichsedimente und war für kiesige Stellen wie Stepnica weniger geeignet. Auch sind die Bewohner der Ufervegetation und epibenthische Organismen in den Sedimentproben unterrepräsentiert.

Aus diesem Grund wurde für den Vergleich und die Bewertung der Uferbesiedlung die aus den Ergebnissen beider Methoden kombinierte Gesamttaxliste (s. Anhang II) benutzt.

Die Tatsache, dass einige Stellen mehrfach, andere nur einfach beprobt wurden, kann zu Verfälschungen der Gesamttaxliste einiger Probestellen führen. Darauf wird in der Diskussion der Taxalisten hingewiesen.

Statistische Auswertungen

Die Verarbeitung von Rohdaten mit Hilfe statistischer Methoden ist geeignet, die Ergebnisse faunistischer Untersuchungen anschaulich und objektiv darzustellen. Allerdings ist zu beachten, dass statistische Verfahren komplexe ökologische Zusammenhänge stark vereinfachen und ihre Aussagekraft stark von der verfügbaren Datenmenge- und -qualität abhängig ist. Dies sollte bei der Interpretation berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse einer Clusteranalyse hängen auch von der Wahl des geeigneten Distanz- und Verbindungsmaßes ab. MCGARIGAL et. al. 2000 empfiehlt daher, die Analyse mit unterschiedlichen Maßen zu wiederholen und die für den vorliegenden Datensatz und die Fragestellung geeignete Kombination auszuwählen. Auch ist die Clusteranalyse lediglich

eine beschreibende Methode zur Klassifizierung von Daten und kann so auch nur eine Grundlage für die weitergehende Interpretation des Datenmaterials liefern.

Die Darstellungsform der Box-Whisker-Plots wurde gewählt, da ein großer Teil der zu vergleichenden Daten nicht normalverteilt war. Reine Mittelwertvergleiche wären der teils erheblichen Streuung der Werte nicht gerecht geworden.

Zur Berechnung der Habitatansprüche der in den Proben ermittelten Taxa muss angemerkt werden, dass es sich bei den autökologischen Informationen aus dem AQEM-Programm und der Liste des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLfW) um Angaben handelt, die in erster Linie auf Erhebungen in Fließgewässern und Seen, somit auf Untersuchungen im Süßwasser, basieren. Da die Hafffauna sich im wesentlichen aus limnischen Organismen zusammensetzt, kann davon ausgegangen werden, dass die Habitatbindung und der Ernährungstyp im Brackwasser ähnlich ausgeprägt sind. Einzelne Brackwassertaxa, die in den Berechnungen nicht berücksichtigt werden konnten sind in den Taxalisten gekennzeichnet und werden in die Diskussion mit einbezogen.

Die NMS ist zur Bearbeitung ökologischer Fragestellungen gut geeignet, da sie die deren Multidimensionalität berücksichtigt. Allerdings ist sie stark von der Qualität der Daten abhängig. Da für den Vergleich der Boddengewässer nur wenige Veröffentlichungen zur Verfügung standen, ist das Ergebnis lediglich als erste Annäherung zu betrachten.

Historische Auswertungen

Die Aufbereitung historischer Daten ist durch die Veränderungen in der Methodik immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Daher wurde dem Ergebnisteil eine ausführliche Beschreibung der verwendeten Methoden vorangestellt.

Auch ist die Auflistung der Ergebnisse in Veröffentlichungen nicht immer vollständig, da die Darstellungsform und Genauigkeit von der gegebenen Fragestellung abhängt. Die „Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Stettiner Haffs und der Swinemünder Bucht“ von NEUBAUR (1927) liefern zwar eine ausführliche Taxaliste der Mollusken, lassen aber die meisten anderen taxonomischen Gruppen außer Acht. Trotzdem kann davon ausgegangen werden, dass sich die Makrofauna des Stettiner Haffs in den zwanziger Jahren nicht ausschließlich aus Mollusken zusammensetzte.

Untersuchungen, die sich auf eine taxonomische Gruppe oder auf eine Region des Haffs beschränken wurden daher im betreffenden Kapitel extra gekennzeichnet, außerdem wurde die Diskussion darauf abgestimmt.

5. Ergebnisse

5.1 Besiedlung der Haffsedimente

Ziel dieses Kapitels ist es, Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Besiedlung der Sedimente an den Probestellen festzustellen. Es wird zunächst die aus den Ergebnissen der Greifer- bzw. Stechrohrproben erstellte Taxaliste vorgestellt. Anschließend werden die Veränderungen der Lebensgemeinschaft entlang des gefahrenen Transekts aufgezeigt. Schließlich werden mit Hilfe einer Clusteranalyse die Litoralstellen untereinander verglichen. Die sich hieraus ergebenden Gruppen werden im Hinblick auf die Taxazahl und die ökologischen Ansprüche der gefundenen Taxa analysiert.

5.1.1 Taxaliste

In Tabelle 11 sind die in den Sedimentproben erfassten Taxa dargestellt. Wurde eine Stelle mehrfach beprobt, so sind die Ergebnisse in der Tabelle zusammengefasst; die Termine sind im Tabellenkopf hinter dem Probestellenkürzel aufgeführt. Beispielsweise meint ‚mön08+01+04‘, dass die Stelle Mönkebude im August 2001, Januar 2002 und April 2002 beprobt wurde. Die im Rahmen der Transektfahrt erhobenen Taxa sind aufgrund der abweichenden Probenahmemethodik von den Litoralstellen abgesetzt. Die erfassten Abundanzen wurden aus Gründen der Übersichtlichkeit hier nicht mit aufgenommen, sie sind aber in den folgenden Berechnungen enthalten. Die vollständige Liste findet sich im Anhang II.

Die Beprobung der Haffsedimente ergab bei 21 Probenahmen an 16 Stellen insgesamt 36 Taxa. Die mit Abstand artenreichste Gruppe waren die Mollusken mit 14 Taxa, es folgen die Dipteren mit 6 Taxa, sowie die Crustaceen und Oligochaeten mit je 5 Taxa. Die häufigsten Gruppen sind die Dipteren (Chironomiden), die an 15 Stellen nachgewiesen wurden und die Oligochaeten, die an 13 Stellen vorkamen. Häufige Gattungen und Arten sind *Limnodrilus* sp. (Oligochaeta), der an 10 Stellen zu finden war und *Dreissena polymorpha* (Mollusca) mit 7 Nachweisen. *Chironomus plumosus*-Gr. wurde an allen 5 Transektstellen nachgewiesen.

In Stepnica konnten 16 Taxa nachgewiesen werden, die meisten davon Mollusken (11 Taxa). Die anderen beiden Stellen am Großen Haff wiesen 6 Taxa (Czarnocin) bzw. 9 Taxa (Sulomino) auf, häufigste Gruppe waren auch hier die Mollusken mit jeweils 3 Taxa.

An den großen Strandabschnitten Kamminke und Neuendorf konnten 3 bzw. 5 Taxa erfasst werden, in Neuendorf dominierten dabei die Dipteren mit 3 Taxa. Die kleineren Badestellen in Welzin und Altwarp wiesen bei der einzigen Beprobung im August 2 bzw. 3 Taxa auf.

Die Stelle am Sportboothafen von Dargen wies insgesamt 9 Taxa auf, wobei Mollusken, Oligochaeten und Dipteren mit jeweils 3 Taxa vorkamen. An der Stelle in Karnin konnten 13 Taxa erfasst werden, schwerpunktmäßig Dipteren mit 5 Taxa und Mollusken mit 4 Taxa. Der Hafen in Mönkebude ist mit 12 Taxa vertreten, davon gehören 5 zur Gruppe der Dipteren. Die Stelle in Mörkerhorst weist 7 Taxa auf, davon 2 Mollusken- und 2 Dipterentaxa.

Betrachtet man die Transektstellen, so erweisen sich p1 und p5 mit 6 bzw. 9 Taxa als artenreichste Stellen. Sie werden, ebenso wie die anderen Transektstellen, von Oligochaeten und Dipteren (Chironomidae) dominiert. Die tieferen Stellen p2, p3 und p4 mit 5, 4 und 2 Taxa weisen keine anderen Gruppen auf.

Tabelle 11 Taxa aus der Sedimentbeprobung

Termine: 08: August 2001; 11: November 2001; 01: Januar 2002; 04: April 2002

x Taxon nachgewiesen - Taxon nicht nachgewiesen

Bewertung im Vergleich der Habitatbindung: * nicht eingestuft

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (wel08)	Altwarp (alt08)	Dargen (dar08+04)	Karnin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)	Transekt p1 08	Transekt p2 08	Transekt p3 08	Transekt p4 08	Transekt p5 08
Nemertini																
<i>Prostoma obscura</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Mollusca																
<i>Ancylus fluviatilis</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bithynia leachii leachii</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Bithynia tentaculata</i>	x	x	x	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	x
<i>Gyraulus albus</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Radix balthica</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stagnicola palustris</i> -Gr.	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Valvata piscinalis piscinalis</i>	x	-	x	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	x
<i>Dreissena polymorpha</i>	x	x	-	x	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-	x
<i>Pisidium amnicum</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium casertanum casertanum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium henslowanum</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium nitidum</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium supinum</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta																
Oligochaeta Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Lumbriculus variegatus</i>	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Stylodrilus heringianus</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Tubificidae Gen. sp.	x	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x
<i>Limnodrilus</i> sp.	x	-	x	-	x	-	-	x	x	x	x	x	-	x	-	x
Polychaeta																
<i>Nereis diversicolor</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Marenzelleria viridis</i> *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-
Hirudinea																
<i>Erpobdella nigricollis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Erpobdella octoculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Crustacea																
<i>Gammarus salinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (wel08)	Altwarp (alt08)	Dargen (dar08+04)	Karnin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)	Transekt p1 08	Transekt p2 08	Transekt p3 08	Transekt p4 08	Transekt p5 08
<i>Gammarus tigrinus</i>	-	x	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pontogammarus robustoides</i>	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Corophium curvispinum</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neomysis integer</i>	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ephemeroptera																
<i>Caenis horaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Diptera																
Ceratopogonidae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Chironomidae Gen. sp.	-	-	-	-	x	-	x	-	x	x	-	-	x	x	-	-
Chironomini Gen. sp.	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x
Tanytarsini Gen. sp.	-	-	x	-	x	-	-	x	x	x	x	-	x	-	-	x
Orthocladiinae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Gesamttaxazahl	16	6	9	3	5	2	3	9	13	12	7	6	5	4	2	9

5.1.2 Vergleich der Probestellen – Transekt

Der Transekt erstreckte sich vom Hafen in Kamminke auf Usedom aus quer über das Haff bis zum Hafen von Mönkebude. Um den Übergang zum Uferbereich aufzuzeigen, werden die sich anschließenden Uferstellen Kamminke (kam08) und Mönkebude (mön08) in den Vergleich mit aufgenommen. Die genauen Positionen und die Beschreibung der Stellen sind dem Kapitel 4 ‚Material und Methoden‘ zu entnehmen.

Abbildung 20 und 21 zeigen die Veränderungen entlang des Transekts.

Die Entwicklung von Taxazahl und Abundanz zeigt Abbildung 20. Der Startpunkt am Strand von Kamminke erweist sich als artenarm, lediglich Chironomiden konnten hier nachgewiesen werden. An der ersten Transektstelle p1 steigt die Taxazahl auf 6 an. An den folgenden Stellen p2, p3 und p4 sind wieder deutlich weniger Taxa vertreten, während Stelle p5 mit 9 Taxa die höchsten Werte aufweist. Am Strand von Mönkebude schließlich geht die Taxazahl wieder deutlich zurück.

Im Vergleich der Abundanzen im Sediment erweist sich Kamminke als individuenärmste Probestelle mit knapp 50 Ind./m². Im Folgenden steigt die Abundanz stark an, an der Probestelle p5 schließlich werden über 1400 Individuen pro m² Sediment erfasst. Auch der Strand von Mönkebude weist mit über 1200 Tieren eine sehr hohe Abundanz auf.

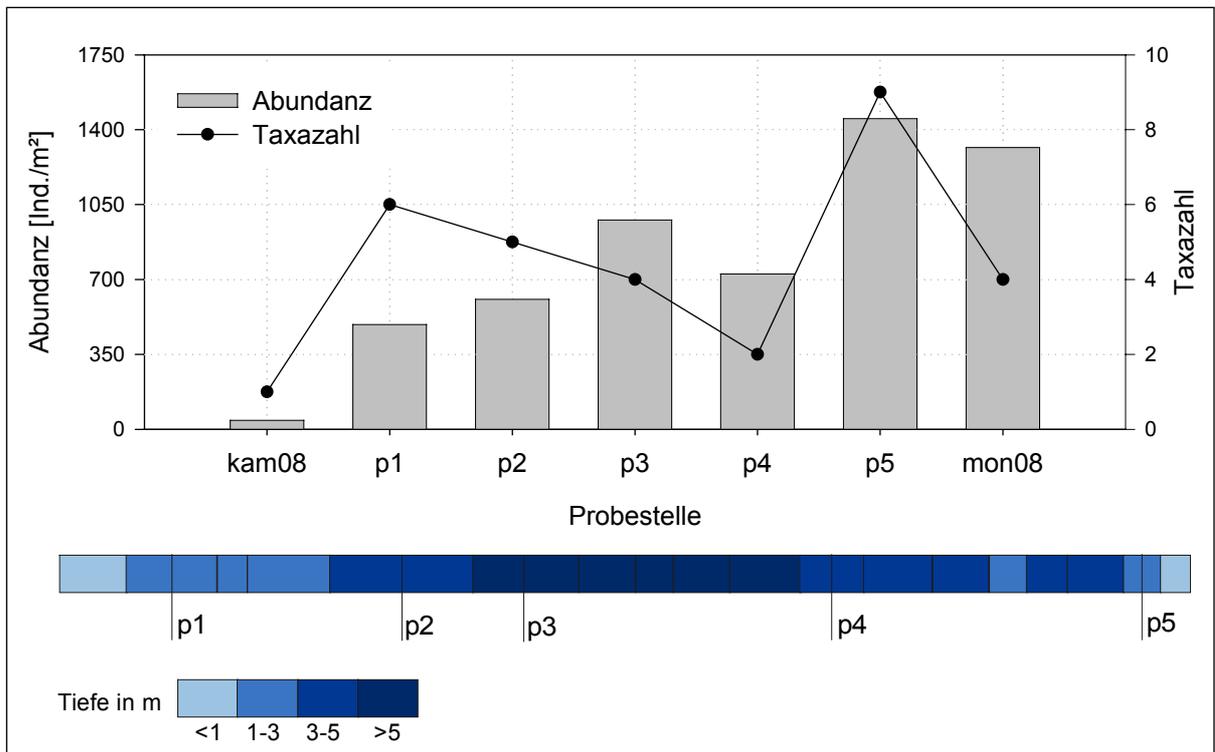


Abbildung 20 Entwicklung von Taxazahl und Abundanz entlang des Transekts;

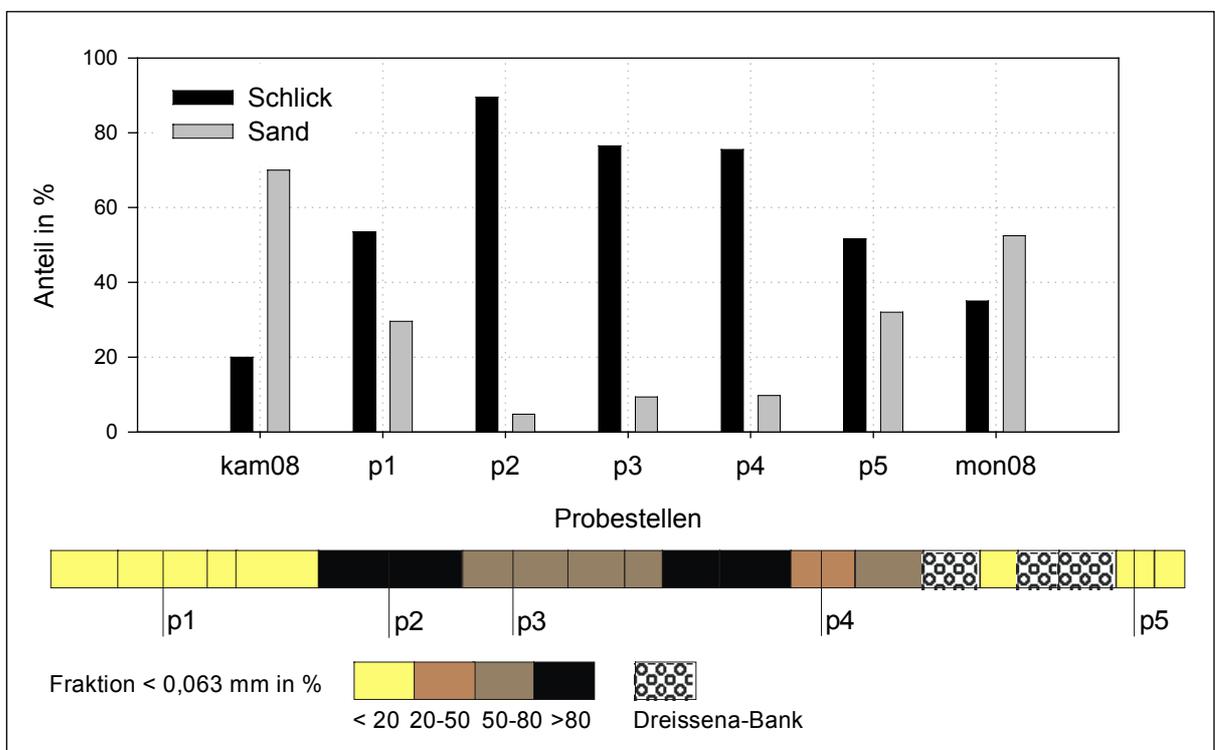


Abbildung 21 Entwicklung der Habitatpräferenzen entlang des Transekts; vergleichend dazu die Sedimentzusammensetzung

Der Einfluss der Sedimentzusammensetzung auf die Lebensgemeinschaft ist in Abbildung 21 zu sehen. Mit Zunahme des Schlickanteils am Sediment steigt auch der Anteil schlickbewohnender Individuen an der Lebensgemeinschaft an, während der Anteil der Sandbewohner in gleichem Maße abnimmt. An den Uferprobestellen kam08 und mön08 dominieren eindeutig die Sandbewohner mit Anteilen zwischen 50 und 70 %; bereits an den landnahen Transektstellen nimmt jedoch der Anteil der Schlickbewohner deutlich zu. In der Mitte des Haffs schließlich überwiegt diese Gruppe mit durchgehend über 70 % , an der Probestelle p2 sogar mit über 80 % der vorhandenen Individuen.

5.1.3 Vergleich der Probestellen – Litoral

Der Vergleich der Sedimentbesiedelung in der Uferzone des Haffs wird zunächst in Form einer Clusteranalyse vorgenommen. Die sich hieraus ergebenden Gruppen werden anschließend auf Unterschiede in Taxazahl und Habitatansprüchen verglichen. Grundlage der Berechnung sind ausschließlich die Ergebnisse aus der Stechrohbeprobung (s. Anlage II).

Die Abbildung 22 zeigt die Ergebnisse der Clusteranalyse, die auf der Grundlage des Jaccard-Koeffizienten berechnet wurde, sich also über eine Unähnlichkeitsmatrix definiert. Jede Zeichenfolge stellt jeweils eine Probe dar: die Abkürzung gibt die Probestelle an, die zweistellige Zahl dahinter gibt den Monat an, in dem die Probenahme stattfand. Sind Proben durch einen Cluster direkt verbunden, so weisen sie in ihrer Faunenzusammensetzung große Übereinstimmungen auf, sind sie durch übergeordnete Cluster verbunden, lässt das auf Unterschiede in der Besiedlung schließen. Die Achse über den Clustern stellt den Grad der Übereinstimmung dar.

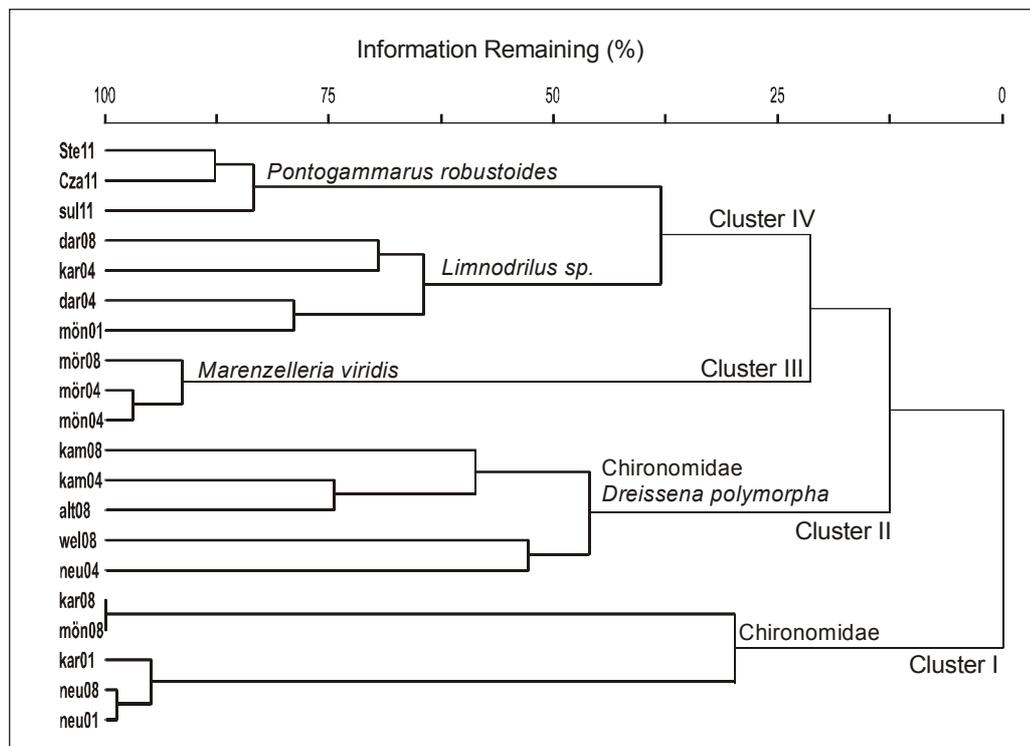


Abbildung 22 Vergleich der Sedimentproben (n=20)

Die Analyse ergibt eine Gruppierung der Proben in 4 Cluster. Cluster I und II beinhalten in erster Linie Proben, die von Chironomidentaxa dominiert werden, wohingegen die Cluster III und IV sehr heterogene Proben aufweisen, die meist durch andere Taxa bestimmt sind.

In Cluster I und II sind alle Proben der großen Strände von Kamminke und Neuendorf enthalten, ebenso die der Badestellen Altwarp und Welzin. Die Stelle am Sportboothafen von Karnin ist mit der August- und der Januarprobe, die aus Mönkebude nur mit der Augustprobe vertreten. Cluster I enthält die Januar und Augustproben der Stellen Neuendorf und Karnin, sowie die Augustprobe der Stelle in Mönkebude; die Ähnlichkeit dieser Proben rührt von einer stark ausgeprägten Dominanz der Chironomidentaxa her. In Cluster II sind solche Proben ebenfalls in der Überzahl, allerdings ist der Cluster deutlich heterogener. Neben Chironomiden kommt in den meisten Proben *Dreissena polymorpha* (Mollusca) vor.

Die Cluster III und IV unterscheiden sich stark von den vorangegangenen Gruppen. In Ihnen sind die Stellen Mörkerhorst, Dargen, Stepnica, Czarnocin und Sulomino mit allen Proben enthalten, die Stelle Mönkebude ist mit der Januar und Aprilprobe, die Stelle Karnin nur mit der Aprilprobe vertreten. In Cluster III sind die Proben zusammengefasst in deren Sediment sich der Polychaet *Marenzelleria viridis* fand. Dies betrifft beide Proben der Stelle Mörkerhorst, sowie die Aprilprobe aus Mönkebude. Cluster IV schließlich ist als sehr heterogen zu bezeichnen. Er enthält zum einen Proben, in denen *Limnodrilus* sp. (Oligochaeta) das dominierende Faunenelement darstellt. Der Oligochaet ist neben den Chironomiden das dominierende Taxon im Sediment des Haffs und bestimmt die Proben der Stellen Dargen und die Januarprobe aus Mönkebude sowie die Aprilprobe aus Karnin. Die drei Stellen am Großen Haff schließlich, Stepnica, Czarnocin und Sulomino, sind zwar ebenfalls im Cluster IV enthalten, setzen sich jedoch deutlich von den vorher beschriebenen ab. Verbindendes Faunenelement ist hier vor allem *Pontogammarus robustoides* (Crustacea).

Verglichen werden im Folgenden die Proben aus Cluster I und II, die sich vor allem durch einen hohen Anteil von Chironomidentaxa an der Lebensgemeinschaft auszeichnen, mit den Proben aus den Clustern III und IV die eine deutlich heterogenere Sedimentbesiedlung aufweisen.

Taxazahl

Abbildung 23 zeigt den Vergleich der Cluster bezüglich der ermittelten Taxazahlen. Die Proben aus Cluster I und II weisen Taxazahlen zwischen 1 und 6 auf, die aus Cluster III und IV hingegen bis zu 16 Taxa, im Mittel aber mehr als 6 Taxa. Der Unterschied ist als signifikant einzustufen (Mann-Whitney *U*-Test $<0,05$).

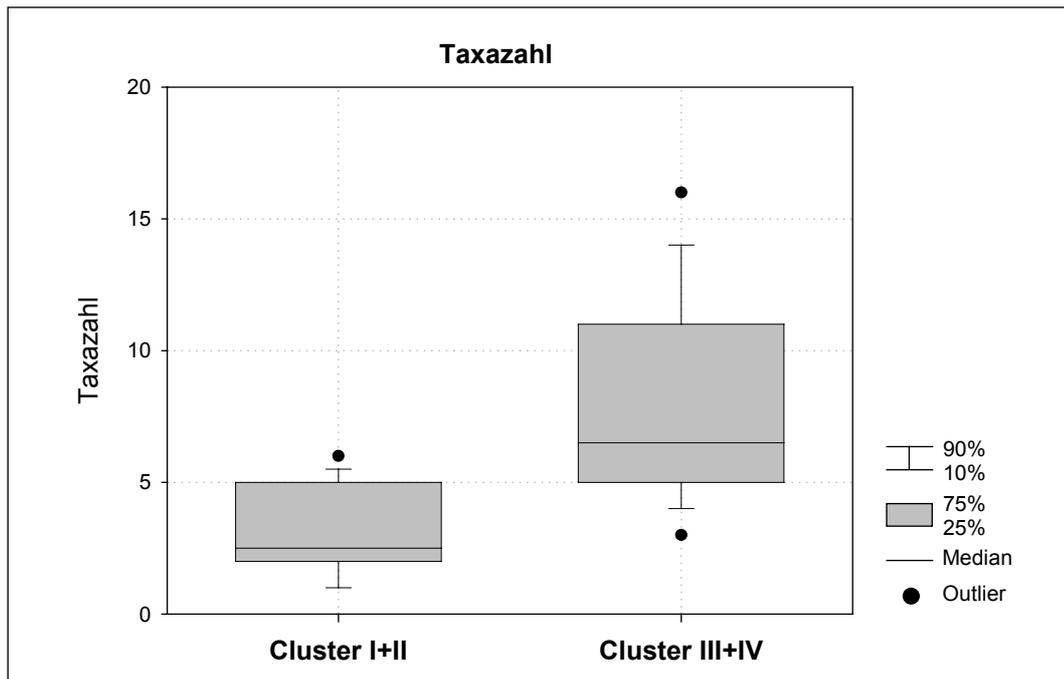


Abbildung 23 Vergleich der Taxazahlen aus Cluster I+II (n=10) und Cluster III+IV (n=10)

Habitatpräferenzen

Der Vergleich der Anteile an Schlickbesiedlern zwischen den Proben aus den Clustern I und II und den heterogenen Clustern III und IV ist in Abbildung 24 zu sehen. In den Proben aus den Clustern III und IV ist der dieser Anteil geringfügig erhöht, der größte Teil der Proben wies jedoch unabhängig von den dominierenden Taxa zwischen 20 und 40 % Schlickbewohner auf. Die Unterschiede sind nicht signifikant (Mann-Whitney U-Test > 0,05).

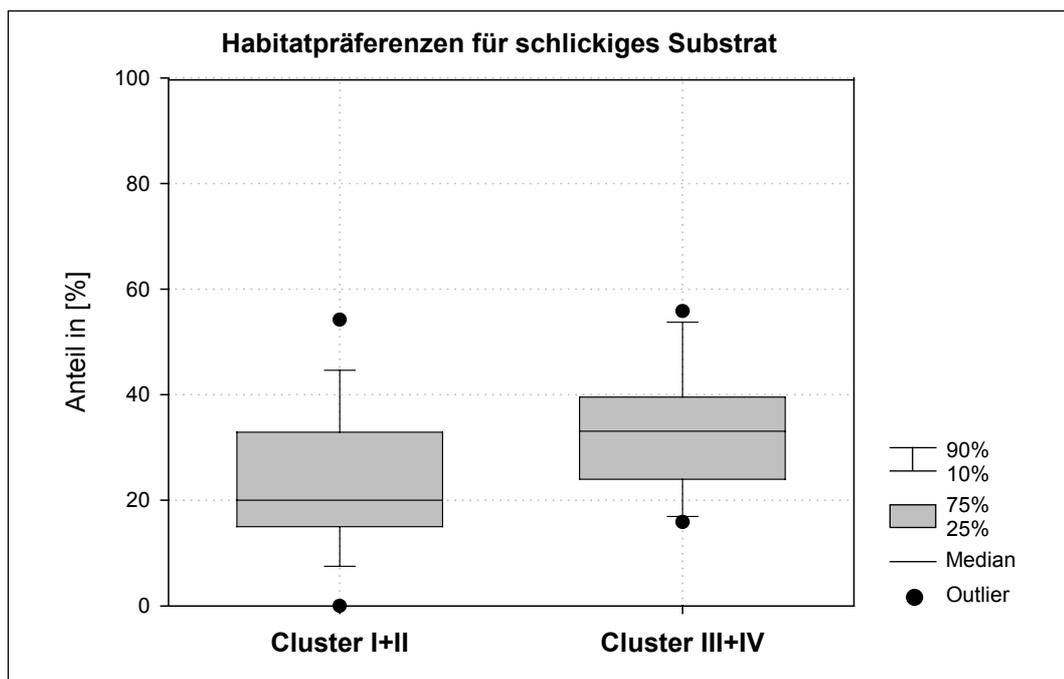


Abbildung 24 Vergleich des Anteils schlickbesiedelnder Organismen in Cluster I+II (n=10) und Cluster III+IV (n=10)

Vergleicht man hingegen die Präferenzen für sandiges Substrat (Abb. 25) so zeigen sich zwischen den Clustern sichtbare Unterschiede. Die Präferenzen der Taxa aus den Clustern I und II sind weiter gestreut als die aus der anderen Gruppe. Der Anteil Sandbesiedler steigt bis zu knapp 70%, während in Cluster III und IV 75 % der Proben einen Anteil von unter 40 % aufweisen. Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Mann-Whitney U -Test $>0,05$).

5.2

Besiedlung der Uferstrukturen

Ziel

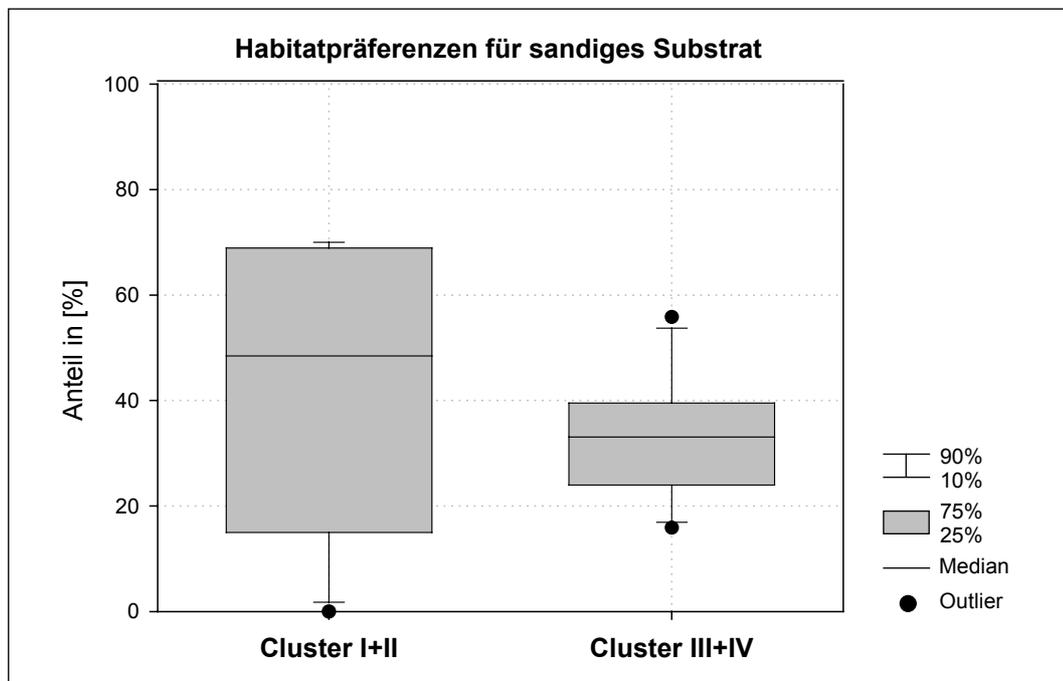


Abbildung 25 Vergleich des Anteils sandbesiedelnder Organismen in Cluster I+II (n=10) und Cluster III+IV (n=10)

dieses Kapitels ist es, Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Besiedlung der Uferstrukturen an den Probestellen festzustellen. Es wird zunächst die Gesamttaxaliste vorgestellt. Anschließend wird mit Hilfe einer Clusteranalyse die Lebensgemeinschaft der Stellen miteinander verglichen. Die sich hieraus ergebenden Gruppen werden im Hinblick auf die Taxazahl und die ökologischen Ansprüche der gefundenen Taxa analysiert.

5.2.1 Taxaliste

In Tabelle 12 sind die in allen Beprobungen erfassten Taxa dargestellt. Wurde eine Stelle mehrfach beprobt, so sind die Ergebnisse in der Tabelle zusammengefasst; die Termine sind im Tabellenkopf hinter dem Probestellenkürzel aufgeführt. Beispielsweise meint ‚mön08+01+04‘ dass die Stelle Mönkebude im August 2001, Januar 2002 und April 2002 beprobt wurde.

Die Beprobung der 11 Litoralstellen ergab insgesamt 63 Taxa, die Mollusken waren mit 20 Taxa die artenreichste Gruppe. Es folgen die Dipteren mit 10 Taxa, sowie Crustaceen und Heteropteren mit je 6 Taxa. Dipteren, Crustaceen und Mollusken konnten an allen Litoralstellen nachgewiesen werden. An allen 11 Stellen konnte *Pontogammarus robustoides* (Crustacea) nachgewiesen werden und ist damit die häufigste Art. Weitere verbreitete Arten und Gattungen sind *Bithynia tentaculata* (Mollusca), *Dreissena polymorpha* (Mollusca) und *Limnodrilus* sp.(Oligochaeta), die an je 10 Stellen vorkamen sowie *Gammarus tigrinus*

(Crustacea) an 9 der 11 Stellen nachgewiesen wurde. *Radix balthica* (Mollusca) und *Neomysis integer* (Crustacea) konnten an je 7 Stellen bestimmt werden.

In Stepnica konnten 16 Taxa nachgewiesen werden, davon waren die Mollusken mit 11 Taxa die artenreichste Gruppe. Czarnocin und Sulomino sind mit 8 bzw. 13 Taxa vertreten. Während in Czarnocin keine Gruppe dominiert, sind in Sulomino die Dipteren mit 5 Taxa die artenreichste Gruppe.

An den beprobten Strandabschnitten in Kamminke wurden 12, in Neuendorf 17 Taxa erfasst. Häufigste Gruppen in Kamminke sind dabei die Crustaceen mit 4 Taxa, in Neuendorf dominieren mit 5 Taxa die Dipteren vor den Crustaceen und Mollusken (je 4 Taxa). Die kleineren Strände in Welzin und Altwarp weisen 12 bzw. 11 Taxa auf. In Welzin sind dabei vor allem Oligochaeten und Crustaceen (je 3 Taxa) vertreten. Altwarp weist ebenfalls 3 Crustaceentaxa auf.

Dargen ist mit 32 Taxa die artenreichste Stelle, 11 Taxa sind hierbei der Gruppe der Mollusca zuzuordnen. Ähnliches gilt für Karnin, von den insgesamt 24 Taxa gehören 8 zu den Mollusken und 5 zu den Dipteren. Die Probenahme am Hafen von Mönkebude ergab 22 Taxa, davon stellen mit 5 Taxa die Dipteren die größte Gruppe, es folgen Mollusken und Crustaceen mit je 4 Taxa. In Mörkerhorst wurden 28 Taxa bestimmt. Häufigste Gruppe waren auch hier die Dipteren mit 9 Taxa sowie die Mollusken mit 6 Taxa. Außerdem fanden sich hier 3 der 4 Trichopterentaxa.

Tabelle 12 Taxa aus der Netz- und Sedimentbeprobung

Termine: 08: August 2001; 11: November 2001; 01: Januar 2002; 04: April 2002

x Taxon nachgewiesen - Taxon nicht nachgewiesen

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (wel08)	Altwarp (alt08)	Dargen (dar08+01+04)	Karnin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)
Hydrozoa											
<i>Cordylophora caspia</i>	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
<i>Clava multicornes</i>	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Nemertini											
<i>Prostoma obscura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Turbellaria											
Turbellaria Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (wel08)	Altwarp (alt08)	Dargen (dar08+01+04)	Karnin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)
Corixidae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Corixinae Gen. sp.	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mesovelia furcata</i>	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Nepa cinerea</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Plea minutissima minutissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Sigara</i> sp.	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-
Trichoptera											
Leptoceridae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Oecetis ochracea</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x
<i>Molanna angustata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Mystacides nigra</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Diptera											
Ceratopogonidae Gen. sp.	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x
Chironomidae Gen. sp.	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Chironomini Gen. sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	-	-	x	-	-	-	-	x	x	-	x
Tanytarsini Gen. sp.	-	-	x	-	x	-	-	x	x	x	x
Diamesinae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orthoclaadiinae Gen. sp.	-	-	-	-	x	-	-	x	x	x	x
Tanypodinae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Dolichopodidae Gen. sp.	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
Gesamttaxazahl	16	8	13	12	17	12	11	32	24	22	28

5.2.2 Vergleich der Probestellen

Der Vergleich der Gesamtbesiedlung in der Uferzone des Haffs wird zunächst in Form einer Clusteranalyse vorgenommen, um die Artengemeinschaft der Probestellen miteinander zu vergleichen. Die sich hieraus ergebenden Gruppen werden anschließend auf Unterschiede in Taxazahl und Habitatansprüchen verglichen. Grundlage der Berechnung ist die Gesamttaxaliste in Anhang II.

Die Abbildung 26 zeigt die Ergebnisse der Clusteranalyse, die auf der Grundlage des Jaccard-Koeffizienten berechnet wurde, sich also über eine Unähnlichkeitsmatrix definiert. Jede Zeichenfolge stellt jeweils eine Probe dar: die Abkürzung gibt die Probestelle an, die zweistellige Zahl dahinter gibt den Monat an, in dem die Probenahme stattfand. Sind Proben durch einen Cluster direkt verbunden, so weisen sie in ihrer Faunenzusammensetzung große Übereinstimmungen auf, sind sie durch übergeordnete Cluster verbunden, lässt das auf Unterschiede in der Besiedlung schließen. Die Achse über den Clustern stellt den Grad der Übereinstimmung dar. Aus der Berechnung ergeben sich zwei große Cluster.

Cluster I enthält die Proben aus Mönkebude, Dargen, Karnin, Mörkerhorst und Sulomino, sowie die Augustprobe vom Strand in Neuendorf. Innerhalb dieses Clusters lässt sich eine Gruppierung nach Jahreszeiten erkennen: die Januar- und Aprilproben der Stellen Mönkebude, Dargen, Karnin und Mörkerhorst unterscheiden sich deutlich von den Augustproben derselben Stellen. Das dafür verantwortliche Taxon ist hier in erster Linie die Ephemeroptere *Caenis horaria*, die ausschließlich in den Winter und Frühjahrsproben, nicht aber in den Augustproben auftaucht. Die weitere Unterteilung der Cluster ist auf die unterschiedliche Verbreitung mehrerer Taxa zurückzuführen, die sich aufgrund der höheren Artenvielfalt, im Gegensatz zu den Sedimentproben, kaum weiter aufschlüsseln lässt. Zu erwähnen, sind noch die Januar- und Aprilproben der Stellen Dargen und Karnin, in denen die Schnecke *Bithynia leachii* enthalten war sowie die Stellen Mörkerhorst und Mönkebude an denen der Polychaet *Marenzelleria viridis* nachgewiesen wurde.

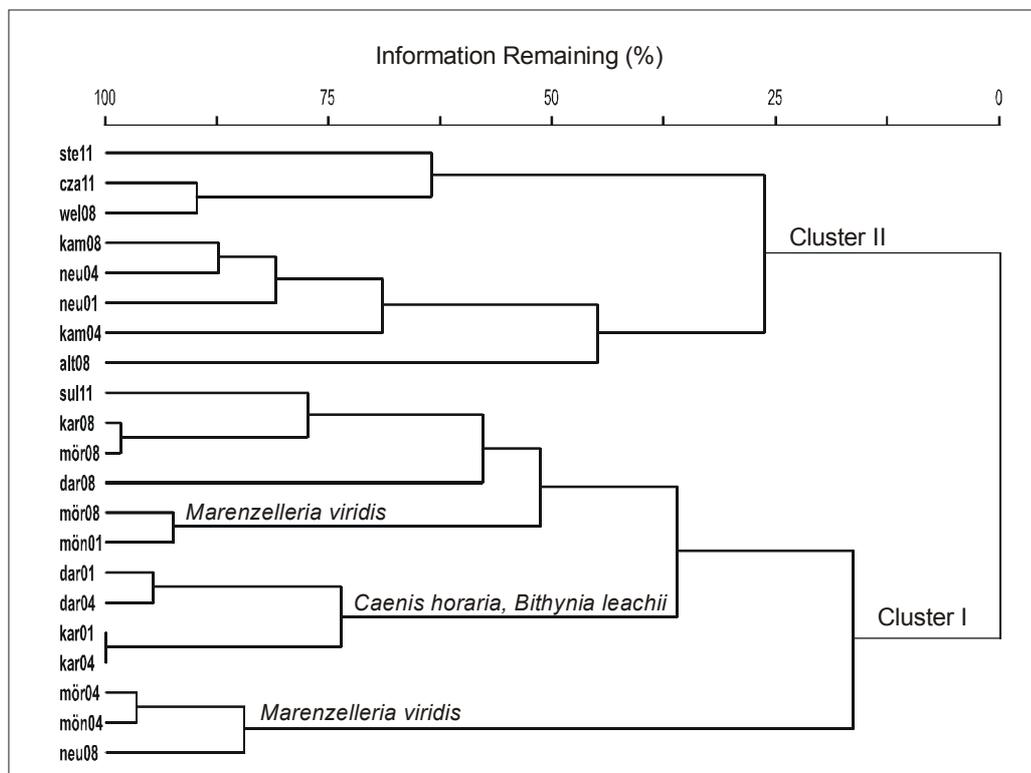


Abbildung 26 Vergleich der Uferproben (n=21)

In Cluster II gruppieren sich die Proben der großen Strandabschnitte in Kamminke und Neuendorf, sowie die kleineren Strände Altwarp und Welzin. Ausnahme ist die Augustprobe aus Neuendorf, die in Cluster I eingeordnet ist. Auch zwei Stellen am großen Haff, Czarnocin und Stepnica sind in Cluster II vertreten. Hierbei ist die Ähnlichkeit der Strände untereinander groß. Die Proben aus Czarnocin, Welzin und besonders Stepnica setzen sich deutlich ab, haben also wenig Ähnlichkeit mit den übrigen Stellen des Clusters. Die Gruppierungen in Cluster II lassen sich nicht auf einzelne Taxa zurückführen; die meisten der vorhandenen Taxa waren in den Uferproben insgesamt sehr häufig aufzufinden.

Verglichen werden im Folgenden die Proben aus Cluster I, in dem vor allem die strukturreichen Stellen gruppiert sind mit den Proben aus Cluster II, der die großen Strandabschnitte von Neuendorf und Kamminke, sowie einige kleinere Badestellen enthält.

Taxazahl

Abbildung 27 zeigt den Vergleich der Taxazahlen der Proben aus Cluster I und Cluster II. Es wurde ein signifikanter Unterschied zwischen beiden Gruppen ermittelt (Mann-Whitney-U-Test $<0,05$). Während die Taxazahlen in den Proben aus Cluster I in fast allen Fällen zwischen 15 und 20 Taxa liegen, ist dies nur in einer Probe aus Cluster II der Fall, die sich deutlich von den restlichen Proben absetzt. Die Hälfte aller Proben aus Cluster II wies insgesamt weniger als 10 Taxa auf.

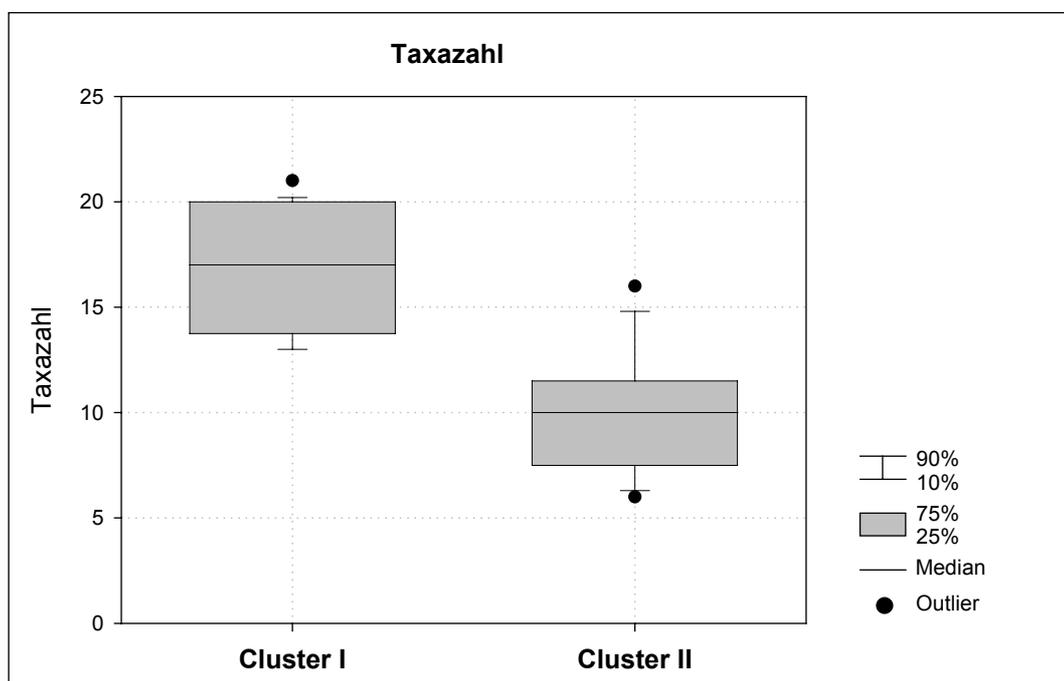


Abbildung 27 Vergleich der Taxazahl zwischen Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

Habitatpräferenzen

Die Abbildung 28 gibt den Anteil der Taxa aus den Proben von Cluster I und Cluster II wieder, die Sand als Substrat bevorzugen. Obwohl dieser Anteil bei beiden Gruppen unter 30 % liegt, sind die Unterschiede als signifikant einzustufen (Mann-Whitney U-Test $<0,05$). Hierbei liegt der Anteil der Sandbesiedler in den Proben aus Cluster II insgesamt deutlich über denen des Clusters I. Im Mittel sind hier knapp 20 % der Taxa als Sandbewohner einzustufen.

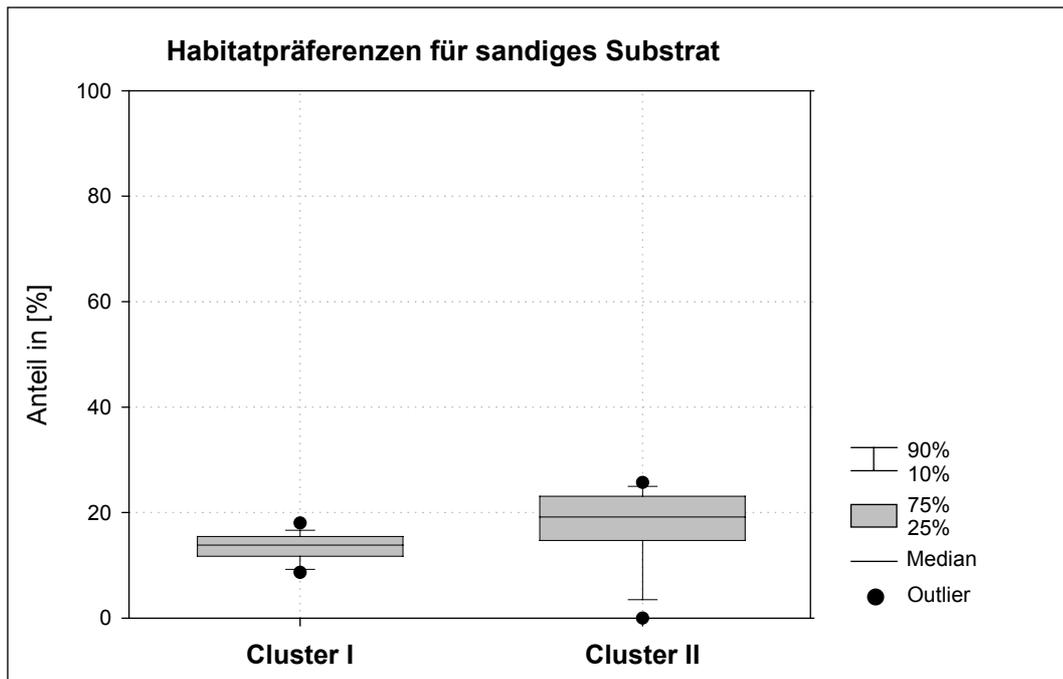


Abbildung 28 Vergleich des Anteils sandbewohnender Arten in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

Der Vergleich des Anteils der Schlickbesiedler in Abbildung 29 bietet ein umgekehrtes Bild. In Cluster I sind Proben mit einem höheren Anteil an Schlickbesiedlern zu finden als in Cluster II. Mehr als 75 % der Proben aus beiden Clustern weisen jedoch über 20 % schlickliebende Taxa auf. Der Unterschied ist denn auch nicht als signifikant einzustufen (Mann-Whitney U -Test $>0,05$).

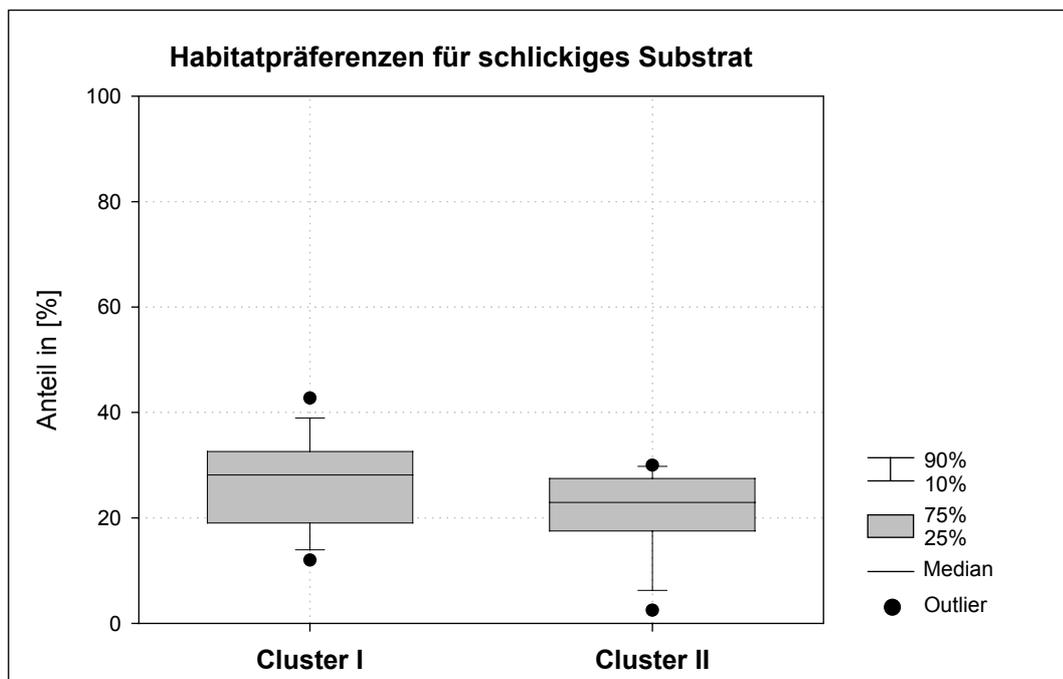


Abbildung 29 Vergleich des Anteils schlickbewohnender Arten in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

Strömungspräferenzen

Abbildung 30 gibt die Anteil der Taxa wieder, die schnell strömende Bereiche, also eine hohe Wasserbewegung bevorzugen. In Cluster I, in dem hauptsächlich strukturreiche Stellen mit ausgeprägten Schilfgürtel gruppiert sind, sind im Mittel etwa 18 % der anwesenden Taxa an hohe Strömungsgeschwindigkeiten bzw. Wellengang angepasst. Die Stellen aus Cluster II hingegen weisen deutlich mehr strömungsliebende Taxa auf, der Anteil liegt etwa zwischen 20 und 50 %. Dieser Unterschied ist als signifikant einzustufen (Mann-Whitney-U-Test $<0,05$).

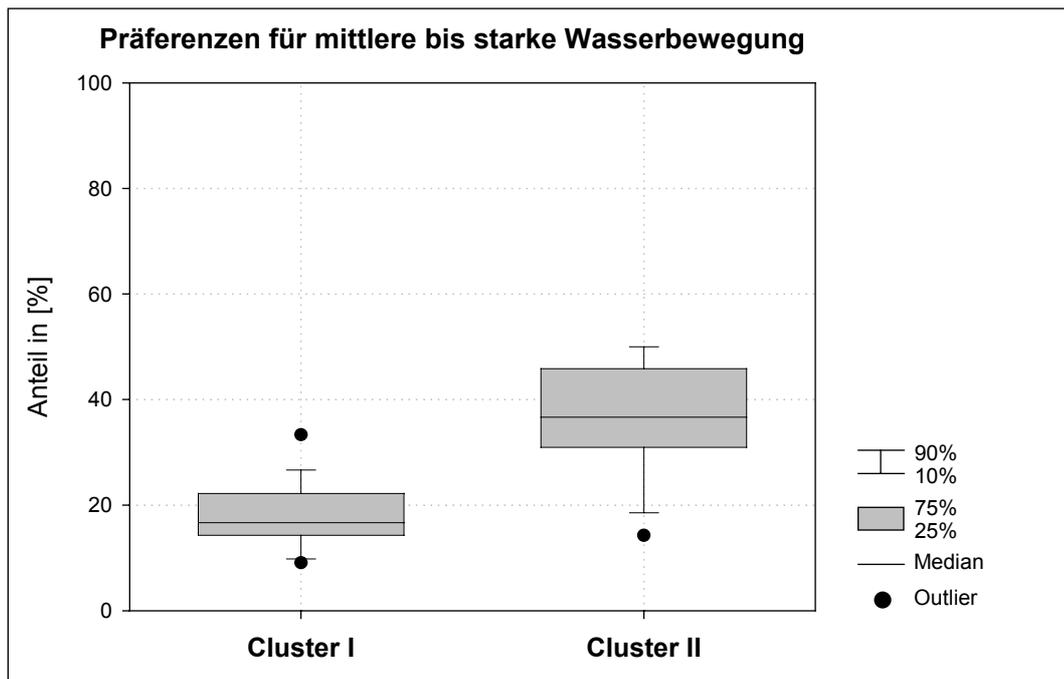


Abbildung 30 Vergleich des Anteils von Arten, die mittlere oder starke Wasserbewegung präferieren in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

Vergleicht man hingegen den Anteil an Stillgewässerarten, bzw. Arten, die vorwiegend an Stellen mit geringer Wasserbewegung vorkommen, so liegt der Anteil in Cluster I, der im wesentlichen Strände und Badestellen enthält im Mittel unter 10 % (Abbildung 31). Die meisten Proben weisen einen Anteil unter 20 % auf. In Cluster II hingegen sind zwischen 20 % und 40 % der anwesenden Taxa Bewohner lenitischer Gewässer- oder Gewässerabschnitte. Der Unterschied ist als signifikant einzustufen (Mann-Whitney U-Test $<0,05$).

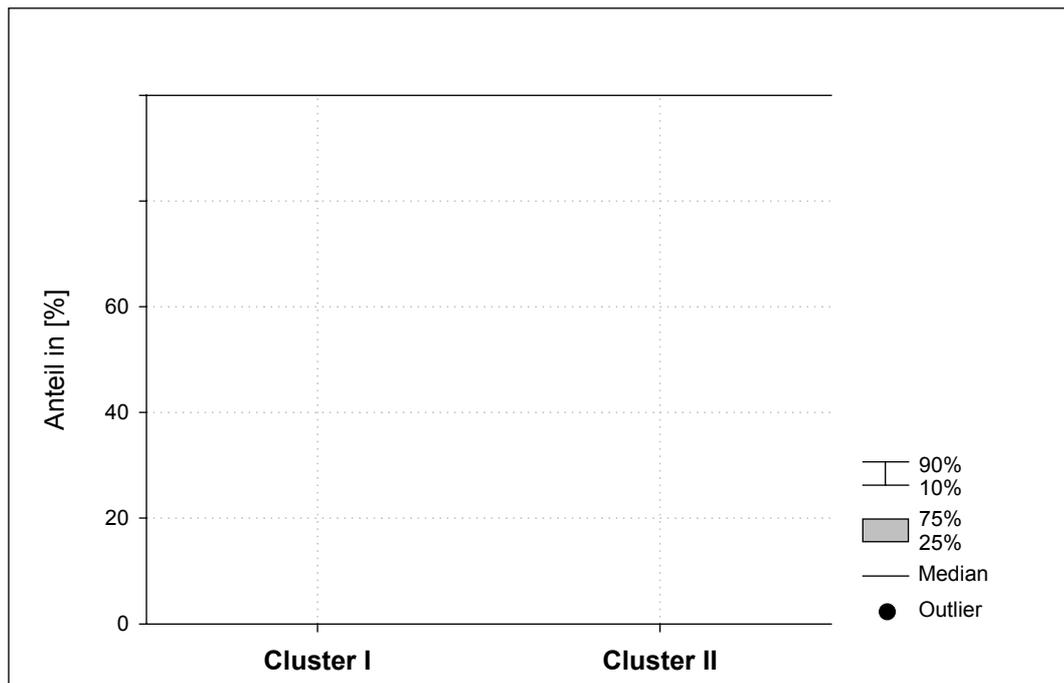


Abbildung 31 Vergleich des Anteils von Arten, die keine oder geringe Wasserbewegung präferieren in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

5.3 Historische Analyse der Makrofauna des Stettiner Haffs

Die wissenschaftliche Untersuchung des Stettiner Haffs begann mit dem Bau der Kaiserfahrt und des Schifffahrtskanals zwischen Stettin/Szczecin und Swinemünde/Swinouscie Mitte des 19. Jhdts.. Es entstanden damals als erstes Arbeiten über die Hydrologie des Haffs (HERR 1861, BRANDT 1896/97), die sich schwerpunktmäßig mit Ein- und Ausstrom über die Swine und die neu gebaute Kaiserfahrt beschäftigten. Dann rückte der außerordentliche Fischreichtum des Haffs in den Blickwinkel, den bereits BRANDT (1896/97) mit dem Zusammentreffen von „... Plankton-Reichthum, Üppigkeit der Ufervegetation und grosser Anzahl von Bodenthieren“ zu erklären versuchte. Es folgten umfangreiche Untersuchungen über das Plankton und die Bodenbeschaffenheit des Haffs, die man für wesentliche Steuerungsfaktoren der ‚Fischnährtiere‘ hielt.

Von NEUBAUER (1927) liegt die erste Untersuchung zur Benthosfauna, speziell den Mollusken vor. NEUHAUS (1933) untersuchte als erster systematisch die benthischen Lebensgemeinschaften des Haffs und stellte die Zusammensetzung der Hafffauna aus Brackwasser- und Süßwasserarten fest, die er je nach Vorkommen als euryhaline und stenohaline Arten bezeichnet.

Mit der politischen Teilung in einen polnischen Ostteil (Großes Haff) und einen deutschen Westteil (Kleines Haff) nach dem zweiten Weltkrieg wurde das Haff auch wissenschaftlich geteilt. Die erste ausführliche Untersuchung des Großen Haffs liegt von WIKTOR & WIKTOR aus dem Jahre 1954 vor. Es ist auch die erste Arbeit, die sich ausschließlich mit dem Benthos befasst, Hydrologie und Sedimentverhältnisse wurden nur im Hinblick auf ihre

Bedeutung für die Fauna untersucht. Weiterführende Untersuchungen wurden in den 1980er und Anfang der 1990er Jahre durch GIZINSKI et. al. und WOLNOMIEJSKI für das Große Haff veröffentlicht. Es sind im Wesentlichen Untersuchungen zur Fauna in den schlickigen Bereichen des Haffs. MASLOWSKI versuchte 1993 langfristige Veränderungen in der Fauna des Großen Haffs aufzuzeigen und fasst eine Reihe älterer Untersuchungen polnischer Autoren zusammen.

Eine intensivere Untersuchung des Kleinen Haffs begann Anfang der 90er Jahre mit der Diplomarbeit von HENSEL (1994), die abiotische Einflussfaktoren für die Arten- und Abundanzverteilung des Benthos untersuchte. Die Arbeit zeichnet sich durch eine große und gleichmäßig verteilte Zahl von Probestellen aus, die sowohl die sandigen als auch die schlickigen Bereiche erfassen. GÜNTHER et. al. (1995) verglichen die Fauna entlang eines Salzgradienten vom Peenestrom bis an die deutsch-polnische Grenze im zentralen Haff. Auch diese Arbeit hatte das Ziel, das Artenspektrum und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft mit Umweltfaktoren zu korrelieren.

Die Arbeit von LEWIN (1998) schließlich befasste sich schwerpunktmäßig mit dem Einfluss des Neozoons *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) auf die Sedimentumlagerungsprozesse im Kleinen Haff. Schwerpunkt der Untersuchungen lagen hier in den sandigen Bereichen des Kleinen Haffs.

Um Veränderungen in der Biozönose des Stettiner Haffs festzustellen, werden im folgenden Methodik, Untersuchungsgebiet und Ergebnisse der in Tabelle 13 aufgeführten Untersuchungen mit der vorliegenden Arbeit verglichen.

5.3.1 Entwicklung der Methodik

Die vorgestellten Arbeiten unterscheiden sich in ihrem Umfang, ihrer Zielsetzung und ihrer Genauigkeit. Im Laufe der Zeit haben sich Sammelmethodik und Aufbau von Benthosuntersuchungen verändert, häufig wurden nur bestimmte Substrate beprobt. Bevor man einen Vergleich der Ergebnisse vornehmen kann, ist daher eine Analyse der Methodik und des Untersuchungsschwerpunktes der unterschiedlichen Untersuchungen nötig. In Tabelle 13 sind die zum Vergleich ausgewählten Benthosuntersuchungen sowie die verwendete Methodik und das beprobte Untersuchungsgebiet aufgeführt.

Die Sammelmethode und die Aufbereitung der gewonnenen Proben unterscheiden sich erheblich. In den älteren Untersuchungen wurden qualitative Verfahren angewandt, die Tiere wurden mit Hilfe von Netzen gefangen oder von Steinen, Pflanzen und Seezeichen abgesammelt. Schwerpunkt der Untersuchungen war somit nicht das Sediment in den tieferen Bereichen des Haffs, sondern eher die Uferzone und die Flachwasserbereiche.

Tabelle 13 Übersicht der Benthosuntersuchungen am Stettiner Haff unter Angabe von Methode, Untersuchungsgebiet und Untersuchungszeitraum
1) ausschließlich schlickige Probestellen 2) ausschließlich sandige Probestellen

Autor/ Erscheinungsjahr	Untersuchungs zeitraum	Methode	Untersuchungsgebiet
BRANDT (1896/97)	1892-1893	Netz , sammeln	Haff, Ströme
NEUBAUR (1927)	etwa 1920-1927	Dredge, Greifer, sammeln	Haff, Ströme, Oder
NEUHAUS (1933)	1932	Netz und absammeln	Haff, Ströme
WIKTOR & WIKTOR (1954)	1951	Ekman-Birge Dredge	Großes Haff
GIZINSKI et. al.(1980)	1975 - 1976	Ekman-Birge Dredge	Großes Haff ¹⁾
MASLOWSKI (1992)	1984 - 1988	Van Veen Greifer	Großes Haff
WOLNOMIEJSKI (1994)	1982 – 1991	Ekman-Birge Dredge	Großes Haff, Oder
HENSEL (1994)	1993	Stechrohr, Kastengreifer	Kleines Haff
GÜNTHER et. al. (1995)	1993-1994	Kastengreifer	Kleines Haff, Peenestrom
LEWIN (1998)	1997	Kastengreifer	Kleines Haff ²⁾
diese Arbeit 2002	2001-2002	Netz, Stechrohr, Greifer	Haff, Oder

In der Untersuchung von WIKTOR & WIKTOR (1954) setzt sich mit der Ekman-Birge-Dredge ein quantitatives Verfahren durch und der Schwerpunkt der Untersuchungen verlagert sich in die tieferen Bereiche des Haffs. Die folgenden Untersuchungen im Großen Haff von GIZINSKI et. al. (1980), MASLOWSKI (1992) und WOLNOMIEJSKI (1994) und im Kleinen Haff von GÜNTHER et. al. (1995) befassen sich schwerpunktmäßig mit den schlickigen, tiefen Bereichen des Haffs; Beprobungen der Ufer verlieren an Bedeutung. Beprobt wird entweder mit der Dredge oder mit verschiedenen Greifervarianten.

Mit der Arbeit von LEWIN (1998), deren Schwerpunkt die Untersuchung der Bioturbation durch *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) war, liegt eine Arbeit vor, die sich ausschließlich mit den sandigen Bereichen des Haffs befasst. HENSEL (1994) schließlich deckt mit ihrer ausführlichen Untersuchung alle Sediment- und Substratypen ab, Schwerpunkt ist jedoch auch hier die quantitative Beprobung der Sedimente. Probenahmen im unmittelbaren Bereich der Uferflora wurden nicht genommen. Anzumerken sind eine Reihe von Proben in den *Dreissena*-Muschelbänken.

Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit ist die Erfassung der Uferfauna, die sowohl eine qualitative Beprobung durch Netzfänge und das Absammeln von Substrat als auch eine quantitative Beprobung der Ufersedimente mit Hilfe eines Stechrohres einschließt. Die Methodik ist dabei mit den anderen Untersuchungen vergleichbar. Die qualitativen Daten ermöglichen Vergleiche des Artinventars und der Stetigkeit der Tiere auch mit den älteren Arbeiten, die quantitativen Daten lassen Abundanzvergleiche mit den neueren Untersuchungen zu. Zu beachten ist dabei der Vergleich ähnlicher Substrate und Sedimentzusammensetzungen und die Beschränkung der Vergleiche auf das eigentliche Haff und, mit Einschränkungen, der Roztoka Odrzanska (Odersee).

5.3.2 Entwicklung der Artenzusammensetzung

Um einen sinnvollen Vergleich der einzelnen Untersuchungen zu erreichen, wird die Übersicht auf die Gruppen beschränkt, die in allen Untersuchungen bis auf Gattungs- oder

Artniveau bestimmt wurden und im Haff flächendeckend vertreten sind. Es sind dies die Mollusken, Crustaceen und Hirudineen.

In Tabelle 14 ist die Entwicklung der Häufigkeiten der Mollusken im Haff zu sehen. *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha* sind durchgängig im Haff zu finden. Sie scheinen schon vor 100 Jahren die dominierenden Mollusken im Haff gewesen zu sein.

Tabelle 14 Historischer Überblick über die Verbreitung von Mollusken im Stettiner Haff
Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig
grau unterlegt sind Arten ohne Häufigkeitsangabe, zusammengefasste Zeilen meinen das Vorhandensein der Gattung (z. B. Bithynia oder Viviparus)

	BRANDT 1896/97	NEUBAUR 1927	NEUHAUS 1933	WIKTOR&WIKTOR 1954	MASLOWSKI 1992	WOLNOMIEJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2001/02
<i>Acroloxus lacustris</i>		■■■								■
<i>Ancylus fluviatilis</i>		■								■
<i>Anisus vortex</i>		■■■■								
<i>Bathymphalus contortus</i>		■■								
<i>Bithynia leachii</i>		■■■■		■■■■■						■■
<i>Bithynia tentaculata</i>		■■■■		■■■	■■■	■	■	■■	■■■■■	■■■■
<i>Borysteria naticina</i>		■■■■								
<i>Galba truncatula</i>		■■								
<i>Gyraulus albus</i>		■■								■
<i>Gyraulus crista</i>					■					
<i>Hydrobia ventrosa</i>					■			■■		
<i>Lithoglyphus naticoides</i>		■■■		■■	■■					
<i>Lymnaea stagnalis</i>		■■■■								■
<i>Physa fontinalis</i>		■■■■			■					
<i>Planorbis carinatus</i>		■■■■	■	■■■						
<i>Planorbis planorbis</i>		■■■■								
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				■■■■	■■		■	■■	■■	■
<i>Radix auricularia</i>		■■■■	■							
<i>Radix lagotis</i>		■■■■								
<i>Radix balthica</i>		■■■■	■	■■■						■■■
<i>Stagnicola palustris-Gr.</i>										■
<i>Theodoxus fluviatilis</i>		■■			■		■			
<i>Valvata piscinalis</i>		■■■■	■■	■■■■■	■■■	■■	■	■■	■■■■■	■■■
<i>Valvata cristata</i>		■■			■■				■■■	■■
<i>Valvata macrostoma</i>		■■			■■■					
<i>Viviparus viviparus</i>		■■■■	■	■■	■■					
<i>Viviparus contectus</i>		■■■■		■■						
<i>Anodonta anatina</i>		■■■■	■		■■				■■	
<i>Anodonta cygnea</i>		■■■■		■■■						

	BRANDT 1896/97	NEUBAUR 1927	NEUHAUS 1933	WIKTOR & WIKTOR 1954	MASLOWSKI 1992	WOLNOMIJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2001/02
<i>Dreissena polymorpha</i>	■■■■	■■■■	■■■	■■■■■	■■■■	■■	■■	■■	■■■	■■■■
<i>Macoma balthica</i>					■■					
<i>Pisidium amnicum</i>				■■■■■	■■					■
<i>Pisidium casertanum</i>					■■■				■■	■
<i>Pisidium henslowanum</i>		■■			■■■					■
<i>Pisidium moitessieranum</i>					■					
<i>Pisidium nitidum</i>					■■				■■■■■	■■
<i>Pisidium obtusale</i>		■■■			■■					
<i>Pisidium personatum</i>					■					
<i>Pisidium casertanum pond.</i>					■					■
<i>Pisidium pulchellum</i>					■■					
<i>Pisidium subtruncatum</i>					■■■■					
<i>Pisidium supinum</i>					■					■
<i>Sphaerium corneum</i>		■■■		■■■	■■					
<i>Sphaerium lacustre</i>		■■	■			■■■			■■	
<i>Sphaerium rivicola</i>		■■■		■■	■■■					
<i>Sphaerium solidum</i>		■■■		■■■						
<i>Unio crassus</i>				■■						
<i>Unio pictorum</i>		■■■■		■■■		■				■
<i>Unio tumidus</i>		■■■■							■■	■

Einige Arten und Gattungen, die früher verbreitet oder häufig zu finden waren kommen heute nur noch als Einzelfunde oder gar nicht mehr vor. Am deutlichsten ist dies bei den Planorbiden zu sehen, die in dieser Untersuchung lediglich mit wenigen Schalenfunden vertreten waren. Lebende Exemplare wurden seit der Untersuchung von WIKTOR & WIKTOR (1954) nicht mehr gefunden. Auch die Vertreter der Gattung *Viviparus* wurden in den neunziger Jahren und in der aktuellen Untersuchung nur noch als Schalen gefunden. *Lymnaea stagnalis*, *Theodoxus fluviatilis* und *Physa fontinalis*, alles Arten, die von NEUHAUS (1933) und NEUBAUR (1927) als Bewohner der Makrophytenzone der sandigen Flachwasserbereiche beschrieben wurden, sind deutlich dezimiert oder gar nicht mehr in den neueren Untersuchungen zu finden. Lediglich *Radix balthica* fand sich in der vorliegenden Untersuchung verbreitet im Haff.

Bei den Muscheln ist ebenfalls ein Rückgang bestimmter Arten zu beobachten, insbesondere die Arten der Gattung *Sphaerium* tauchen in den neueren Untersuchungen nur noch als Schalenfunde auf. Unioniden und Anodontiden wurden nur noch vereinzelt gefunden, im Falle der vorliegenden Untersuchung waren dies lediglich je ein juveniles Exemplar von *Unio tumidus* und *Unio pictorum* (s. Taxaliste im Anhang II).

Ausnahmen bilden marine Arten wie *Hydrobia ventrosa* und *Macoma balthica*. Diese Tiere sind auf brackisches Wasser angewiesen und finden sich nur in Untersuchungen, die die Ströme oder den Bereich des Schifffahrtskanals mit beproben. Dies gilt in gleicher Weise für

ausgeprägte Fließgewässerarten wie *Ancylus fluviatilis*, die ausschließlich in der Rostoka Odrzanska, also in der direkten Odermündung gefunden wurden.

Im Falle der Crustacea fällt ein Vergleich schwerer, da sie in älteren Untersuchungen kaum Erwähnung finden. Genauere Untersuchungen gibt es von NEUHAUS (1933) zur Gattung *Corophium*, die im Haff mit zwei Arten vertreten ist: der Brackwasserart *Corophium volutator* und der Süßwasserart *Corophium curvispinum*, die auch in den großen mitteleuropäischen Strömen vorkommt. Im Haff kommen die Populationen kaum gemischt vor, sondern in einer vom momentanen Salzgradienten bestimmten Abfolge. So zeigen beide Arten im Laufe der letzten hundert Jahre Schwankungen in der Verbreitung, sind jedoch durchgehend in Haff und Strömen vertreten (Tabelle 15).

Tabelle 15 Historischer Überblick über die Verbreitung von Crustaceen im Stettiner Haff
Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig
grau unterlegt sind Arten ohne Häufigkeitsangabe, zusammengefasste Zeilen meinen das Vorhandensein der Gattung (z. B. Gammarus)

	BRANDT 1896/97	NEUHAUS 1933	WIKTOR&WIKTOR1954	MASLOWSKI 1992	WOLNOMIEJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2002
<i>Asellus aquaticus</i>	■	■■	■■■■	■■■		■			■■
<i>Corophium volutator</i>			■■■■	■■■		■	■■		
<i>Corophium curvispinum</i>		■■		■■■					■■■
<i>Neomysis integer</i>			■■■	■			■■	■■■■■	■■■
<i>Gammarus zaddachi</i>				■			■■■		
<i>Gammarus duebeni</i>				■					
<i>Gammarus salinus</i>					■			■■■■■	■
<i>Gammarus oceanicus</i>				■					
<i>Gammarus tigrinus</i>									■■■■
<i>Pontogammarus robustoides</i>									■■■■
<i>Balanus improvisus</i>				■					

Die Gruppe der Gammariden wurde selbst in den neunziger Jahren kaum bis zur Art bestimmt, was einen genaueren Vergleich der Häufigkeiten erschwert. Auffällig ist jedoch eine Verschiebung des Artenspektrums von den einheimischen Brackwassarten *Gammarus oceanicus*, *Gammarus zaddachi* und *Gammarus duebeni*, die in der Untersuchung von MASLOWSKI (1992) die Gammaridenfauna bildeten, zu den Neueinwanderern *Gammarus tigrinus*, und *Pontogammarus robustoides*, die diese Gruppe in der vorliegenden Untersuchung dominieren. Für *Balanus improvisus* als marine Art gilt ähnliches wie für *Hydrobia ventrosa* (Mollusca) und *Macoma balthica* (Mollusca). Ihr Auftreten im eigentlichen Haff ist als Ausnahme zu betrachten, die aufgelisteten Funde wurden ausschließlich in den Strömen oder im Bereich des Schifffahrtskanals gemacht.

Die Betrachtung der Hirudinea (Tabelle 16) ergibt keine wesentlichen Unterschiede in der Verbreitung. Insgesamt sind die Gattungen *Erpobdella* und *Glossiphonia* im Haff verbreitet,

wurden jedoch nur in den Untersuchungen der Ufer nachgewiesen. Auffällig ist das Verschwinden der Art *Helobdella stagnalis*, die 1992 noch verbreitet im Großen Haff nachgewiesen wurde, in der vorliegenden Untersuchung jedoch mit keinem Exemplar mehr vorkam. Ähnliches gilt für *Glossiphonia heteroclita*, die ebenfalls 2002 nicht mehr gefunden wurde.

Tabelle 16 Historischer Überblick über die Verbreitung von Hirudineen im Stetiner Haff
Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig
grau unterlegt sind Arten ohne Häufigkeitsangabe, zusammengefasste Zeilen meinen das Vorhandensein der Gattung oder Gruppe (z. B. Erpobdella oder Glossiphonia)

	BRANDT 1896/97	NEUBAUR 1927	NEUHAUS 1933	WIKTOR & WIKTOR 1954	MASOWSKI 1992	WOLNOMIEJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2002
<i>Erpobdella octoculata</i>				■■■■■	■■					■■■
<i>Erpobdella nigricollis</i>										■■
<i>Erpobdella testacea</i>					■■					
<i>Glossiphonia complanata</i>				■■■■	■■■					■■
<i>Glossiphonia concolor</i>										■
<i>Glossiphonia heteroclita</i>				■■■	■■■					
<i>Glossiphonia verrucata</i>					■					
<i>Glossiphonia paludosa</i>					■■					
<i>Hemiclepsis marginata</i>				■■						
<i>Helobdella stagnalis</i>				■■■■	■■■	■				
<i>Piscicola geometra</i>				■■■	■				■■	■■

5.3.3 Abundanzentwicklung

In Kapitel 5.1 ‚Taxalisten‘ wurde bereits ausgeführt, dass die Chironomiden und die Oligochaeten die dominierenden Benthosgruppen im Haff darstellen. Sie wurden jedoch nur in einzelnen Untersuchungen (MASLOWSKI 1992) bis auf Artniveau bestimmt und wurden daher zum Vergleich der Artengemeinschaft im vorigen Kapitel nicht herangezogen. Aufgrund der quantitativen Sammelmethode in den meisten Untersuchungen lässt sich jedoch anhand dieser Gruppen ein Abundanzvergleich durchführen.

Abbildung 32 zeigt die Mittelwerte der Gesamtabundanz sowie die mittleren Abundanzen von Chironomiden und Oligochaeten. Die Mittelwertbildung erfolgte ausschließlich aus Stellen im eigentlichen Haff und der Rostoka Odrzanska, Stellen in den Strömen und am Schifffahrtskanal wurden nicht berücksichtigt.

Neben der Dominanz der Oligochaeten in der Lebensgemeinschaft fällt eine beinahe zyklische Veränderung der Gesamtabundanz auf. Nach niedrigen Werten bis in die Mitte des 20sten Jahrhunderts steigen die Individuendichten im Großen Haff in den 1970ern und besonders in der ersten Hälfte der 1980er Jahre stark an. Es werden in den schlickigen Tiefen des Haffs über 16000 Individuen pro m² gezählt, die meisten davon Oligochaeten.

Dieser Anstieg wird sowohl in der Untersuchung von MASLOWSKI (1992) als auch bei WOLNOMIEJSKI (1994) aufgezeichnet. Nach einem Einbruch Mitte der 1980er steigen die Zahlen Anfang der 1990er wieder auf Werte bis zu 8000 Ind./m² an, erreichen jedoch nie mehr das Niveau von 1984/85. Die neueren Untersuchungen zeigen wieder deutlich geringere Abundanzen, auch dominieren in den Untersuchungen von 1997 und 2001/2002 die Chironomiden vor den Oligochaeten das Endobenthos des Haffs.

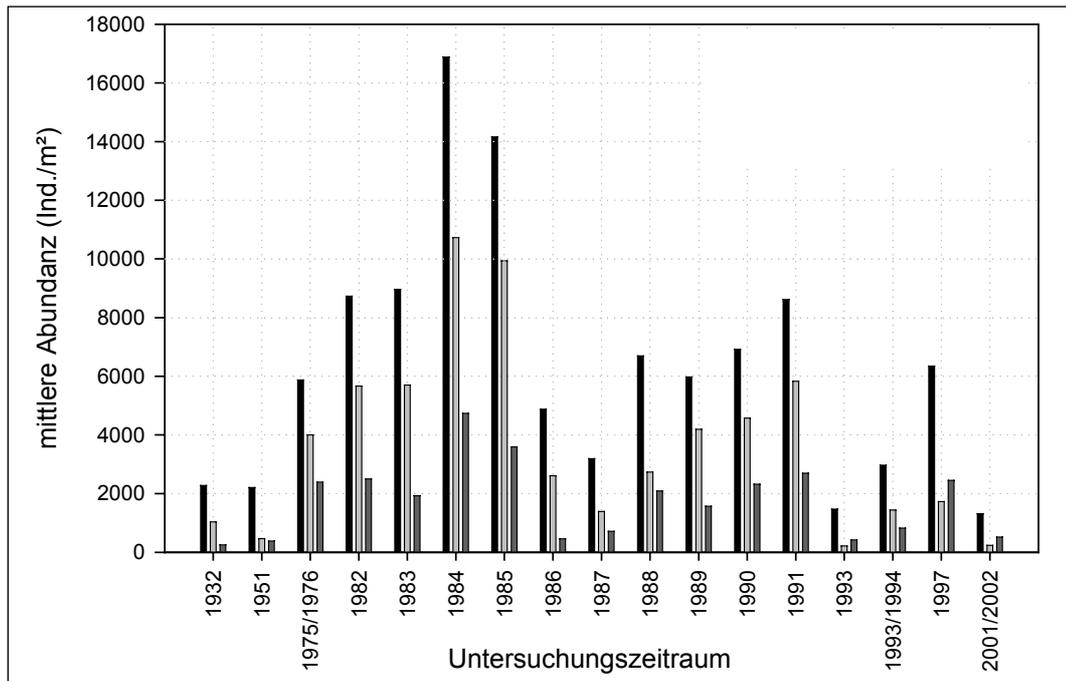


Abbildung 32 Abundanzentwicklung von Chironomiden und Oligochaeten

Daten aus: NEUHAUS (1933); WIKTOR & WIKTOR (1952); GIZINSKI et. al. (1980); MASLOWSKI (1992); WOLNOMIEJSKI (1994); HENSEL (1994); GÜNTHER et. al. (1995), LEWIN (1998)

5.3.4 Einwanderung neuer Arten

Schon beim Vergleich der Artengemeinschaft in Abschnitt 5.3.2 ‚Vergleich der Artenzusammensetzung‘ wurde die Veränderung der Makrofauna des Stettiner Haffs durch neu eingewanderte Arten sichtbar. In Tabelle 17 sind nun die Neozoen noch mal gesondert aufgeführt.

Dreissena polymorpha (Mollusca) und *Cordylophora caspia* (Hydrozoa) gibt es im Haff schon seit Beginn der zitierten Untersuchungen. Beide Arten sind als verbreitet oder häufig zu bezeichnen. *Dreissena polymorpha* bildet massive Muschelbänke aus, die vielen anderen Arten als Lebensraum dienen. *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca) ist ebenfalls seit Mitte des 19. Jahrhunderts im Haff verbreitet, wurde jedoch in den neueren Untersuchungen zunehmend seltener gefunden

Tabelle 17 zeigt eine Zunahme der Einwanderung in den achtziger und frühen neunziger Jahren. Der nordamerikanische Polychaet *Marenzelleria viridis*, sowie die Crustaceen

6. Diskussion

6.1 Taxalisten

Im Stettiner Haff überschneidet sich ein marines System, das Brackwassermeer der Ostsee, mit einem limnischen System, dem Odereinzugsgebiet. Die Fauna des Haffs setzt sich demnach aus Ostseeformen (die meist ursprünglich in der Nordsee beheimatet sind) und limnischen Einwanderern aus der Oder und anderen Süßwasserzuflüssen zusammen. Der niedrige Salzgehalt von im langjährigen Mittel etwa 1 bis 2 ‰ verschiebt das Spektrum auf die Seite der Süßwasserarten, die den größten Teil der Benthosfauna ausmachen. Es können sich jedoch nur Arten dauerhaft etablieren, die die gesamte Spanne der Salinität von nahe 0 ‰ bis zu 6 ‰ tolerieren. Die große Schwankungsbreite dieses Parameters, der nach REMANE & SCHLIEPER (1971) für die Makrofauna als Superfaktor zu betrachten ist, führt denn auch dazu, dass das Stettiner Haff als Küstengewässer deutlich weniger Arten beherbergt als die angrenzende Oder. Während in dieser Untersuchung 63 Taxa für das Haff nachgewiesen wurden, fanden sich bei Untersuchungen in der unteren Oder 92 Taxa (HASTRICH 1992), bei zusätzlicher Betrachtung der Auengewässer gar bis zu 249 Taxa (SCHMID 1999).

Neben den für viele Organismen schwierigen Salinitätsverhältnissen wirken sich die Folgen der Eutrophierung äußerst ungünstig auf die Artengemeinschaft aus. Insbesondere in den tieferen Regionen kommt es trotz normalerweise guter Durchmischung des flachen Wasserkörpers stellenweise zu Sauerstoffdefiziten. Im Untersuchungszeitraum waren im Sommer Extremwerte von 20 % Sauerstoffsättigung in Grundnähe zu beobachten (s. Kapitel 2.2.4 ‚Physikochemie im Untersuchungszeitraum‘). Solche Defizitsituationen sind für die meisten Organismen kaum zu ertragen, was die Besiedlung der schlickigen Tiefen des Haffs auf wenige Gruppen beschränkt.

6.1.2 Stetige Taxa des Sediments

Dominante taxonomische Gruppe im Sediment des Haffs sind die Dipteren (Chironomidae). Chironomiden gehören zu dem am weitesten verbreiteten und auch artenreichsten Insekten mitteleuropäischer Gewässer (über 1000 Arten sind bekannt), lassen sich jedoch sehr schwer bestimmen, weshalb die Bestimmung in dieser Arbeit meist nur bis zur Unterfamilie bzw. bis zur Ordnung erfolgte. Häufigste Unterfamilie sind die Chironomini, die im allgemeinen als Sandbesiedler einzuordnen sind (GRZYBKOWSKA 1991 in BLFW (ed.) 1996) und sich auch in den Sedimenten von Seen und größeren Fließgewässern finden. Eine hohe Toleranz bezüglich der ungünstigen Sauerstoffversorgung im Sediment eutropher Gewässern weisen dabei die Tiere der *Chironomus plumosus*-Gruppe auf; nach MEYER (1987) und REICHHOLF-RIEHM (1984) (beide in BLFW (ed.) 1996) sind sie daher häufig in den schlickigen Sedimenten organisch stark belasteter Gewässer zu finden. Im Stettiner Haff wurde diese Gruppe vorwiegend während der Transektfahrt gefunden, insbesondere in den landfernen Schlickproben war sie als eins der wenigen Taxa sehr individuenreich vertreten.

Neben den Chironomiden erwiesen sich die Oligochaeten als häufige Gruppe in den Sedimenten des Haffs. Das mit Abstand häufigste Taxon war hier *Limnodrilus* sp., wobei als Brackwasserbesiedler vor allem die Art *Limnodrilus hoffmeisteri* bekannt ist, die auch in früheren Untersuchungen als häufiger Oligochaet im Haff bestimmt wurde (HENSEL 1994, LEWIN 1998, GIZINSKI et. al. 1980). Da diese Art Mischsubstrate aus Schlick und Sand bevorzugt (WACHS 1968, MOOG et. al. 1991 in BLFW (ed.) 1996) wird sie in den tieferen, rein schlickigen Regionen des Haffs durch andere Tubificiden ersetzt. Während in dieser Arbeit die Tubificiden nicht weiter bestimmt wurden, gab GIZINSKI et. al. (1980) für die schlickigen Tiefen des Haff eine Dominanz von *Potamotrix hammoniensis* an. Ebenso wie die Individuen der Gattung *Chironomus*, sind auch die Tubificiden zu anaerober Atmung befähigt und daher in der Lage, sauerstoffarme Perioden im Profundal durchzustehen. Dies macht sie zu häufigen Bewohnern eutropher Gewässer (SCHWOERBEL 1999).

Mollusken wurden in den Sedimentproben weniger häufig gefunden. Verbreitet ist in erster Linie *Bithynia tentaculata*, die insgesamt als euryöke, anpassungsfähige Art beschrieben wird und sowohl aus Fließ- und Stillgewässern, als auch aus dem Brackwasser bekannt ist (LUDWIG 1989 in BLFW (ed.) 1996). Des Weiteren ließ sich in einigen Sedimentproben *Valvata piscinalis* feststellen. Diese Schnecke wurde schon von NEUBAUR (1927) als Bewohner der weiten Schlickflächen des Haffs beschrieben und gehört damit zu den wenigen Molluskenarten, die sich auch jenseits des Schilfgürtels in tiefere Bereich des Haffs bewegen. Dabei ist sie nach FALKNER (1990a) (in BLFW (ed.) 1996) und GLÖER & MEIER-BROOK (1998) sehr sauerstoffbedürftig und deshalb durch Eutrophierung beeinträchtigt.

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* stellt innerhalb der Haffmollusken einen Sonderfall dar, da sie auf Hartsubstrat angewiesen ist, um Kolonien zu bilden. Dieses fand sie in den ausgeprägten Bändern aus Muschelschalen, die sich zwischen sandigen Flachwasserbereichen und tieferem Schlickgrund ansammelten und die sie als Ansatzpunkt für ausgedehnte Muschelbänke nutzen konnte (BRANDT 1896/97, NEUHAUS 1933). *Dreissena*-Agglomerate fanden sich zwar nur an bestimmten Stellen, allerdings darf sie als individuenreichste Molluskenart angesehen werden.

Insgesamt lassen sich die Sedimentproben als artenarm beschreiben, lediglich 36 Taxa wurden gefunden, die meisten davon als Einzelfunde oder zumindest seltene Taxa. Wie zu erwarten dominiert das Endobenthos, lediglich sessile (*D. polymorpha*) oder ortsstabile epibenthische Arten wurden gefunden. Taxa, die an widrige Sauerstoffverhältnisse angepasst sind, konnten besonders die tiefen Bereiche des Haffs allein für sich erobern, während die ufernahen Sedimente auch empfindlichere Taxa aufweisen. Für alle Taxa gilt jedoch eine ausgeprägte Toleranz gegen Schwankungen der Umweltbedingungen, insbesondere des Salzgehaltes.

6.1.2 Stetige Taxa der Ufervegetation

Auch die Beprobung der Uferstrukturen ergab Chironomiden und Oligochaeten als häufige Gruppen, allerdings fällt die Dominanz hier weniger deutlich aus. Ähnlich verhält es sich mit

den Mollusken *Bithynia tentaculata* und *Dreissena polymorpha*, die sich häufig in den Netzproben fanden.

Typische Taxa der Uferzone sind die Crustaceen *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides*, die in nahezu allen Netzproben gefunden wurden. *G. tigrinus*, ein Neueinwanderer aus Nordamerika, der als besonders salztolerant beschrieben wird (BREHM & MEYERING 1990, SCHMEDITJE & KOHMANN 1992 beide in BLFW (ed.) 1996) trat mit hohen Stetigkeiten im ganzen Haff auf. Ebenso ist *Pontogammarus robustoides* ein häufiger Bewohner der Litoralzone; auch diese Art wanderte erst in den letzten Jahren ins Haff ein und ist inzwischen weit verbreitet. Während *G. tigrinus* als Phytalbewohner beschrieben wird (AQEM CONSORTIUM 2002), hält sich *P. robustoides* bevorzugt unter Steinen und in der Nähe anderer Hartsubstrate auf.

Eine weitere verbreitete Amphipodenart ist *Corophium curvispinum*, die sich insbesondere auf Steinen und Schilfstengeln fand, was durch MOOG et. al. (1991) (in BLFW (ed.) 1996) bestätigt wird, der sie als Bewohner von Hartsubstrat bezeichnet. In den Strömen, die das Haff mit der Pommerschen Bucht verbinden wird diese Art sukzessive durch die Brackwasserform *Corophium volutator* ersetzt. Ebenfalls gut an die Salinitätsschwankungen im Haff angepasst ist *Neomysis integer*, die im Frühjahr insbesondere vor den großen Stränden in Kamminke und Neuendorf massenhaft auftrat. Die Art bewegt sich vorwiegend im Freiwasser (STRESEMANN 1992).

Neben den Crustaceen ist noch eine Egelart, *Erpobdella octoculata* zu nennen, die im Großteil der Netzproben auftrat. *E. octoculata* wird von SCHMEDITJE & KOHMANN (1992) (in BLFW (ed.) 1996) als Gewässerubiquist bezeichnet, der sich unter Pflanzen und auf Steinen aufhält. Als relativ salztolerant und außerdem an die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse in verschmutzten Gewässern angepasst, findet er in der schilfigen Uferzone des Haffs offenbar einen günstigen Lebensraum.

Als einzige weitere Insektenart, die im Haff in nennenswerter Zahl vorkommt ist die Eintagsfliege *Caenis horaria* zu nennen. Sie ist eine ausgesprochene Stillwasserart, die vorwiegend unter Pflanzen am sandigen Gewässergrund vorkommt. Ihre Toleranz gegenüber brackigem Wasser macht sie zu einer typischen Bewohnerin des Haffs (BRAASCH & JAKOB 1976, MEYER & SCHRÖDER beide in BLFW (ed.) 1996). Allerdings ist ihr Vorkommen auf ruhige Stellen inmitten des Schilfgürtels beschränkt, die Ufer der großen Strandabschnitte besiedelt sie deshalb nicht.

Insgesamt zeichnet sich die Besiedlung der Schilfzone vor allem durch das Vorkommen von epibenthischen, vielfach pelagisch lebenden Arten aus. Es wurden mit 63 Taxa deutlich mehr Taxa gefunden als nur im Sediment, auch hier ist jedoch eine Beschränkung der Fauna auf euryöke Arten zu beobachten, die mit den zeitweilig auftretenden Brackwasserbedingungen gut zurechtkommen. Häufige Gruppen sind vor allem die Crustaceen.

6.1.3 Taxa der einzelnen Probestellen

Die Stelle in Stepnica wies im Vergleich zu allen anderen Stellen ein ungewöhnlich molluskenreiches Sediment auf. Das kiesige Sediment und die merkliche Flusströmung, die hier an der Odermündung vorherrschte scheint für *Ancylus fluviatilis* einen günstigen Lebensraum zu bieten. Die als ausgesprochen reophil beschriebene Art, die sich fest an Steinen ansaugt um der Verdriftung zu entgehen (ZEITLER 1990, SCHMEDITJE & KOHMANN 1992 beide in BLFW (ed.) 1996) wurde in den sandig-schlickigen Stillwasserbereichen des eigentlichen Haffs nicht gefunden. Ähnliches trifft auf einige Arten der Gattung *Pisidium* zu, von denen *Pisidium supinum*, *Pisidium amnicum* und *Pisidium henslowanum* an keiner anderen Stelle nachgewiesen wurden. All diese Arten, besonders aber *Pisidium supinum* sind nach GLÖER et al. (1992), FALKNER (1990b) und PIECHOCKI (1989) (alle in BLFW (ed.) 1996) auf Wasserbewegung angewiesen und kommen vorwiegend in großen Fließgewässern vor. Auch die Untersuchung von KOLASA (1972) weist die Roztoka Odrzanska, also die direkte Odermündung, noch deutlich als Teil des Fließgewässers Oder aus, dessen Artinventar sich von der Hafffauna unterscheidet.

Die anderen Stellen am Großen Haff, Czarnocin und Sulomino, weisen demgegenüber keine typischen Flussarten mehr auf. Dort wurden relative wenige Taxa gefunden, darunter die häufigen Arten *Bithynia tentaculata* (Mollusca), *Limnodrilus* sp. (Oligochatea) sowie *Pontogammarus robustoides* (Crustacea). Auffällig war der Fund des Brackwasserbewohners *Nereis diversicolor* (Polychaeta). STRESEMANN (1992) beschreibt die Art als typischen Bewohner der Küstengewässer, die niedrigen Salzgehalte im Stettiner Haff verhindern jedoch eine erfolgreiche Reproduktion. In früheren Untersuchungen trat *N. diversicolor* daher vorwiegend entlang der Ströme auf. Einzelne Tiere scheinen jedoch immer wieder ins eigentliche Haff einzuwandern.

Die beprobten Strandabschnitte in Kamminke und Neuendorf wiesen ebenfalls wenige Arten auf, auch hier vorwiegend die insgesamt häufigen Taxa. Insbesondere *Neomysis integer* (Crustacea) trat in den Aprilproben in Massen von mehreren Hundert Tieren auf. Ihre pelagische Lebensweise macht sie für offene, wenig mit Pflanzen bestandene Bereiche zur typischen Erscheinung (STRESEMANN 1992). Sie hielt sich vorwiegend in der Nähe der Holzbuhnen auf, die die Strandabschnitte voneinander trennen. Die typischen Stillwassarten wie *Caenis horaria* (Ephemeroptera) oder *Bithynia leachii* (Mollusca) fehlten an diesen Stellen völlig, was wahrscheinlich auf die starke Wasserbewegung zurückzuführen ist, die an den mehrere hundert Meter langen offenen Stränden schon bei geringen Windstärken zu beobachten war.

Eher unauffällig gestaltet sich auch das Artinventar der kleineren Strandstellen Altwarp und Welzin, sie sind eher als artenarm zu betrachten, wurden allerdings auch nur einmalig beprobt. Einzig der Fund von *Sigara* sp. (Heteroptera), die wie die meisten Wanzen an Stillwasserbedingungen angepasst ist weist auf einen vorhandenen Pflanzengürtel hin.

Als artenreich erweisen sich demgegenüber die Stellen Dargen, Karnin und Mönkebude. Sowohl Dargen als auch Karnin weisen die ausgesprochene Stillwasserart *Bithynia leachii* (Mollusca) auf. Im Gegensatz zu *Bithynia tentaculata* (Mollusca) ist sie auf pflanzenreiche,

langsam oder gar nicht strömende Gewässer angewiesen und kommt daher wohl an den Strandstellen nicht vor. (FALKNER 1990a in BLFW (ed.) 1996, GLÖER & MEIER-BROOK 1998). Die Art ist in der 'Roten Liste' für den deutschen Ostseeraum als gefährdet eingestuft (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (ed.) 1996). Daneben kommen in Dargen noch zwei weitere Molluskenarten vor: *Lymnaea stagnalis* und *Valvata christata*. Beide werden als Besiedler pflanzenreicher stehender oder langsam fließender Gewässer beschrieben (FALKNER 1990a in BLFW (ed.) 1996, GLÖER et. al. 1998), sind also im Haff auf einen weitgehend intakten Schilfgürtel angewiesen. Auch das Vorkommen von *Mystacides nigra* (Trichoptera), die von TOBIAS & TOBIAS (1981) (in BLFW (ed.) 1996) als Bewohnerin eines reichen Wasserpflanzenbestandes ausgewiesen wird, weist auf den Strukturreichtum der Stellen in Dargen und Karnin hin.

Die strukturell am wenigsten beeinträchtigte Stelle in Mörkerhorst ist ebenfalls eine der diverseren Stellen am Haff. Neben einigen der oben erwähnten Mollusken wurden hier die Trichopteren *Molanna angustata* und *Oecetis ochracea* gefunden, die auf Stellen mit geringer Wasserbewegung angewiesen sind. *Molanna angustata* bevorzugt dabei laut BURMEISTER & BURMEISTER (1984) (in BLFW (ed.) 1996) Sandflächen unterhalb des Schilfgürtels. Beide Arten sind als ausgeprägte Stillwasserarten zu bezeichnen und daher an den größeren Stränden nicht zu finden.

6.2 Vergleich der Artenzusammensetzung im Hinblick auf morphologische und strukturelle Unterschiede der Probestellen

Der Vergleich der Probestellen mit Hilfe der Clusteranalyse ergab Unterschiede in der Besiedlung, die sich durch die anschließende Hinzuziehung der ökologischen Parameter Taxazahl, bevorzugtes Substrat und bevorzugte Strömungsgeschwindigkeit (als Maß der Toleranz für die Wasserbewegung) auf morphologische und strukturelle Unterschiede an den Stellen zurückführen lassen. Dies gilt sowohl für die Stellen entlang des gefahrenen Transekts als auch für die Besiedlung der Ufer, hier vor allem für die Besiedlung der Uferstrukturen.

6.2.3 Sedimentbeprobung

Transekt

Die Besiedlung der Sedimente entlang des gefahrenen Transektes wies trotz der Beschränkung auf im Wesentlichen zwei Tiergruppen (Chironomidae und Oligochaeta) deutliche Veränderungen auf. Die Taxazahlen waren in den Übergangsbereichen zwischen sandigen Flachwasserzonen und den schlickigen Tiefen des Haffs am höchsten, es traten mehrere Chironomidentaxa aus den Unterfamilien der Tanytarsini und Chironomini auf, außerdem die Molluskenarten *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha*. Mit zunehmender Tiefe und Entfernung vom artenreicheren Schilfgürtel nimmt die Taxazahl deutlich ab (Kapitel 5.1.2, Vergleich der Probestellen). Neben der Strukturarmut der Haffmitte führt sicher auch die zeitweilig auftretende Sauerstoffnot in Grundnähe zu einer deutlich reduzierten Artengemeinschaft: es finden sich hier ausschließlich *Chironomus plumosus*-Gr. und Oligochaeten aus der Familie der Tubificiden. Ähnliches lässt sich nach

SCHWOERBEL (1999) in Seen beobachten, die so stark von Eutrophierung betroffen sind, dass am Grund zeitweise anoxische Zustände herrschen.

Neben der Taxazahl ergab sich auch in den Habitatansprüchen der Artengemeinschaft entlang des Transekts eine deutliche Verschiebung. Beinahe parallel mit der Zunahme des Schlickanteils am Sediment nahm auch der Anteil der Schlickbesiedler an der Lebensgemeinschaft zu (Kapitel 5.1.2 ‚Vergleich der Probestellen - Transekt‘). Interessant ist hierbei, dass die als ausgeprägter Schlickbewohner beschriebene Art *Valvata piscinalis* (Mollusca) nur mit wenigen Exemplaren an der landnahen Stelle p5 gefunden wurde. An den tiefen schlickigen Stellen, die nach den alten Arbeiten von NEUBAUR (1927) und NEUHAUS (1933) das typische Habitat dieser Art darstellten wurden zwar massenhaft leere Schalen jedoch keine lebenden Exemplare gefunden. *V. piscinalis* wurde bereits als sehr sauerstoffbedürftig beschrieben und hat daher scheinbar Schwierigkeiten sich in den tieferen Regionen des Haffs auf Dauer zu etablieren.

Ufer

Die Besiedlung der Ufersedimente ergab keine so eindeutigen Unterschiede. Auffällig war hier eine Trennung zwischen Proben, in denen die Chironomiden die Lebensgemeinschaft dominierten und den restlichen Proben in denen meist *Limnodrilus* sp. das häufigste Taxon darstellte. Die ‚Chironomidenproben‘ wiesen durchgehend niedrigere Taxazahlen auf, in einigen Proben kam ausschließlich diese Gruppe vor. Dass die artenarmen Proben mehrheitlich von den großen Stränden stammten weist eventuell auf eine Verarmung des Sediments aufgrund des entfernten schützenden Pflanzengürtels hin, lässt sich aber kaum sicher belegen. Es ist jedoch anzunehmen, dass eine ständige Verwirbelung des Sediments diese Strandstellen für viele epibenthische Organismen, insbesondere Mollusken, weniger attraktiv macht. Es wurde schon darauf hingewiesen, dass die meisten im Haff ansässigen Mollusken ausgeprägte Stillwasserorganismen sind.

Die Proben aus den beiden verbleiben Clustern unterschieden sich sehr stark voneinander, auch ließen sich kaum morphologische Gemeinsamkeiten zwischen den Stellen finden. Insgesamt handelt es sich um strukturreichere Stellen, deren geschützteres Sediment eine teils dichte organische Auflage aufwies. Inwieweit dies die Oligochaeten (v. a. *Limnodrilus* sp.) vor den Chironomiden bevorzugt lässt sich kaum erklären, da beide Gruppen eingegraben im Sand als Detritusfresser leben.

Die aus der Clusteranalyse berechneten Gruppen unterscheiden sich kaum hinsichtlich ihrer Habitatansprüche. Insgesamt wird ein Mischsubstrat aus Sand und Schlick bevorzugt.

Es ist anzunehmen, dass sich die Veränderungen der Sedimentbesiedlung der Ufer auf sehr kleinem Raum abspielen und sich daher für jede Probestelle ein Mosaik aus unterschiedlich zusammengesetzten Lebensgemeinschaften ergibt. Dafür spricht auch, dass sich mehrere Proben der gleichen Stellen in unterschiedlichen Clustern gruppieren (Mönkebude, Karnin). ZETTLER (1995) weist die Bedeutung des Wassergehalt und des Gehaltes an organischer Substanz für die Besiedlung der Sedimente der Kirrbucht (Darß-Zingster Boddenkette) nach, beides Faktoren, die sich kleinräumig sehr stark unterscheiden können.

Insgesamt scheint bei der Besiedlung der Sedimente zwei Faktoren besondere Bedeutung beizukommen:

- Wassertiefe und Entfernung vom Ufer: Dies bezieht sich in erster Linie auf die in den tieferen Regionen problematische Sauerstoffversorgung in windstillen Perioden im Sommer. Nur wenige Tiere sind in der Lage, solche Perioden zu überstehen und sich hier dauerhaft zu etablieren
- Schlickanteil am Sediment: Die meisten der im Haff vorkommenden Tiere bevorzugen eine Mischung der Korngrößen, ein hoher Schlickanteil im Sediment beschränkt die möglichen Besiedler auf wenige Taxa.

6.2.4 Beprobung der Uferstrukturen

Beim Vergleich der Besiedlung der Uferstrukturen insgesamt ergeben sich zwei deutlich voneinander abgesetzte Gruppen. Hierbei sind in der ersten Gruppe überwiegend Proben von strukturreichen Stellen wie Dargen, Mönkebude, Mörkerhorst und Karnin enthalten. Diese Stellen sind überwiegend von einem Schilfgürtel umwachsen (Dargen, Mörkerhorst) und durch Befestigungen vorm Wellenschlag geschützt (Karnin, Mönkebude). Insbesondere Dargen und Mörkerhorst wiesen eine dichte Auflage aus abgestorbenen Schilfhalmern und Detritus auf. Lediglich die Augustprobe der Stelle am Strand von Neuendorf fällt hier aus dem Rahmen. Diese Beprobung fand allerdings am Ende des Strandabschnittes an einer kleineren Schilfinselfelst, während die Januar und Aprilproben direkt vor dem offenen Strand genommen wurden.

Die zweite Gruppe setzt sich aus Proben der großen Strandabschnitte und denen einiger kleinerer Badestellen zusammen. Außerdem ist der Hafen von Stepnica hier vertreten. Alle Stellen zeichnen sich durch einen deutlich reduzierten Schilfgürtel und überwiegend sandiges bis kiesiges Sediment aus. Eine organische Auflage fand sich aufgrund der teils heftigen Wellenbewegung kaum. Auch war an einigen Stellen eine ständige Aufwirbelung des Sedimentes zu beobachten. Im Sommer sind diese Stellen außerdem einem starken Nutzungsdruck durch Badetourismus ausgesetzt – was jedoch auch auf die Stelle in Mönkebude zutrifft.

Der Vergleich der Taxazahlen ergab für die Proben der strukturreichen Stellen signifikant höhere Taxazahlen von bis zu 32 Taxa an der Stelle in Dargen. Die Strände in Kamminke und Neuendorf wiesen mit unter 20 Taxa eine deutlich geringere Artenvielfalt auf. Auch sind hier einzig Arten, wie zum Beispiel die Gammaridenarten, die euryöke Schnecke *Bithynia tentaculata* oder die Crustacee *Corophium curvispinum* anzutreffen, die mit einer weiten Spanne unterschiedlicher Lebensräume zurechtkommen und daher im ganzen Haff, unabhängig von Sediment- und Uferstruktur zu finden sind. Da diese häufigen Ubiquisten aber nur einen geringen Teil des Artenspektrums (wenn auch einen Großteil der Individuen) ausmachen (Tabelle 18), lassen sich Stellen, die spezialisierte, auf bestimmte Habitatstrukturen angewiesene Arten beherbergen deutlich anhand der höheren Taxazahl identifizieren. Diese spezialisierten Arten sind fast ausschließlich auf Stillwasserbedingungen angewiesen und bevorzugen vorwiegend Mischsedimente (siehe Kapitel 6.1 ‚Taxalisten‘).

Tabelle 18 Verbreitungsmuster der Taxa des Stettiner Haffs (Einteilung nach Stetigkeit an den Probestellen)

Einzelfund (< 1%)	I (1-25%)	II (26-50%)	III (51-75%)	IV (76-100%)
vereinzelt	seltener	verbreitet	häufig	sehr häufig
31 Taxa	16 Taxa	7 Taxa	7 Taxa	2 Taxa

Der Vergleich der Habitatpräferenzen zwischen den Gruppen ergab dann auch kaum signifikante Unterschiede. Lediglich der Anteil der Sandbesiedler war an den strukturarmen Stränden und Badestellen signifikant erhöht. Es ist anzunehmen, dass der hier zu beobachtende Wellengang eine Ansammlung feinerer Partikel und damit auch eine dauerhafte Besiedlung durch an feinere Substrate angepasste Organismen verhindert. Ähnlich wie schon beim Vergleich der Ufersedimente scheinen jedoch feinere Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung an den vorwiegend sandigen Ufern kaum einen Einfluss auf die Fauna zu haben.

Die Betrachtung der Strömungspräferenzen ergab ein völlig anderes Bild. Hierbei wird die Präferenz für Strömung allgemeiner als eine Präferenz für Wasserbewegung, also auch Brandung, übersetzt. Es ist anzunehmen, dass die Brandung an freien Ufern auf strömungsmeidende Organismen ebenso abschreckend wirkt, wie hohe Fließgeschwindigkeiten in Fließgewässern. Tatsächlich sind viele strömungsliebende Arten wie *Ancylus fluviatilis* (Mollusca) oder *Pisidium supinum* (Mollusca) auch typische Bewohner der Brandungsufer von Seen (SCHMEDITJE & KOHMANN 1992, LUDWIG 1989, GLÖER et al. 1992, alle in BLFW (ed.) 1996).

Zwischen der Artengemeinschaft der strukturreichen Stellen und der der Strandabschnitte ergaben sich bezüglich dieses Parameters deutliche Unterschiede. Die Proben aus den vom Schilfgürtel geschützten Bereichen enthielten signifikant mehr strömungsmeidende Arten als die der freien Ufer. Schon im vorigen Kapitel wurde angemerkt, dass eine Reihe von Arten an den Stellen Kamminke und Neuendorf, aber auch an den kleineren Badestellen Welzin, Sulomino und Altwarp nicht vorkommt. Dazu gehören *Bithynia leachii* (Mollusca) und *Caenis horaria* (Ephemeroptera), die im Haff sonst verbreitet vorkommen, aber auch seltenere Vertreter wie *Lymnaea stagnalis* (Mollusca), *Valvata cristata* (Mollusca), *Oecetis ochracea* (Trichoptera) oder *Mystacides nigra* (Trichoptera). Alle diese Arten sind ausgesprochene Stillwasserorganismen, die auf einen schützenden Pflanzenbestand angewiesen sind.

Dabei scheint insbesondere die Funktion des Schutzes vor hoher Wasserbewegung von Bedeutung zu sein, während die Pflanzebestände als Nahrungsgrundlage eine weniger wichtige Rolle spielen. Es wurden keine Unterschiede im Anteil der Phytalbesiedler oder der auf dem Phytal basierenden Ernährungstypen (Zerkleinerer, Minierer u.ä.) zwischen strukturarmen und strukturreichen Stellen gefunden. Für viele Arten dient der Schilfgürtel trotzdem als bevorzugtes Substrat, insbesondere Molluskenarten wie *Bithynia leachii*, *Lymnaea stagnalis*, *Radix balthica* und andere nutzen ihn zur Ablage ihrer Eier (ZEITLER 1990 in BLFW (ed.) 1996).

Ähnlich wie an Seeufeln scheint der Schilfgürtel auch im Haff vor allem eine Filter- und Schutzfunktion zu übernehmen. Er bietet den Organismen eine strömungsberuhigte, auch von größeren Sedimentumlagerungen geschützte Zone. Das Fehlen dieser Zone zieht das Fehlen der Charakterarten des Haffufers nach sich und führt zu einer Verarmung der Biozönose, wie sie an den vom Schilf befreiten Strandabschnitten zu finden ist.

Insgesamt scheinen bei der Besiedlung des Ufers zwei Faktoren besondere Bedeutung beizukommen:

- Stärke der Wasserbewegung (Brandung, Strömung): eine starke Brandung verhindert die Entstehung einer Detritusschicht auf die die meisten Organismen im Haff als Nahrung angewiesen sind. Außerdem wirkt eine ständige Sedimentumlagerung auf viele benthische Organismen abschreckend.
- Ausprägung des Schilfgürtels: dem Schilfgürtel kommt hierbei vor allem eine Schutzfunktion zu, was diesen Faktor eng mit dem Parameter Wasserbewegung verbindet. Allerdings sind durchaus auch die Pflanzen selbst für viele Organismen zur Nahrungsaufnahme oder zur Fortpflanzung unverzichtbar.

6.3 Veränderung der Makrozoobenthosbesiedlung im historischen Vergleich

Die Betrachtung der Ergebnisse historischer Arbeiten im Vergleich zur vorliegenden Untersuchung erbrachte sowohl Unterschiede in der Artenzusammensetzung bestimmter Gruppen, insbesondere der Mollusken, als auch eine Veränderung der Abundanzen des sedimentbewohnenden Endobenthos. In diesem Kapitel wird zu klären sein, ob sich diese Entwicklung auf Veränderungen der im vorigen Abschnitt als wesentlich für die Verbreitung der Makrofauna vermuteten abiotischen Parameter zurückführen lässt.

Bei der Diskussion der historischen Arbeiten ist sowohl die Veränderung in der Methodik als auch die Zielsetzung der jeweiligen Arbeiten zu beachten. Während sich die neueren Arbeiten durchaus bereits mit dem Einfluss ungünstiger Umweltbedingungen auf die gesamte Fauna befassen, sind die älteren häufig auf einzelne Tiergruppen der einzelnen Regionen des Haff beschränkt. Wie bereits ausgeführt kann jedoch sowohl die Methodik als auch die Auswahl der Probestellen einen großen Einfluss auf die erzielten Ergebnisse haben. Das Fehlen bestimmter Arten in den Taxalisten ist also nicht unbedingt ein Zeichen zunehmender Verarmung der Fauna und daher differenziert zu betrachten.

6.3.1 Entwicklung der Artenzusammensetzung

Die Vergleichsarbeit für die Molluskenbesiedlung des Haffs ist in erster Linie die Untersuchung von NEUBAUR (1927). Diese Arbeit ist über einen Zeitraum von mehreren Jahren entstanden und beruht vor allem auf der Sammelleidenschaft von Neubaur. Bei einigen seiner Funde war nicht klar, ob es sich um lebende Exemplare oder lediglich um Schalenfunde handelt; einige Taxa fand er nur an bestimmten Stellen (z. B. im Usedomer See), die zwar zum eigentlichen Haff dazugehören, jedoch durch die vorliegende Untersuchung nicht repräsentiert werden. Trotzdem scheint die Molluskenfauna des Haffs noch in den zwanziger Jahren des letzten Jahrhunderts um viele Arten reicher gewesen zu sein als sie es heute ist.

Häufig waren, auch nach Angaben anderer Autoren (BRANDT 1896/97, NEUHAUS 1933), neben den schon beschriebenen Arten *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha* beispielsweise die Arten der Gattungen *Viviparus* und *Planorbis*. Insbesondere *Viviparus contectus* ist eine typische Stillwasserart, die sich vorwiegend in dichten Pflanzenbeständen aufhält (GLOER & MEIER-BROOK 1998, FALKNER 1992a in BLfW (ed.) 1996). Sie wird von BRANDT (1896/97) und NEUBAUR (1927) als häufig oder verbreitet beschrieben und scheint während dieser Zeit eine der typischen Haffmollusken gewesen zu sein. Auch die damals häufig vorkommenden Arten der Gattung *Planorbis* (*P. carinatus*, *P. planorbis*), wie *Viviparus* Bewohner der Wasserpflanzenzone (ZEITLER 1990 in BLfW (ed.) 1996), tauchen in den neueren Untersuchungen nicht mehr auf. Ähnliche Angaben gibt es zu *Lithoglyphus naticoides* und *Physa fontinalis*, die sich beide durch ein hohes Sauerstoffbedürfnis und eine Bindung an klare, saubere Gewässer auszeichnen (FALKNER 1990 a, FALKNER 1990b beide in BLfW (ed.) 1996). Diese Arten wurden seit Mitte des 20sten Jahrhunderts nur noch vereinzelt gefunden, in der vorliegenden Untersuchung waren lediglich Schalenfunde nachzuweisen.

Betrachtet man die Muscheln, so ist ebenfalls eine Verarmung an Arten festzustellen die besonders die Großmuscheln betrifft. *Anodonta*-Arten wurden in den neunziger Jahren nur noch einmalig durch MASLOWSKI (1992) nachgewiesen, *Unio*-Arten konnten in der vorliegen Untersuchung nur noch in Form zweier juveniler Exemplare festgestellt werden. Es fanden sich allerdings in Stepnica und Czarnocin, nahe der Odermündung, einige große *Unio*-Schalen. Es ist anzunehmen, dass das Fehlen der Großmuscheln in vielen Untersuchungen auf die Sammelmethodik zurückzuführen ist. Die flachen Nebengewässer des Haffs, nach NEUHAUS (1933) bevorzugter Lebensraum der Unioniden, wurden nur selten beprobt, außerdem finden sich in Greifer- oder Stechrohrproben insgesamt wenig Mollusken.

Auffällig ist, dass viele der aufgeführten Arten bei BRANDT (1896/97) und NEUHAUS (1933), vereinzelt auch bei NEUBAUR (1927) als typische Bewohner der Makrophytenzone auf den weiten flachen Sandflächen des Haffs beschrieben wurden. BRANDT (1896/97) beobachtete „...dass der Küstensaum bis zur Wassertiefe von 2m hinab mit Binsen, *Potamogeton* und anderen Wasserpflanzen bestanden ist. Zwischen denselben und weiterhin nach der Tiefe fand sich, soweit der feste Grund reicht, ein sehr reiches und zugleich ziemlich mannigfaltiges Thierleben.“ Dieser Lebensraum scheint heute zumindest stark eingeschränkt zu sein. Es wird zwar von Makrophytenbeständen im Haff berichtet (Zettler mdl. Mitteilung), allerdings nur zu bestimmten Jahreszeiten und nicht in der damaligen Ausdehnung. Hierzu geben PIECYNKA et al. (1999) für eutrophe Seen an, dass gerade das Verschwinden mehrjähriger Unterwasserpflanzen sich signifikant auf die Fauna, insbesondere auf die langlebigen Mollusken auswirkt. Dies gilt beispielsweise für Arten der Gattung *Chara*, die als typische Makrophyten oligotropher Gewässer gelten. Nach NEUBAUR (1927) kamen Characeen auch im Stettiner Haff vor, er beschrieb sie sogar als „vorherrschendes Kraut“ am Krickser Haken (Nähe Swina-Mündung).

Die Verkleinerung der Makrophytenbestände in Boddengewässern wird von SCHIEWER & GOCKE (in RHEINHEIMER (ed.) 1996) und BLÜMEL et. al. (2002) als indirekte Folge der Eutrophierung beschrieben. Die durch den erhöhten Nährstoffeintrag verstärkte

Phytoplanktonblüte führe in den Gewässern zu einem ungünstigen Lichtklima. Als Folge daraus würden aus den Makrophyten-dominierten Bodden Phytoplankton-dominierte Systeme.

Für das Stettiner Haff lässt sich diese These in sofern übernehmen, als das jegliche Primärproduktion auch hier lichtlimitiert ist. Die Trübung des Wasserkörpers ist jedoch nach LEIPE ET. AL. (1998) vor allem auf eine insgesamt hohe Schwebstofffracht zurückzuführen und weniger auf einen Anstieg der Phytoplanktondichte in Folge der Eutrophierung. Modelle von WIELGAT & SCHWERNEWSKI (2002) legen Ähnliches nahe: Das Haff wäre demnach auch ohne anthropogene Einflüsse als eutroph einzustufen und eine Lichtlimitierung der Primärproduktion läge auch natürlicherweise vor. Es ist also zu vermuten, dass die Dezimierung der Makrophytenbestände und der dort lebenden Tiere nicht allein auf die Eutrophierung zurückzuführen ist. Andere Faktoren, wie die mechanische Belastung des Gewässergrundes durch intensive Grundfischerei und das Ankern zahlreicher Sportboote in den Sommermonaten sind hier zu berücksichtigen. Solche lokalen Beeinträchtigungen der Makrophytenbestände können sich über einen verstärkten Sedimenttransport an den beschädigten Stellen in einem steigenden Schwebstoffgehalt der Wassersäule äußern, der dann die Lichtbedingungen der Makrophyten weiter verschlechtert.

Der Vergleich der Hirudinea ergab kaum Veränderungen im Bestand. Die Egel scheinen neben der Ufervegetation besonders die ausgedehnten *Dreissena*-Muschelbänke zu besiedeln, die bereits von BRANDT (1896/96) als artenreiches Habitat beschrieben wurden. Das Fehlen bestimmter Arten, wie *Hemiclepsis marginata*, ist sicher auf die fehlende Beprobung dieser Muschelbänke in den meisten Untersuchungen zurückzuführen. Durch gezieltes Absammeln von Steinen und Pflanzen erfasste GROSSER (2003) außerdem noch vier weitere Egelarten, die in keiner der anderen Untersuchungen auftauchen.

Die Betrachtung der Crustaceenbesiedlung des Haffs wurde durch die ungenaue Bestimmung dieser Gruppe in vielen Arbeiten erschwert. Es ist jedoch festzustellen, dass sich die Gammaridenfauna in den letzten zehn Jahren stark verändert hat. Einheimische Arten wie *Gammarus zaddachi*, *Gammarus duebeni* und *Gammarus oceanicus*, die MASLOWSKI (1992) noch im Haff nachweisen konnte, wurden scheinbar vollständig von den Neueinwanderern *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides* ersetzt. In den Proben dieser Untersuchung fand sich lediglich ein Exemplar der Art *Gammarus salinus*, alle anderen Gammariden ließen sich den beiden Neozoenarten zuordnen. Die Arbeit von GRUSZKA (1999), die sich mit der Einwanderung gebietsfremder Arten in das Stettiner Haff befasst, nennt als Gründe für diese rasche Ausbreitung eine hohe Toleranz gegenüber den Salzgehaltsschwankungen.

Insgesamt lässt sich die Veränderung der Artengemeinschaft des Haffs beschreiben durch

- eine Verarmung der Molluskenfauna, die in sich vor allem durch die Dezimierung von Phytalarten und empfindlichen sauerstoffbedürftigen Arten äußert. Es ist zu prüfen, ob sich diese Dezimierung zumindest zum Teil auf eine Veränderung des Makrophytenbestandes zurückführen lässt.
- die Neueinwanderung gebietsfremder Arten.

6.3.2 Abundanzentwicklung

Die Entwicklung der Abundanz von Oligochaeten und Chironomiden wies in den letzten hundert Jahren erhebliche Schwankungen auf. Es wurde ein deutlicher Anstieg bis in die Mitte der 80er Jahre festgestellt, dem ein Einbruch der Individuendichten folgte. Nach einer Erholung der Bestände ist in den neueren Arbeiten wiederum eine insgesamt niedrigere Abundanz zu beobachten gewesen.

Die Interpretation dieser Entwicklung fällt schwer. Nach SCHWOERBEL (1999) ist die Abundanz der Organismen im Profundal von Seen mit der Menge zugeführter Nahrungspartikel aus der trophischen Zone gekoppelt. Es ist anzunehmen, dass die in der Folge der Eutrophierung des Haffs verstärkte Phytoplanktonblüte eine Vermehrung von Detritus und damit von organischen Bestandteilen in den Schlicksedimenten des Haffs zur Folge hatte.

Hinweise darauf gibt die Arbeit von BRANDT (1896/97) der anmerkt: „*Der Haffschlick...bildet eine zähe, tonhaltige Masse von schmutzig dunkel-graugrüner Färbung. Die Masse ist außerordentlich feinkörnig und vollkommen geruchlos.*“. Diese Beobachtung wird von NEUHAUS (1933) bestätigt. Beide Autoren betonen die Unterschiede zum schwarzen Schlamm aus der unteren Oder. Neuere Untersuchungen (GÜNTHER et. al 1995, HENSEL 1994) hingegen fanden auch im zentralen Haff schwarzen, mit organischen Partikeln durchsetzten Schlamm vor. Die Zunahme organischer Bestandteile im Haffschlick und damit eine deutlich verbesserte Nahrungsgrundlage ließe sich also als Grund für die außerordentliche Zunahme der Abundanzen des Endobenthos anführen. Dies wurde bereits in der Untersuchung von MASLOWSKI (1993) postuliert.

Der Einbruch der Individuendichten Mitte der 1980er Jahre hingegen ist kaum schlüssig zu erklären. Möglich wäre ein länger andauerndes Sauerstoffdefizit in Grundnähe, was sich jedoch aus den Sauerstoffmessungen des Monitoringprogramms nicht ersehen lässt. Auch der schon erwähnte Salzwassereinbruch Anfang der 1980er Jahre könnte die überwiegend ans Süßwasser angepassten Oligochaeten und Chironomiden dezimiert haben. Schließlich ist auch eine, durch die enorme Abundanz bedingte Verschärfung der interspezifischen Konkurrenz denkbar, in deren Folge sich die Population wieder auf niedrigerem Niveau eingeregelt hat. Keine dieser Hypothesen lässt sich jedoch eindeutig belegen.

Insgesamt bleibt bezüglich der Abundanzentwicklung festzuhalten, dass

- die eutrophierungsbedingte Steigerung des Gehalts organischer Partikel im Sediment die Nahrungsbedingungen für die Organismen des Endobenthos deutlich verbessert hat. Es ist zu vermuten, dass dies den Grund für die enorme Steigerung der Abundanz im Haff darstellt.
- es in der Vergangenheit zu Einbrüchen in der Population gekommen ist, die sowohl auf die Veränderung abiotischer Parameter als auch auf die Interaktion innerhalb und zwischen Populationen zurückgehen können.

6.3.3 Einwanderung neuer Arten

Es wurde festgestellt, dass eine Reihe von ursprünglich nicht in der Region beheimateten Arten im Haff schon lange ansässig sind, andere sind erst innerhalb der letzten 20 Jahre dazugekommen. Im Folgenden sollen kurz die Gründe für den Erfolg dieser Arten im Stettiner Haff und ihre Stellung innerhalb der Lebensgemeinschaft diskutiert werden.

Die natürliche Dynamik von Ökosystemen bringt eine ständige Veränderung der abiotischen Rahmenbedingungen mit sich. Dies gilt besonders für junge Systeme und Bereiche, in denen sich mehrere Systeme überschneiden. Beides trifft auf das Stettiner Haff zu. Organismen, die in einer solchen Umwelt dauerhaft überleben wollen, müssen große Schwankungsbreiten für sich lebenswichtiger Parameter tolerieren. Die daraus resultierende Artenarmut bietet neu einwandernden Arten eine Chance, sich schnell und dauerhaft zu etablieren (KINZELBACH 1999 in UMWELTBUNDESAMT (ed.) 1999). Barrieren wie Ozeane, Gebirge oder Wasserscheiden waren jedoch immer natürliche Grenzen der Expansion, die sich nur von wenigen Arten und innerhalb langer Zeiträume überwinden ließen. Für KINZELBACH (2001) ist daher der Begriff des ‚Neozoons‘ fest mit dem Menschen als Werkzeug seiner Verbreitung verbunden, der ihm die Ausbreitung auch über solche natürlichen Barrieren hinweg ermöglichte.

Für aquatische Lebensräume sind insbesondere die Wasserscheiden von Bedeutung. Erst der Bau von Kanalsystemen zwischen den großen Strömen ermöglichte z. B. Arten des pontokaspischen Raums die Einwanderung in die Systeme von Weichsel, Oder und Rhein. Der zunehmende Schiffsverkehr beschleunigte die Verbreitung vieler Arten. Durch den seit Mitte des 20sten Jahrhunderts expandierenden interkontinentalen Austausch sind auch die großen Ozeane für viele Organismen überwindbar geworden. Diese Faktoren wirkten sich im Laufe der letzten 150 Jahre auf die Artenzusammensetzung des Stettiner Haffs aus.

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* wird bereits von BRANDT (1896/97) als „... bei weitem am zahlreichsten von grösseren wirbellosen Thieren ...“ beschrieben. Die Art erreichte das Stettiner Haff vermutlich Ende des 19. Jahrhunderts aus dem pontokaspischen Raum (GRUSZKA 1999), sie war also in der Lage, sich innerhalb kürzester Zeit fest zu etablieren. Die Tatsache, dass *D. polymorpha* als einzige Süßwassermuschel freischwimmende Larvenstadien bildet mag zu ihrer raschen Verbreitung beigetragen haben (SCHMEDTJE & KOHMANN 1992 in BLFW (ed.) 1996). Einen Konkurrenzvorteil bietet ihr vor allem ihre ausgeprägte Toleranz gegenüber den Salinitätsschwankungen im Haff; von REMANE & SCHLIEPER (1971) wird angegeben, dass sich *Dreissena* mit dauerhaft bis zu 5,6 ‰ Salzgehalt arrangieren kann. Eine weitere Besonderheit besteht in der Habitatwahl der Art. Während alle anderen Haffmollusken sandiges und schlickiges Substrat bevorzugen ist *D. polymorpha* ein Bewohner von Hartsubstrat. Da die Ostseeart *Mytilus edulis*, die ebenfalls auf Hartsubstraten vorkommt, im Haff nur ausnahmsweise auftritt, ist *Dreissena* bezüglich ihres Habitats im Haff als nahezu konkurrenzlos anzusehen. Lediglich *Corophium curvispinum* (Crustacea) kann ihr durch den Bau seiner Wohnröhren Hartsubstrate streitig machen. Wie bereits erwähnt besiedelt sie die Bänder aus angeschwemmten Muschelschalen, die sich am Rande der sandigen Flachwasserbereiche ansammeln. Die so

entstandenen Muschelbänke bieten einer Biozönose aus Crustaceen, Hirudineen und einigen Molluskenarten (*Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis*, *Potamopyrgus antipodarum* u. a.) einen Lebensraum im Haff. Sie gehören damit neben der unmittelbaren Uferzone zu den artenreichsten Habitaten (HENSEL 1994, GÜNTHER et. al. 1995). *Dreissena polymorpha* ist somit als etablierter Bestandteil der Makrofauna des Stettiner Haffs zu betrachten.

Zwei weitere Arten, die bereits im 19. Jahrhundert ins Haff einwanderten sind *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca) und *Cordylophora caspia* (Hydrozoa). Während *C. caspia* einen ähnlichen Ausbreitungsweg wie *Dreissena polymorpha* aufweist, stammt die Schnecke *Potamopyrgus* ursprünglich aus Neuseeland, von wo aus sie über den Seehandel nach Europa und damit auch ins Haff gelangte. Beide Arten waren in der vorliegenden Untersuchung selten vertreten, wurden jedoch im Rahmen der meisten Arbeiten erfasst. Auch sie sind inzwischen feste Bestandteile der Haffbiozönose.

Corophium curvispinum (Crustacea) ist heute eines der häufigsten Tiere im Stettiner Haff. Nach GRUSZKA (1999) trat die Art erstmals Anfang des 20sten Jahrhunderts im Haff auf, von wo sie aus dem pontokaspischen Raum eingewandert war. *C. curvispinum* ist ähnlich wie *D. polymorpha* außerordentlich salztolerant, was ihr gegenüber anderen Crustaceen einen Konkurrenzvorteil verschafft. Dabei ist eine starke Wechselwirkung mit *Corophium volutator* zu beobachten, die an höhere Salzgehalte angepasst ist. Insbesondere NEUHAUS (1933) berichtet von einer regelrechten ‚*Corophium*-Zonierung‘ längs der Swina, die sich nach den momentanen Strömungsbedingungen richtet. In vielen Untersuchungen wurde ausschließlich *Corophium volutator* im Haff nachgewiesen (NEUBAUER 1927, WIKTOR & WIKTOR 1954, HENSEL 1994, GÜNTHER et. al. 1995), betrachtet man jedoch die Häufigkeit von *C. curvispinum* in der vorliegenden Untersuchung (kein Exemplar von *C. volutator* wurde erfasst) so ist fraglich, ob dies auf den im Untersuchungszeitraum niedrigen Salzgehalt oder eher auf Fehlbestimmungen zurückzuführen ist. Die vorliegenden Ergebnisse lassen *C. curvispinum* jedenfalls als im Haff etablierte Art erscheinen.

Neben den vorgestellten Arten, die schon seit etwa 100 Jahren im Haff ansässig sind kamen im Laufe der 1980er Jahre einige weitere hinzu. Die Bedeutung des Polychaeten *Marenzelleria viridis* im Haff wurde bereits in den Arbeiten von HENSEL (1994) und LEWIN (1998) ausführlich behandelt. Dieser Brackwasserart aus Nordamerika kam ein mehrjähriger Anstieg des Salzgehaltes Anfang der neunziger Jahre zu Gute, der die Abundanzen an einzelnen Stellen auf über 27000 Ind./m² ansteigen ließ (HENSEL 1994). Die zunehmende Aussüßung in den letzten Jahren scheint die Population wieder deutlich dezimiert zu haben. Die vorliegende Arbeit wies die Art nur noch mit wenigen Exemplaren nach.

Von größerer Bedeutung scheinen hingegen die Crustaceen *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides* zu sein, die die einheimische Gammaridenfauna beinahe vollständig ersetzt haben. Schon im Abschnitt zur Entwicklung der Artengemeinschaft wurde hierauf kurz eingegangen. Insbesondere der nordamerikanische Einwanderer *Gammarus tigrinus* war dabei in der Lage, seine hohe Toleranz gegenüber Salinitätsschwankungen sowie seine allgemeine anspruchslosigkeit bezüglich der chemisch-physikalischen und strukturellen Gegebenheiten zur Ausbreitung im Haff zu nutzen (GRUSZKA 1999). Er ist heute

hier die häufigste Gammaridenart. *Pontogammarus robustoides* hingegen wird von GRUSZKA 1999 eher als Süßwasserbewohner beschrieben, der wahrscheinlich durch die momentane Aussüßung des Haffs bevorteilt wird. Auch diese Art wurde sehr häufig erfasst und ist in Mecklenburg-Vorpommern inzwischen weit verbreitet (ZETTLER 2002). Es ist zu vermuten, dass sich die Einwanderung gebietsfremder Crustaceen weiter fortsetzen wird. MÜLLER et. al. (2001) schließen aus Untersuchungen an der unteren Oder auf ein baldiges Auftauchen des pontokaspischen Krebses *Dikerogammarus villosus*. Dieser Art wird das Potential eingeräumt, etablierte Ashipodengesellschaften durch Fraßdruck zu dezimieren und sich innerhalb kurzer Zeit im neuen Lebensraum zu etablieren (MÜLLER et. al. 2001).

Insgesamt sind also besonders salztoleranten Arten in der Lage gewesen, sich gegen Brackwasserorganismen einerseits und an Süßwasser angepasste Arten andererseits durchzusetzen. Obwohl von den insgesamt 63 Taxa nur 8 als Neozoen im Sinne der Definition von Kinzelbach (Kapitel 4 ‚Material und Methoden‘) bezeichnet werden können ist von einem großen Einfluss auf die gesamte Lebensgemeinschaft auszugehen, da es sich hier vielfach um häufige, individuenreiche Populationen handelt. Dies trifft im besonderem Maße auf *Dreissena polymorpha* zu, die sich seit etwa 150 Jahren als feste Größe im Haff etabliert hat.

6.4 Das Stettiner Haff im Vergleich zu anderen Boddengewässern

In den vorigen Kapiteln wurde ausführlich auf die Makrofauna des Haffs eingegangen. Es wurden die Unterschiede in der Besiedlung der verschiedenen Probestellen aufgezeigt und begründet. Doch was ergibt ein Vergleich der Haffbiozönose mit den anderen Boddengewässern ?

Zum Vergleich der Makrofauna des Haffs mit der anderer Ostseeküstengewässer wurde eine NMS durchgeführt (Kapitel 4 ‚Material und Methoden‘). Je näher die Punkte im Koordinatensystem zusammenliegen, desto ähnlicher ist sich die Biozönose der Stellen. Der Anteil der Varianz zwischen den Stellen, der durch die betreffende Achse erklärbar ist wurde als ‚percent of variance‘ in die Abbildung aufgenommen. Um die höchstmögliche Näherung an die tatsächliche Lage der Punkte im Raum zu erhalten, wurden die Achsen mit dem größten erklärenden Anteil ausgewählt, in diesem Fall die Achsen 2 und 3.

In Abbildung 33 ist das Ergebnis der NMS zu sehen. Farblich markiert sind die Stellen in der unteren Oder (schwarz), in den Gewässern des Typs B1 (gelb) und in den Gewässern des Typs B2 (orange; Beschreibung der Typen im Anhang I). Die Stellen im Oderhaff sind durch einen Kreis zusätzlich markiert.

Aus der Abbildung ergeben sich zwei Punktwolken, sowie die beiden Oderstellen, die sich deutlich von allen anderen Stellen absetzen. Eine der Gruppen besteht ausschließlich aus Stellen im Stettiner Haff, sowie aus der Gesamtliste des Haffs. Alle diese Stellen weisen untereinander eine große Ähnlichkeit auf, heben sich aber von den anderen Bodden sowie von der Oder deutlich ab.

Die in den vorigen Kapiteln festgestellten Unterschiede zwischen den Probestellen fallen im Vergleich mit den anderen Boddengewässern kaum ins Gewicht. Das Haff ist also eindeutig als einheitlicher Wasserkörper im Sinne der WRRL zu betrachten.

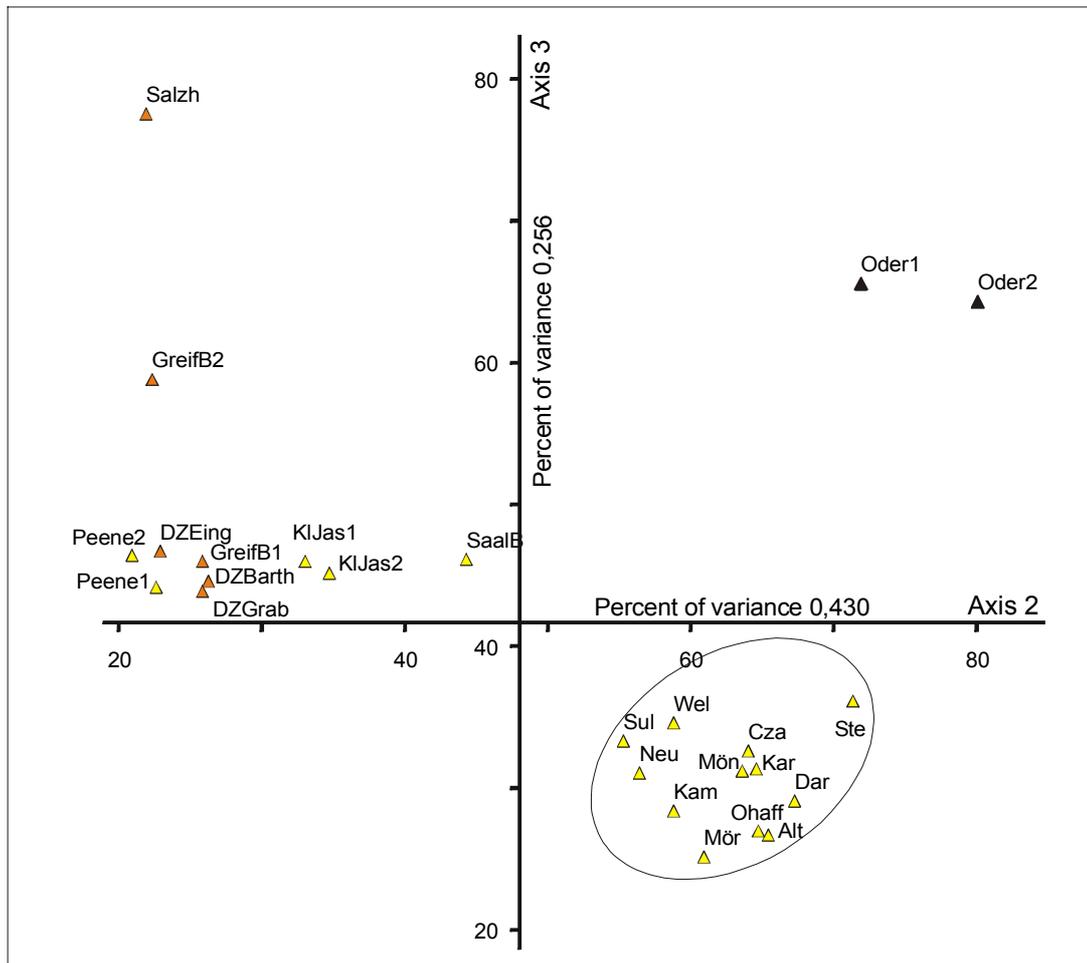


Abbildung 33 Vergleich der Boddengewässer auf Grundlage der Makrofauna

Die andere Punktvolke umfasst die Stellen der Darß-Zingster Boddenkette (DZGrab, DZBarth, DZEing und SaalB), den Greifswalder Bodden (GreifB1 und 2), den Kleinen Jasmunder Bodden (KIJas1 und 2) und den Peenestrom (Peene1 und 2). Die Stellen der Typen B1 (gelb) und B2 (orange) lassen sich nicht voneinander trennen, die vorläufige Ostseetypologie lässt sich also am vorliegenden Datensatz kaum abbilden. Lediglich das Salzhaff (Salzh) unterscheidet sich in der Besiedlung deutlich von den anderen inneren Küstengewässern. Die Untertypen B1 a/b bzw. B2 a/b sind anhand der Biozönose nicht nachzuweisen.

Es ist zu vermuten, dass die Salinität der entscheidende Faktor für die Ausprägung der Biozönose ist. Der mittlere Salzgehalt des Stettiner Haffs ist für Süßwasserorganismen als Verbreitungsgrenze anzusehen, bereits geringfügig höhere Gehalte, wie sie im Peenestrom oder im Saaler Bodden zu finden sind haben einen deutlichen Einfluss auf die Fauna. Der Anteil an Süßwassertaxa nimmt deutlich ab. Die übrig gebliebenen Brackwasserorganismen hingegen besitzen eine höhere Toleranz gegenüber der Salinität ihres Lebensraumes und

kommen daher mit oligohalinen und mesohalinen Verhältnissen ähnlich gut zurecht. Größere Unterschiede in der Besiedlung tauchen daher im Bereich 5 - 18 ‰ nicht mehr auf (REMANE & SCHLIEPER 1971).

Aus diesem Grund setzt sich das überwiegend von limnischen Organismen bewohnte Stettiner Haff deutlich von den anderen, überwiegend von euryhalinen marinen Organismen bewohnten Bodden ab. Die Bodden untereinander weisen hingegen deutlich weniger Unterschiede in der Besiedlung auf. Lediglich das Salzhaff, das durch den in der westlichen Ostsee höheren Salzgehalt deutlich salziger ist als die andern Küstengewässer, beherbergt eine noch mehr marin geprägte Fauna und ist daher in Abbildung 33 deutlich abgesetzt.

6.5 Monitoring im Stettiner Haff

Die Ergebnisse der NMS aus Kapitel 6.4 ergaben, dass das Stettiner Haff im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie als einheitlicher Wasserkörper betrachtet und bewertet werden muss. Grundlage der Bewertung eines Gewässers soll nach WRRL die in ihm existierende Biozönose sein. Um diesem Umstand gerecht zu werden, wird für das Stettiner Haff neben dem bereits existierenden Monitoringprogramm für chemisch-physikalische Parameter ein biologisches Monitoring angestrebt, das sich an den drei für Küstengewässer geforderten Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos orientiert. Im folgenden Kapitel wird zunächst das bereits existierende Programm im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms kurz vorgestellt. Anschließend werden konkrete Vorschläge zum Monitoring der Makrofauna im Haff gemacht.

6.5.1 Das Bund-Länder-Messprogramm

Das ‚Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee‘ entstand 1997 durch eine Übereinkunft der zuständigen Ressorts des Bundes sowie der Länder Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein. In Zukunft sollte die bisherige Einzelüberwachung in einem gemeinsamen Programm zusammengeführt werden.

Die überwachten Parameter sind neben chemisch-physikalischen Größen auch biologische Parameter, wie Phytoplankton, Phytobenthos und Zoobenthos, also die Gruppen, die auch in der WRRL als entscheidend zur ökologischen Einstufung eines Gewässers erachtet werden. Je nach Parameter sind die Meßnetze unterschiedlich dicht, der Schwerpunkt liegt jedoch eindeutig im Bereich der Wasserchemie. Die Erfassung des Zoobenthos erfolgt für die vorpommersche Küste dreimal im Jahr an 6 Stationen. Alle Stationen liegen in den äußeren Küstengewässern, im Unterschied zum chemisch-physikalischen Messprogramm werden die Boddengewässer selbst nicht beprobt.

Für eine Überwachung der Küstengewässer im Sinne der WRRL ist das Messprogramm, zumindest für die Komponente Makrozoobenthos, nicht geeignet, da das Messnetz für diesen Zweck zu lückenhaft ist. Gerade die besonders empfindlichen und durch die vielfältigen Nutzungen gefährdeten inneren Küstengewässer werden bei der Beprobung nicht

berücksichtigt. Es besteht also durchaus ein Bedarf für ein regionales Monitoringprogramm im Stettiner Haff.

6.5.2 Vorschläge für ein Makrozoobenthos-Monitoring am Stettiner Haff

Die Diskussion der Ergebnisse der durchgeführten Untersuchung macht deutlich, dass sich die zunächst als sehr homogen erscheinende Makrozoobenthosbesiedlung des Stettiner Haffs je nach Jahreszeit, Methodik und Probestellenauswahl sehr unterschiedlich darstellen kann. Auch sind Veränderungen in der Artenzusammensetzung durch das Verschwinden oder die Neueinwanderung von Arten, auch im Zeitraum weniger Jahre, belegt worden.

Signifikante anthropogene Belastungen im Sinne der WRRL sind

- die Eutrophierung und damit einhergehende Folgeerscheinungen wie Sauerstoffdefizite in Grundnähe oder die Dezimierung der submersen Vegetation.
- die Freizeitnutzung des Uferbereichs und die daraus folgende Beeinträchtigung der ufernahen Vegetation.

Im Folgenden werden Vorschläge gemacht, wie die Überwachung des Stettiner Haffs im Hinblick auf diese Belastungen aussehen könnte. Grundlage sind die Ergebnisse der in Rahmen dieser Arbeit diskutierten Autoren sowie die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen.

Probenahmezeitpunkt- und frequenz

Die Wasserrahmenrichtlinie gibt für die Überwachung des Makrozoobenthos in Küstengewässern eine Überwachungsfrequenz von drei Jahren vor. Dieser Zeitraum entspricht in etwa den Abständen der zitierten Zoobenthos-Untersuchungen des Haffs in den letzten 10 Jahren. Beim Vergleich der jeweils 2 bis 4 Jahre auseinanderliegenden Untersuchungen traten keine gravierenden Faunenveränderungen auf, die eine kürzere Überwachungsfrequenz rechtfertigen würden.

Der Vergleich der Jahreszeiten ergab zwar keine signifikanten Unterschiede in den Ergebnisse, trotzdem ist die Wahl des Probenahmetermins von Bedeutung. Dies betrifft zum einen organisatorische Probleme, beispielweise Eisgang im Winter oder die Badesaison im Hochsommer, zum anderen den Lebenszyklus einzelner Taxa. Ein Beispiel ist die Eintagsfliege *Caenis horaria*, eine häufige Art, die jedoch nur im Januar und April gefunden wurde, da sie im Spätsommer ihre Entwicklung bereits vollendet hat. Da die mehrfach beprobten Stellen, mit Ausnahme der großen Strände, höhere Taxazahlen aufwiesen, sollten mindestens zwei Proben pro Jahr genommen werden; es ist jedoch abzuwägen, ob dieser Mehraufwand durch ein genaueres Ergebnis noch zu rechtfertigen ist.

BÖHMER et. al. (1999) schlagen als geeignete Probenahmeperiode in großen Flüssen den Frühsommer (Juni, Juli) vor, für Seen wird ebenfalls der Frühsommer als die geeignete Jahreszeit erachtet (ZINTZ & BÖHMER 2002). Dies lässt sich sicher für das Haff übernehmen.

Probenahmemethodik

Bei der Diskussion der Probenahmemethoden (Kapitel 4.5. ‚Methodendiskussion‘) sowie beim Vergleich der Methodik im Rahmen der historischen Analyse wurde bereits auf eine Reihe von Problemen hingewiesen.

Die Beprobung der Sedimente mit Greifern oder Stechrohren ist gut zur Erfassung des Endobenthos geeignet, sofern es sich um sandiges oder schlickiges Sediment handelt. Bei grobkörnigerem Material besteht die Gefahr, einen Teil der erfassten Tiere durch auslaufendes Wasser zu verlieren. Solche Substrate sind im eigentlichen Haff jedoch nicht zu finden, weshalb an der Stechrohr-Greifermethode nicht auszusetzen ist. Außerdem lassen sich die Ergebnisse dieser Methode leicht quantifizieren, was sie für statistische Verfahren verwertbar macht. Um den kleinräumigen Unterschieden in den Sedimenten der Probestellen gerecht zu werden, sind Parallelproben zu nehmen. In dieser, wie auch in den meisten anderen zitierten Arbeiten wurden jeweils drei Kerne pro Stelle gezogen; dies wird auch von ZINTZ & BÖHMER (2002) für Seen empfohlen.

Problematisch ist die Einseitigkeit dieser Methode, weshalb sie an den Ufern durch eine zusätzliche Beprobung anderer Substrate, insbesondere des Phytals, ergänzt werden muss.

Die Beprobung des Phytals stellt die eigentliche Schwierigkeit dar. Die in dieser Untersuchung verwendete Netzbeprobung weist vor allem eine Schwäche auf: sie ist nicht quantifizierbar. Dass die Lebensgemeinschaft des Schilfgürtels und der Uferstrukturen einen wichtigen Teil innerhalb der Makrofauna des Haffs darstellt wurde bereits diskutiert, allerdings konnten kaum Angaben über die mengenmäßige Verbreitung vieler Arten gemacht werden. Auch war die in der WRRL verlangte Repräsentativität kaum gegeben, da alle Substrate unabhängig von ihrer flächenmäßigen Ausdehnung und Verteilung gleichstark beprobt wurden.

Ein ähnliches Problem ergibt sich bei der Beprobung von Seeufern; ZINTZ & BÖHMER (2001) schlagen daher eine Zeitsammelmethode vor. Diese Methode ersetzt die Bezugsfläche durch eine Bezugszeit; auch wenn dabei keine echten Abundanzen erfasst werden, eignet sich die Methode zumindest zum quantitativen Vergleich der so beprobten Stellen untereinander. Um die repräsentative Erfassung aller Substrate zu gewährleisten ist eine vorherige Substratabschätzung von Vorteil. Je nach flächenmäßigem Anteil sollten die vorgefundenen Substrate unterschiedlich lange und ausgiebig beprobt werden. Ein solches ‚multi-habitat-sampling‘ wird inzwischen auch bei der Beprobung von Fließgewässern eingesetzt (AQEM CONSORTIUM 2002). Diese Abschätzung verlangt allerdings einen höheren Zeitaufwand und vor allem eine genügende Sichttiefe, um Steine oder submerse Pflanzen gezielt beproben zu können.

Zur weiteren Aufbereitung der Proben lässt sich kaum ein Verbesserungsvorschlag machen. Zum Spülen der Proben sollte allerdings eine genügend feine Maschenweite gewählt werden. Insbesondere die quantitative Aussage kann sich in Abhängigkeit vom verwendeten Sieb erheblich verändern. In den meisten Untersuchungen des Haffs wurden 500 µm Siebe

benutzt, die auch die kleineren Cironomidetaxa noch erfassen. Das Spülen schlickiger Proben ist mit solchen Sieben jedoch sehr langwierig.

Probestellen

Die Auswahl der Probestellen stellt sicherlich den schwierigsten Punkt eines Monitorings da. Wie in den vorigen Abschnitten ausführlich diskutiert wurde, hängen Taxazahl und Artenzusammensetzung der Lebensgemeinschaft sehr stark von der Ausprägung abiotischer Faktoren ab. Insbesondere Sediment -und Substratstrukturen können sich jedoch von Stelle zu Stelle sehr stark unterscheiden.

Die Wasserrahmenrichtlinie verlangt die Repräsentativität des Meßnetzes für den gesamten Wasserkörper (WRRL Anhang V Absatz 1.3). Um eine sinnvolle Bewertung des Gewässers durchführen zu können, sollte das gesamte gewässertypische Artenspektrum erfasst werden, es ist daher sinnvoll Messstellen auszuwählen die möglichst alle an den jeweiligen Lebensraum (Phytal, Makrophytenzone, sandiges Litoral, Dreissena-Bänke, schlickiges Profundal) angepassten Taxa enthalten. Während die tieferen Bereiche sowie die rein sandigen Ufersedimente wenig Unterschiede in der Besiedlung aufweisen – bei einer dreifachen Parallelbeprobung sollten alle anwesenden Taxa erfasst werden – gestaltet sich die Wahl der Phytalprobestellen schwieriger.

Aus der vorliegenden Arbeit ergeben sich Mörkerhorst, Karnin und Dargen als sinnvollste, weil artenreichste Standorte. Bei der Beprobung dieser drei Stellen konnten 46 von 63 im Haff insgesamt nachgewiesenen Taxa erfasst werden, nimmt man die molluskenreiche Stelle in Stepnica hinzu so ergeben sich 51 Taxa. Die noch fehlenden Arten sind fast ausschließlich Einzelfunde aus der Gruppe der Wanzen. Insbesondere Mörkerhorst könnte für die Bewertung der Uferstrukturen als Referenz herangezogen werden, weil sie als einzige der Stellen zwar Zugang zum Wasser bot, ansonsten aber nur minimal strukturell beeinträchtigt war. Die Stellen in Neuendorf und Kamminke hingegen sind nicht als repräsentativ für das Haffufer zu betrachten, das ja zum größten Teil von einem dichten Schilfgürtel umschlossen ist.

Die Auswahl der tiefer gelegenen Stellen könnte sich nach den Uferstellen richten; für große Seen schlagen ZINTZ & BÖHMER (2002) die Beprobung von Transekten vor, die alle Tiefenstufen und damit alle Lebensräume abdecken. Dies wäre sicher auch für das Haff als sinnvoll zu erachten. Die Beprobung von Transekten bietet außerdem die Möglichkeit, gleichzeitig eine Kartierung der entlang des Tiefengradienten vorkommenden Makrophyten vorzunehmen, die ja ebenfalls eine der Qualitätskomponenten der WRRL sind.

Auch die Einteilung des Gewässers in zu beprobende Segmente scheint eine mögliche Auswahlmethode für repräsentative Probestellen zu sein. Hierbei wird jedes Segment in derselben Tiefe beprobt und aus den Einzelproben eine Mischprobe zusammengesetzt. Die verschiedenen Lebensgemeinschaften im Verlauf des Tiefengradienten werden jedoch außer Acht gelassen (BÖHMER & BAIER 2001).

Neben der Aufnahme der Biologie sollte für das Ufer eine Beschreibung der Struktur und für alle Transektstellen die Messung wichtiger physikochemischer Parameter im Feld erfolgen. Dazu gehören z.B. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt/-sättigung, Salinität und eventuell auch N und P-Gehalte. Für die Beprobung der Hafftiefe wäre sicher eine Kombination mit den bereits vorhandenen Messstellen aus dem Monitoringprogramm zur Physikochemie sinnvoll.

Insgesamt lassen sich aus den Ergebnissen dieser Untersuchung also folgende Vorschläge für die Gestaltung eines Monitoringprogramms ableiten:

- Die Beprobung sollte, wenn möglich, zweimal im Jahr erfolgen. Falls nur eine einmalige Beprobung durchführbar ist, so sollte sie im Frühsommer, am ehesten im Mai oder Juni stattfinden. Der Zeitraum der stärksten Phytoplanktonblüte sollte aufgrund der schlechten Sichtverhältnisse gemieden werden.
- Der Probenahme sollte im direkten Uferbereich eine Substratabschätzung vorangehen. Die erfassten Substrate sollten dann anhand einer Bezugszeit je nach ihrer flächenmäßigen Ausdehnung unterschiedlich lange und intensiv beprobt werden, um ein repräsentatives Bild der Makrofauna der Probestelle zu erhalten.
- Die Probenahme in den tieferen Bereichen kann vom Ufer aus mit Hilfe eines Stechrohres, vom Boot aus mit Hilfe eines Greifers geschehen. Es sollte dabei die Sedimentzusammensetzung abgeschätzt werden, bzw. eine Korngrößenanalyse des beprobten Sediments erfolgen. Es sollten pro Stelle drei Parallelproben genommen werden.
- Die Probe sollte anschließend durch ein genügend feines Sieb (höchstens 1mm Maschenweite) gespült werden.
- Die Probestellen sollten von strukturell möglichst intakten Uferabschnitten entlang eines Transektes bis in die schlickigen Tiefen des Hafes verlaufen. Es ist sinnvoll, die tieferen Stellen an den bereits bestehenden Stellen des physiko-chemischen Monitoringprogramms auszurichten.
- Neben der Erhebung des Zoobenthos sollte eine Kartierung eventuell vorhandener Makrophytenbestände entlang des Transektes erfolgen. Außerdem sollten wichtige physiko-chemische Parameter im Feld gemessen werden.

7. Zusammenfassung / Summary

Zusammenfassung

Im August 2001, November 2001, Januar 2002 und April 2002 wurden am Stettiner Haff, einem Küstengewässer der südlichen Ostsee, Untersuchungen zur Makroinvertebratenzönose durchgeführt.

Ziel der Arbeit war es

- die Artenzusammensetzung und -verteilung im Haff zu untersuchen und die Faktoren zu ermitteln, die diese Besiedlung steuern.
- Festzustellen, ob sich die Makrozoobenthosbesiedlung seit Beginn der wissenschaftlichen Untersuchung des Haffs verändert hat.
- Vorschläge für ein Monitoringprogramm am Haff zu machen, das den Ansprüchen der EU-Wasserrahmenrichtlinie genügt.

Zu diesem Zweck wurden entlang des Ufers Proben mittels eines Stechrohres und eines Handnetzes entnommen; die tiefen Regionen des Haffs wurden einmalig mit Hilfe eines Greifers vom Boot aus beprobt. Zusätzlich wurden ausgewählte Parameter des chemisch-physikalischen Monitoringprogramms am Stettiner Haff für den Untersuchungszeitraum ausgewertet.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die Auswertung der physikochemischen Parameter im Untersuchungszeitraum ergab keine wesentlichen Abweichungen vom langjährigen Mittel. Das Haff ist als eutroph einzustufen; in Grundnähe traten örtlich begrenzte Sauerstoffdefizite von minimal 20 % Sauerstoffsättigung auf. Es handelt sich mit Salzgehalten von 0,1 bis 4,2 ‰ um ein oligohalines Gewässer.

Aufgrund der niedrigen Salzgehalte wird das Haff überwiegend von limnischen Organismen besiedelt. Es wurden insgesamt 63 Taxa nachgewiesen. Die artenreichsten Gruppen waren hierbei die Mollusken (20 Taxa) und die Dipteren (10 Taxa).

Die Sedimente werden überwiegend von Chironomiden und Oligochaeten besiedelt. Die Artenzusammensetzung entlang des Transektes veränderte sich mit zunehmender Wassertiefe und Entfernung vom Ufer; außerdem ist der Schlickanteil am Sediment von Bedeutung für die Besiedlung. Der Vergleich der Makrofauna der Ufersedimente ergab kaum signifikante Unterschiede.

Die Uferstrukturen werden ebenfalls von Dipteren, vor allem aber von Mollusken besiedelt. Die Artenzusammensetzung der Strandabschnitte und kleinen Badestellen unterscheidet sich signifikant von den naturnahen Stellen mit weitgehend intaktem Schilfgürtel. Insbesondere die hafftypischen Stillwasserarten kommen nur in geschützten Bereichen vor. Entscheidend ist hierbei die Schutzfunktion des Schilfgürtels, der die Wasserbewegung minimiert.

Insgesamt ist die Besiedlung auf robuste euryöke Arten beschränkt, die die Schwankungen abiotischer Parameter im Haff dauerhaft ertragen können.

Der Vergleich der aktuellen Besiedlung mit historischen Arbeiten ergab sowohl Veränderungen in der Artenzusammensetzung als auch bezüglich der Abundanz der Tiere.

Die Molluskenfauna ist innerhalb der letzten 100 Jahre verarmt. Einige Arten, die in historischen Untersuchungen als häufig beschrieben wurden, konnten nicht oder nur als Einzelfunde nachgewiesen werden. Auffällig ist, dass es sich hierbei vor allem um ausgeprägte Phytalbewohner handelt, die unter Umständen durch die eutrophierungsbedingte Dezimierung der Makrophytenvegetation beeinträchtigt sind.

Außerdem zeichnet sich die Hafffauna durch eine zunehmende Einwanderung gebietsfremder Arten aus. Insbesondere in den 1980er und 1990er Jahren kam es zur Einwanderung euryhaliner Crustaceen (*Gammarus tigrinus*, *Pontogammarus robustoides*), die den Lebensraum Stettiner Haff für sich erobern konnten. Heimische Gammariden wurde nicht mehr gefunden.

Der Abundanzvergleich ergab einen starken Anstieg der Individuendichten bis zu 16000 Ind./m² in den 1970er und 1980er Jahren, der vermutlich auf die günstige Nahrungsgrundlage in Folge der enormen Eutrophierung des Haffs zurückzuführen ist. Die aktuellen Abundanzen sind wieder deutlich niedriger.

Ein Vergleich der Biozönose des Haffs mit anderen Boddengewässern ergab eine hohe Ähnlichkeit der Haffstellen untereinander. Auf dieser Grundlage ist das Haff als einheitlicher Wasserkörper im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie zu betrachten.

Ein Makrozoobenthosmonitoring das den Ansprüchen der Richtlinie genügt, sollte im Frühsommer stattfinden. Es sollten alle Lebensräume entlang eines Tiefengradienten beprobt werden. Für die tiefen Stellen ist hierbei eine Beprobung mit Greifer bzw. Stechrohr zu empfehlen; das Phytal sollte nach einer Substratabschätzung zeitbezogen mit dem Handnetz beprobt werden. Es sollten relevante physikochemische Parameter erhoben werden. Die Auswahl der Probestellen sollte sich nach der Struktur der Ufer richten, für die tiefen Stellen ist eine Orientierung an den Stellen des physikochemischen Meßprogramms sinnvoll.

Summary

This thesis reports on a series of studies about the makroinvertebrate community of the Szczecin (Odra) Lagoon, a coastal basin in the southern Baltic, carried out in August 2001, November 2001, January 2002 and April 2002.

The main goals were:

- to investigate the distribution of species in the lagoon and to find out the parameters which control the makroinvertebrate composition.
- to discover changes in the macroinvertebrate composition and abundance since the first scientific studies in the lagoon took place.

- to make proposals for a monitoring strategy on benthic invertebrates which satisfies the demands of the EU Water Framework Directive.

For that purpose samples were taken along the shore (sediment core sampler, hand net) and from the deeper parts of the lagoon (grab sampler). Additionally selected parameters of the physicochemical Monitoring in the Szczecin Lagoon were evaluated for the research period.

The main results are:

The physicochemical parameters during the research period were inconspicuous. There were no substantial deviations from the long-standing mean. The Szczecin Lagoon has to be classified as eutroph; local oxygen deficits near the ground with a minimum oxygen saturation of 20 % were observed. The lagoon is an oligohalinic waterbody showing a salinity range from 0,1 till 4,2 ‰

Due to the low salinity the macroinvertebrate community in the lagoon mainly consists of limnetic organisms. In Total 63 taxa were found, with Mollusca (20 taxa) and Diptera (10 taxa) showing the largest numbers of species.

The sediments are mainly inhabited by Chironomidae and Oligochaeta. The species composition along the transect changed in dependency on depth and shore distance; additionally it is influenced by the mud content in the sediment. The comparison of the shore sediments didn't result in significant differences.

The shore structures (reeds, stones, wood etc.) are also inhabited by Diptera, but the main group are the Mollusca. The species composition at the beaches and smaller bathing areas differs significantly from the more natural sampling sites which are covered with dense reeds. Particularly the typical lagoon species which prefer calm waters, only occurred in protected shore areas. The critical factor seem to be the reeds which minimize water movement and thereby influence the distribution of species at the shore.

On the whole, the macroinvertebrate community of the Szczecin Lagoon is limited to species with a high tolerance against fluctuations in their abiotic environment.

The comparison between the present biocenosis and historical investigations of the lagoon showed changes in species composition and abundance of benthic organisms.

The Mollusca decreased during the last 100 years. Some species which, in historical studies, were reported as common or frequent couldn't be found any longer, some are collected only once or twice. These species are often described as inhabitants of reeds or submerge plants. It may be the decrease of macrophyte populations based on eutrophication that is responsible for this disappearance of special Mollusca.

In addition to these changes, an increasing immigration of new species occurred in the lagoon. Particularly in the 1980's and 1990's some Crustacea (*Gammarus tigrinus*, *Pontogammarus robustoides*) took advantage by their tolerance against salinity fluctuations and became established in the Szczecin Lagoon. In the present investigation no indigenous Gammaridae were found anymore.

The comparison of abundance showed an enormous increase of densities during the 1970's and 1980's. Probably the good food situation based on the strong eutrophication led to such high densities as 16000 ind./m². Today's densities are again strongly decreased.

After comparing the macroinvertebrate community of the Szczecin Lagoon with different coastal waters of the southern baltic, the Lagoon-sites showed a strong similarity. Due to this analysis the Szczecin Lagoon can be considered as one 'waterbody' following the EU Water Framework Directive.

A monitoring strategy on benthic invertebrates which satisfies the demands of the Directive should be carried out in early summer. All biotopes along an increasing depth should be recorded by samples. For the deeper sampling sites a grab sampler or core sampler should be used. For the reeds and the shore structures time based hand net samples are recommended. The major habitats should be sampled proportionally according to their presence within the sampling site. Additionally, chemical and physical parameters should be recorded. Sampling sites should be chosen in dependency on shore conditions, sites with dense reeds should be favoured. The deeper sites should fit the existing physicochemical monitoring program.

8. Literatur

ARNDT, E.-A. (2001): Die Bodentierwelt der Darß-Zingster Boddenkette. – In: Die Darß-Zingster Boddenkette. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums Stralsund, Band 16: 65–71.

AQEM CONSORTIUM (2002): Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. - Version 2.0.

BANGEL, H. (2001): Der Gewässerzustand des Oderästuars vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. - Diplomarbeit an der Christian Albrechts Universität zu Kiel.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLfW) (ed.) (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.

BLÜMEL, C.; DOMIN, A.; KRAUSE, J.C.; SCHUBERT, M.; SCHIEWER, U. & H. SCHUBERT: Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste - Sind historische Daten zur Bestimmung der typspezifischen ökologischen Referenzbedingungen gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft geeignet? - Rostocker Meeresbiologische Beiträge Bd 9.

BÖHMER, J.; RAWER-JOST, C. & B. KAPPUS (2000): Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren - Schwerpunkt Makrobenthos. - In: Handbuch Angewandte Limnologie 9.Erg.Lfg. 4/00, Kapitel VIII-7.1: 1-94.

BÖHMER, J. & B. BAIER (2001): Vorschrift zur standardisierten, semiquantitativen Makrozoobenthosprobenahme in Seen > 50 ha für die ökologische Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

BRANDT, K. (1896/97): Über das Stettiner Haff. - Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung Deutscher Meere). Bd. 1 (Heft 2): 107-130

BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (ed.) (1996): Rote Liste und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meere- und Küstenbereichs der Ostsee. - Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz. Heft 48.

DAHLKE, S. & H. HÜBEL (1998): Änderung der Wasserbeschaffenheit des Kleinen Jasmunder Boddens. – Forschungsbericht für das Jahr 1997. F&E Vorhaben 8/97 im Auftrage des staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Stralsund.

EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT (2000) : Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Abl. L 327/1.

FENSKE, C. (2002): The Ecological Importance of Mussels, Their effect on Water Quality and Their Possible use for Coastal Zone Management. - In: Schernewski & Schiewer (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. CEEDS-Series, Springer Verlag.

GEISEL, T. & U. MESSNER (1989): Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. - In: Der Greifswalder Bodden. Meer und Museum, Schriftenreihe des Meeresmuseums Stralsund Museum für Meereskunde und Fischerei der DDR, Band 5: 44-51.

GIZINSKI, A.; JAGODZINSKA, M.; WOLNOMIEJSKI, N. & I. GRYGIEL (1980): Zoobenthos of the muddy areas of Szczecin Lagoon. - Uniwersytetu Nicolai Copernici. Prace Limnologiczne Bd. 48 (12): 41-59.

GOSELCK, F. & VON WEBER, M. (1997): Pflanzen und Tiere des Meeresbodens der Wismar-Bucht und des Salzhaffs. - In: Die Wismar-Bucht und das Salzhaff. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Museums für Meereskunde und Fischerei Stralsund Band 13: 40-52.

GROSSER, C. (2003): Erstnachweis von *Dina apathy* (Hirudinea: Erpobdellidae) in Deutschland. - *Lauterbornia* 47: 59-63.

GRUSZKA, P. (1999): The River Odra estuary as a Gateway for Alien Species Immigration to the Baltic Sea Basin. - *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27(5) : 374-382.

GÜNTHER, B.; ANDRES, D.; OSSIG, S. & H. JANITZ (1995): Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge Heft 3: 189-219.

HASTRICH, A. (1994): Makrozoobenthos der mittleren und unteren Oder im Herbst 1992 und im historischen Vergleich. - *Limnologica* 24(4): 369-388.

HELCOM (ed.) (1998): The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation. - *Baltic Sea Environment Proceedings* 70: 1-181.

HENSEL, S. (1994): Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Kleinen Haff unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. - Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald.

HERR,- (1864): Der Oderstrom mit seinen Ausflüssen in die Ostsee. - *Zeitschrift für Bauwesen* Band - :367-386.

KINZELBACH, R. (1999): Neozoen in Europa: Status & Dynamik. - In: Umweltbundesamt (ed.) *Gebietsfremde Organismen in Deutschland*. Texte 55/99: 51-61.

KINZELBACH, R. (2001): Das Jahr 1492: Zeitenwende für Flora und Fauna ? - In: Kommission für Ökologie (ed.): *Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz*. Bd 22: 15-27.

KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G. & P. VOLESKE (1996): *Biostatistik*. - Springer Verlag New York Berlin Heidelberg.

KOLASA, J.M. (1972): Fauna denna strefa przybrzeznej Roztoki Odrzanskiej. – *Zeszyty Naukowe Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Gdanskiego* Nr. 1: 73-96.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2001): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. - Unterausschüsse des EU-Kontaktausschusses. Vorarbeiten zur fachlichen und rechtlichen Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKENBURG-VORPOMMERN (LUNG), STAATLICHES AMT FÜR UMWELT UND NATUR (STAUN) UECKERMÜNDE & WEST POMERANIAN VOIVODESHIP INSPECTORATE IN SZCZECIN (WIOS) (eds.) (2001): *Stettiner Haff / Zalew Szczeciński Gütezustand des Grenzgewässers 2001*. Ueckermünde.

LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKENBURG-VORPOMMERN (LUNG), STAATLICHES AMT FÜR UMWELT UND NATUR (STAUN) UECKERMÜNDE & WEST POMERANIAN VOIVODESHIP INSPECTORATE IN SZCZECIN (WIOS) (eds.) (2002) (unveröffentlicht): Stettiner Haff / Zalew Szczeciński Gütezustand des Grenzgewässers 2002. Szczecin.

LEIPE, T.; EIDAM, J.; LAMPE, R.; MEYER, H.; NEUMANN, T.; OSADCZUK, A.; JANKE, W.; PUFF, T.; BLANZ, T.; GINGELE, F.X.; DANNENBERGER, D. & G. WITT (1998): Das Oderhaff – Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogene Beeinflussung des Oder-Ästuars. – Meereswissenschaftliche Berichte Warnemünde. No. 28: 1-61.

LEWIN, G. (1998): Untersuchungen zur Bioturbation in sandigen Sedimenten des kleinen Haffs. - Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.

LEWIN, G. (1999): Benthische Lebensgemeinschaften im Kleinen Jasmunder Bodden. – Abschlussbericht des Projektes am Institut für Ökologie, Hiddensee.

MASLOWSKI, J. (1992): Bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). - Acta Hydrobiol. Krakow. Bd. 34(3): 253-274.

MASLOWSKI, J. (1993): Long-term changes in the bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). - Acta Hydrobiol. Krakow Bd. 35(4): 341-355.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. & S. STAFFORD (2000): Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research.- Springer Verlag, New York Berlin Heidelberg.

MORHOLZ, V. (1998): Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht. Meereswissenschaftliche Berichte Warnemünde No. 33: 1-106.

MÜLLER, H.J. (1991): Ökologie. 2. überarbeitete Auflage. - Gustav Fischer Verlag, Jena.

MÜLLER, O.; ZETTLER, M. & P. GRUSZKA: Verbreitung und Status von *Dikerogammarus villosus* (SOVINSKI 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den angrenzenden Wasserstraßen. – Lauterbornia 41: 105 – 112.

MUSIELAK, S. & A. OSADCZUK (1993-1996): Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected Elements and Macrozoobenthos. - Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse. R. Lampe. Greifswald.

NEUBAUR, R. (1927): Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Stettiner Haffs und der Swinemünder Bucht. - Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften Heft 25 (2): 245-261

NEUHAUS, E. (1933): Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer. I. Untersuchungen über die allgemeinen hydrographischen und biologischen Verhältnisse. - Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften. Heft 31 (3): 427-489.

PFEIFFER, K. & K. DUWE (1993-1996): Dreidimensionale Modellierung des Oderästuars und der angrenzenden Küstengewässer. - Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse (GOAP). R. Lampe. Greifswald.

PIECZYNSKA, E.; KOLODZIEJCZYK, A. & J.I.RYBAK (1999): The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities - Hydrobiologia. Bd. 391: 9-21.

- REMANE, A. & C. SCHLIEPER (1971): Biology of Brackish Water. - In: Die Binnengewässer Bd. XXV. 2. Auflage. Scheizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SAGERT, S. & S. DAHLKE (2002): Hintergrundwerte und natürliche Variabilität von abiotischen und biotischen Kriterien zur Beurteilung des ökologischen Zustandes von Küstengewässern der Ostsee. – Bodden Nr. 12: 15-31.
- SCHIEWER, U. & K. GOCKE (1996): Ökologie der Bodden und Förden. - In: G. Rheinheimer (ed.): Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- SCHLUNGBAUM, G. & M. KRECH (2000): Ästuare an der südlichen Ostsee und die EU-Wasserahmenrichtlinie. Teil 1: Ökologische Gliederung. - Wasser und Abfall 12/2000.
- SCHMID, U. (1999): Das Makrozoobenthos des Unteren Odertals – Faunenzusammensetzung und Besiedlungsdynamik in einer Flussaue. - in: DOHLE, W.; BORNKAMM, R. & G. WEIGMANN (ed.) Das untere Odertal. Limnologie aktuell Bd. 9: 317-336.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. - 8. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- STRESEMANN, E. (1992): Wirbellose Exkursionsfauna 1. - 8.Auflage. Verlag Volk und Wissen GmbH, Berlin.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI (2002): Impact of the Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. – The Second International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe. 21-24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland.
- WIKTOR, J. & K. WIKTOR (1954): Jakosciowe i ilosciowe badania fauny dennei Zalewu Szczecinskiego (Qualitative and quantitative investigation of the Szczecin Bay bottom fauna). - Morski Instytut Rybacki Gdynia. Bd. 7: 127-152.
- WOLNOMIEJSKI, N. (1994): Ekologiczne studium makrofauny dna mulistego Zalewu Szczecinskiego. - Morski Instytut Rybacki Gdynia. ser. A Bd. 31: 1-126.
- ZETTLER, M. (1995): Untersuchung der Verteilung des Makrozoobenthos in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge. Bd. 3.
- ZETTLER, M. (2001a): Schnecken und Muscheln der Darß-Zingster Boddenkette. – In: Die Darß-Zingster Boddenkette. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums, Band 16: 72-73.
- ZETTLER, M. (2001b): Die höheren Krebse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette. – In: Die Darß-Zingster Boddenkette. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums, Band 16: 74-75.
- ZETTLER, M. (2002): Crustaceologische Neuigkeiten aus Mecklenburg Vorpommern. – Arch. Freunde Naturge. Mecklb. XLI: 15-35.
- ZINTZ, K. & J. BÖHMER (2002): Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren für Seen im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Literaturstudie. - In: Handbuch Angewandte Limnologie 14.Erg.Lfg. 4/02, Kapitel VIII-7.3: 1-52.

Bestimmungsliteratur

BAUERNFEIND, E. & H. HUMPSCH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta:Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. - Verlag des Naturhistorischen Museums Wien.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLfW) (ed.) (1996): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88.

GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (1998): Süßwassermollusken. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (ed.). 12. erweiterte Auflage.

JANSSON, A. (1990): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. – Acta Entomologica Fennica 47: 1-94.

KÖHN, J. & F. GOSSELCK (1989): Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. – Mitt. Zool. Mus. Berlin 65(1): 3-114.

NILSSON, A. (ED.) (1997): Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Volume 2 Odonata – Diptera. – Apollo Books, Stenstrup

SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British aquatic hemiptera heteroptera – A key with ecological notes. - Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 50.

WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. - Facultas Universitätsverlag, Wien.

ANHANG

I. Vorläufige Typologie der deutschen Ostseeküstengewässer

II. Taxalisten

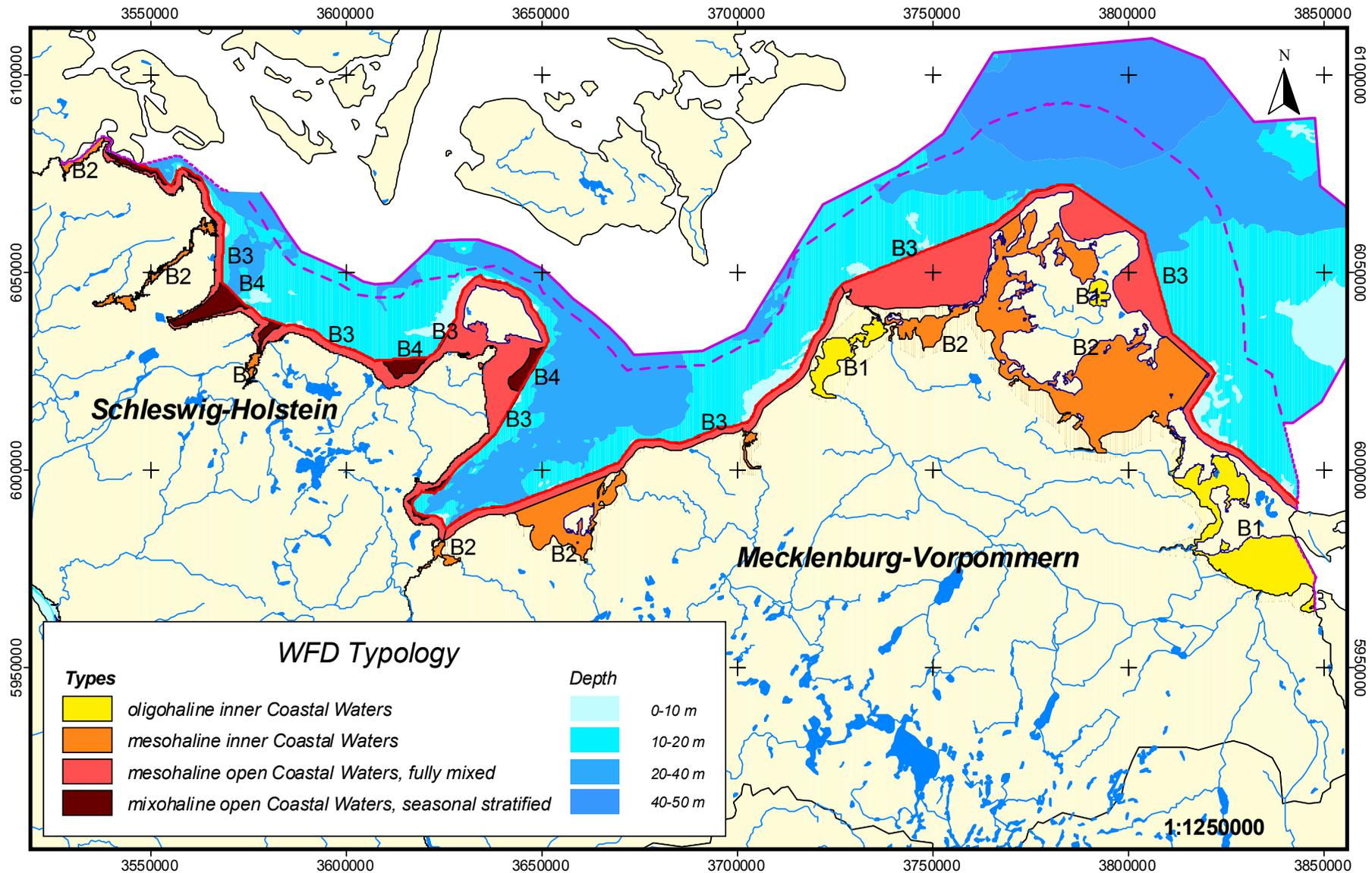
- Gesamttaxaliste (Stechrohr-, Greifer- und Netzfänge)
- Stechrohr- und Greiferproben
- Netzfänge

I. Vorläufige Typologie der deutschen Ostseeküstengewässer

Mean Types according to Salinity range						
Type B1 oligohaline inner Coastal Waters		Type B2 mesohaline inner Coastal Waters		Type B3 mesohaline open Coastal Waters (fully mixed)		Type B4 mixohaline open Coastal Waters (seasonal stratified)
Subtype B1a	Subtype B1b	Subtype B2a	Subtype B2b	Subtype B3a	Subtype B3b	
β -oligohaline	α -oligohaline	β -mesohaline	α -mesohaline	β -mesohaline	α -mesohaline	meso- polyhaline
0,5 – 3 PSU	3 – 5 PSU	5-10 PSU	10-18 PSU	5-10 PSU	10-18 PSU	10-30 PSU
(only in MV)		(in SH+MV)		(in SH+MV)		(only in SH)
Tidal range: mikrotidal <u>Depth: < 30 m</u> Exposure: sheltered bays Mixing: partly mixed Sediments: mud, sand - predominant limnetic organism (B1a) - limit of limnetic population (B1b)		Tidal range: mikrotidal <u>Depth: < 30 m</u> Exposure: sheltered bays Mixing: partly mixed Sediments: sand, mud - reduced marine population - long lasting algae blooms		Tidal range: mikrotidal <u>Depth: < 30 m</u> Exposure: (moderately) exposed Mixing: fully mixed Sediments: sand (partly with gravel and boulder), till and org. sediments - distinct marine population - normal algae blooms		Tidal range: mikrotidal <u>Depth: < 30 m</u> Exposure: (moderately) exposed Mixing: seasonal stratified Sediments: mud, mixed sediment - partly reduced marine population - normal algae blooms

SH = Schleswig-Holstein, MV = Mecklenburg-Vorpommern

German Baltic Sea Coast



Quelle: Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU), Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG)

II. Taxalisten

Gesamttaxaliste (Stechrohr-, Greifer- und Netzfänge)

Taxa	Stepnica November (ste11)	Czarnocyn November (cza11)	Sulomino November (sul11)	Kamminke August (kam08)	Kamminke April (kam04)	Dargen August (dar08)	Dargen Januar (dar01)	Dargen April (dar04)	Welzin August (wel08)	Karmin August (kar08)	Karmin Januar (kar01)	Karmin April (kar04)	Mörkerhorst August (mör08)	Mörkerhorst April (mör04)	Mönkebude August (mön08)	Mönkebude Januar (mön01)	Mönkebude April (mön04)	Neuendorf August (neu08)	Neuendorf Januar (neu01)	Neuendorf April (neu04)	Altverp August (alt08)	Transekt p1 08	Transekt p2 08	Transekt p3 08	Transekt p4 08	Transekt p5 08	
Hydrozoa																											
<i>Clava multicornes</i>				X																							
<i>Cordylophora caspia</i>																						X					
Turbellaria																											
<i>Turbellaria</i> Gen. sp.							X				X											X					
Nemertini																											
<i>Prostoma obscura</i>													X										X				
Mollusca																											
<i>Acroloxus lacustris</i>							X																				
<i>Ancylus fluviatilis</i>	X																										
<i>Bithynia leachii leachii</i>						X	X	X			X	X		X													
<i>Bithynia tentaculata</i>	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X							X
<i>Gyraulus albus</i>	X																										
<i>Lymnaea stagnalis</i>						X	X																				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		X																	X								
<i>Radix balthica</i>	X		X			X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X								
<i>Stagnicola palustris</i> -Gr.	X																										
<i>Valvata christata</i>						X	X							X													
<i>Valvata piscinalis</i>	X		X			X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X					X
<i>Dreissena polymorpha</i>	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pisidium amnicum</i>	X																										
<i>Pisidium casertanum casertanum</i>												X															
<i>Pisidium casertanum ponderosum</i>						X																					
<i>Pisidium henslowianum</i>	X																										
<i>Pisidium nitidum</i>	X	X				X				X																	
<i>Pisidium supinum</i>	X																										
<i>Unio tumidus tumidus</i>										X																	
<i>Unio pictorum pictorum</i>						X																					
Oligochaeta																											
<i>Limnodrilus</i> sp.	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Lumbriculus variegatus</i>	X								X																		X
<i>Oligochaeta</i> Gen. sp.						X							X			X			X								
<i>Styiodrilus heringanus</i>								X																			
<i>Tubificidae</i> Gen. sp.	X	X				X	X	X	X		X	X				X						X	X	X	X	X	X
Polychaeta																											
<i>Marenzelleria viridis</i>													X	X		X	X	X	X			X					
<i>Nereis diversicolor</i>			X																								
Hirudinea																											
<i>Erpobdella nigricollis</i>										X		X		X		X											
<i>Erpobdella octoculata</i>							X	X	X		X			X		X	X				X						
<i>Glossiphonia complanata</i>							X	X								X											
<i>Glossiphonia concolor</i>											X																
<i>Piscicola</i> sp.				X					X																		
Crustacea																											
<i>Asellus aquaticus</i>							X	X			X	X															
<i>Corophium curvispinum</i>			X	X	X		X	X		X	X		X		X	X	X		X	X							
<i>Gammarus salinus</i>										X																	
<i>Gammarus tigrinus</i>		X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Neomysis integer</i>				X	X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pontogammarus robustoides</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Heteroptera																											
<i>Corixidae</i> Gen. sp.						X																					
<i>Corixinae</i> Gen. sp.				X																							
<i>Mesovelia furcata</i>																			X								
<i>Nepa cinerea</i>						X																					
<i>Plea leachi</i>																			X								
<i>Sigara</i> sp.																						X					
Ephemeroptera																											
<i>Caenis horaria</i>							X	X			X	X		X		X	X										
Trichoptera																											
<i>Leptoceridae</i> Gen. sp.													X														
<i>Molanna angustata</i>														X													
<i>Mystacides nigra</i>						X				X																	
<i>Oecetis ochracea</i>							X							X	X												
Diptera																											
<i>Ceratopogonidae</i> Gen. sp.													X			X					X						
<i>Chironomidae</i> Gen. sp.				X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chironomini</i> Gen. sp.	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.			X			X				X	X	X		X	X									X	X	X	X
<i>Diamesinae</i> Gen. sp.							X																				
<i>Orthocladiinae</i> Gen. sp.								X		X				X				X	X								
<i>Tanypodinae</i> Gen. sp.													X														
<i>Tanytarsini</i> Gen. sp.			X			X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X			X
<i>Dolichopodidae</i> Gen. sp.			X																								
<i>Tabanidae</i> Gen. sp.													X														
Taxazahl	16	8	12	11	6	19	20	20	12	17	21	17	20	16	14	19	13	13	7	9	11	6	5	4	2	9	

II. Taxalisten

Netzfänge

	Stepnica November (ste11)	Czarnocyn November (cza11)	Sulomino November (sul11)	Kamminke August (kam08)	Kamminke April (kam04)	Dargen August (dar08)	Dargen Januar (dar01)	Dargen April (dar04)	Welzin August (wel08)	Karmin August (kar08)	Karmin Januar (kar01)	Karmin April (kar04)	Mörkerhorst August (mör08)	Mörkerhorst April (mör04)	Mönkebude August (mön08)	Mönkebude Januar (mön01)	Mönkebude April (mön04)	Neuendorf August (neu08)	Neuendorf Januar (neu01)	Neuendorf April (neu04)	Altwarp August (alt08)	
Hydrozoa																						
<i>Clava multicornes</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cordylophora caspia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Turbellaria																						
Turbellaria Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Nemertini																						
<i>Prostoma obscura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mollusca																						
<i>Acroloxus lacustris</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia leachii leachii</i>	0	0	0	0	0	13	10	8	0	0	11	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	0	0	0	1	63	0	7	1	22	12	4	1	10	2	0	1	1	0	0	0	0
<i>Lymnaea stagnalis</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Radix balthica</i>	0	0	6	0	0	5	6	4	0	4	2	2	2	0	1	1	0	6	0	0	0	0
<i>Valvata piscinalis</i>	1	0	1	0	0	57	0	1	0	5	1	0	5	0	5	0	0	0	0	0	0	1
<i>Valvata christata</i>	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dreissena polymorpha</i>	1	0	0	26	3	0	11	3	1	31	20	2	1	11	8	58	8	5	5	6	3	3
<i>Pisidium casernatum ponderosum</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium nitidum</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Unio tumidus tumidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Unio pictorum pictorum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta																						
<i>Limnodrilus</i> sp.	2	2	0	1	0	261	0	1	3	5	6	2	0	5	4	10	1	8	1	0	0	0
Oligochaeta Gen. sp.	0	0	0	0	0	263	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	6	0	0	0
Tubificidae Gen. sp.	0	2	0	0	0	2	3	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Polychaeta																						
<i>Marenzelleria viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Hirudinea																						
<i>Erpobdella nigricollis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	2	0	0	11	0	11	6	0	0	0	1	1
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Glossiphonia concolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Piscicola</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea																						
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	0	0	0	0	19	7	0	0	28	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corophium curvispinum</i>	0	0	0	8	8	0	55	4	0	14	15	0	1	0	1	2	14	0	9	6	0	0
<i>Gammarus tigrinus</i>	0	2	0	14	40	0	30	8	9	23	32	17	23	11	34	5	19	9	26	8	53	53
<i>Neomysis integer</i>	0	0	0	6	410	0	0	0	1	3	43	2	2	26	6	4	0	1	0	300	46	46
<i>Pontogammarus robustoides</i>	5	22	19	11	4	34	2	2	7	38	5	21	10	3	70	10	1	16	9	0	14	14
Heteroptera																						
Corixidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corixinae Gen. sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesovelia furcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nepa cinerea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plea minutissima minutissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sigara</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ephemeroptera																						
<i>Caenis horaria</i>	0	0	0	0	0	0	17	1	0	0	14	1	0	2	0	1	1	0	0	0	0	0
Trichoptera																						
Leptoceridae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Molanna angustata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mystacides nigra</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oecetis ochracea</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0
Diptera																						
Ceratopogonidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	1	0	0
Chironomidae Gen. sp.	0	0	0	4	0	12	5	1	1	0	12	3	0	0	39	0	0	0	0	0	0	2
Chironomini Gen. sp.	0	1	0	0	0	23	13	2	1	45	58	5	5	3	40	19	5	2	67	3	5	5
<i>Chironomus plumosus</i> -Gr.	0	0	2	0	0	81	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diamesinae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoclaadiinae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	4	0	2	0	0	0	2	0	0	2	1	0	0	0	0	0
Tanypodinae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsini Gen. sp.	0	0	0	0	0	9	5	2	0	15	14	59	15	8	40	1	1	4	0	3	0	0
Dolichopodidae Gen. sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae Gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Taxazahl	4	5	6	10	6	19	20	18	11	15	21	12	18	15	13	15	12	13	7	7	11	

II. Taxalisten

Stechrohr und Greifer

	Stepnica November (ste11)	Czarnocyn November (cza11)	Sulmino November (sul11)	Kamminke August (kam08)	Kamminke April (kar04)	Dargen August (dar08)	Dargen April (dar04)	Weizln August (wei08)	Karmin August (kar08)	Karmin Januar (kar01)	Karmin April (kar04)	Mörkerhorst August (mör08)	Mörkerhorst April (mör04)	Mönkebude August (mön08)	Mönkebude Januar (mön01)	Mönkebude April (mön04)	Neuendorf August (neu08)	Neuendorf Januar (neu01)	Neuendorf April (neu04)	Altwarp August (alt08)	Transekt p1 08	Transekt p2 08	Transekt p3 08	Transekt p4 08	Transekt p5 08
Nemertini																									
<i>Prostoma obscura</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	59,25	0,00	0,00	0,00	0,00
Mollusca																									
<i>Ancylus fluviatilis</i>	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bithynia leachii leachii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	127,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Bithynia tentaculata</i>	84,93	42,46	169,85	0,00	0,00	382,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,81
<i>Gyraulus albus</i>	169,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Radix balthica</i>	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stagnicola palustris -Gr.</i>	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Valvata piscinalis</i>	84,93	0,00	169,85	0,00	0,00	339,71	0,00	0,00	0,00	0,00	297,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,81
<i>Dreissena polymorpha</i>	509,56	42,46	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	127,39	42,46	0,00	0,00	0,00	5095,60	127,39	0,00	0,00	0,00	169,85	0,00	0,00	0,00	0,00	74,07
<i>Pisidium amnicum</i>	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pisidium casertanum casertanum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pisidium henslowanum</i>	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pisidium nitidum</i>	84,93	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pisidium supinum</i>	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Oligochaeta																									
<i>Limnodrilus sp.</i>	467,10	0,00	212,32	0,00	0,00	7685,86	1698,53	0,00	0,00	382,17	636,95	509,56	254,78	0,00	1656,07	254,78	0,00	0,00	42,46	0,00	162,95	0,00	14,81	0,00	118,51
<i>Lumbriculus variegatus</i>	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	74,07
<i>Oligochaeta Gen. sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	254,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stygodrilus heringanus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tubificidae Gen. sp.</i>	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	594,49	42,46	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	74,07	88,88	429,59	355,52	118,51
Polychaeta																									
<i>Marenzelleria viridis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	127,39	42,46	0,00	42,46	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	88,88	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nereis diversicolor</i>	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hirudinea																									
<i>Erpobdella nigricollis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Erpobdella octoculata</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	169,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Crustacea																									
<i>Corophium curvispinum</i>	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gammarus salinus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Gammarus tigrinus</i>	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	84,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Neomysis integer</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	254,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pontogammarus robustoides</i>	509,56	1146,51	339,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ephemeroptera																									
<i>Caenis horaria</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diptera																									
<i>Ceratopogonidae Gen. sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chironomidae Gen. sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	297,24	169,85	0,00	0,00	84,93	42,46	0,00	0,00	0,00	1146,51	42,46	0,00	14,81	14,81	0,00	0,00
<i>Chironomini Gen. sp.</i>	42,46	42,46	764,34	42,46	0,00	382,17	42,46	0,00	297,24	1613,61	509,47	0,00	42,46	509,56	3779,24	84,93	2760,12	1571,14	42,46	127,39	29,63	14,81	0,00	0,00	503,65
<i>Chironomus plumosus -Gr.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3269,68	0,00	0,00	42,46	212,32	297,24	0,00	0,00	84,93	212,32	0,00	0,00	0,00	0,00	74,07	474,03	518,47	370,33	474,03	
<i>Orthocladinae Gen. sp.</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tanytarsini Gen. sp.</i>	0,00	0,00	42,46	0,00	0,00	424,63	0,00	0,00	552,02	339,71	4925,75	0,00	127,39	636,95	127,39	42,46	42,46	0,00	84,93	0,00	14,81	0,00	0,00	0,00	59,25
Taxazahl	16	6	9	1	2	7	5	2	5	6	11	3	6	4	12	5	2	1	5	3	6	5	4	2	9

DANKSAGUNG

Ich danke Herrn Prof. Dr. Schuhmacher für die Aufnahme in die Abteilung Hydrobiologie und die Bereitstellung von Arbeitsräumen und Materialien.

Herrn Dr. habil. Schernewski danke ich für die Überlassung des Themas, die Aufnahme am Institut für Ostseeforschung und für zahlreiche Ideen und Anmerkungen zu dieser Arbeit.

Besonders herzlich möchte ich mich bei Dr. Michael Zettler bedanken, der mich bei der Probenahme und Bestimmung unterstützt hat, mir über zahlreiche taxonomische Hürden half und durch sein Interesse und seine Geduld viel zu dieser Arbeit beigetragen hat.

Uwe Jung danke ich für die Nachbestimmung der Hirudinea.

Ohne ein tapferes rotes Auto und seinen Fahrer Tobias Dolch wäre diese Arbeit von vorneherein im Sande verlaufen. Vielen lieben Dank !

Großen Dank, ganz abseits von fachlichen Dingen, schulde ich außerdem: Jelka Müller, Ute Knörr, Oliver Fischer, Gerrit John, Marion Minning, Silke Sobkowiak und vielen anderen Menschen meiner näheren Umgebung, die mir immer brav zugehört und insgeheim abgewartet haben, bis man mit mir wieder über normale Dinge reden konnte.

Nicht zuletzt danke ich meinen Eltern, die durch ihre große Unterstützung und Geduld diese Arbeit erst ermöglicht haben.

Für die Bereitstellung von Daten und Materialien danke ich:

Joanna Zurawska und Malgorzata Landsberg, West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin

Herrn Nagel, Staatliches Amt für Umwelt und Natur Ueckermünde

Christian Reimers, Landesamt für Umwelt und Natur Schleswig Holstein

Mario von Weber, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Iwan Tejakusuma, Institut für Ostseeforschung Warnemünde

EIDESSTATTLICHE ERKLÄRUNG

Hiermit erkläre ich, die vorliegende Diplomarbeit selbständig und nur unter Zuhilfenahme der angegebenen Quellen und Hilfsmittel angefertigt zu haben. Alle Stellen, die dem Wortlaut oder dem Sinn nach anderen Werken entnommen sind, habe ich in jedem einzelnen Fall unter Angabe der Quelle kenntlich gemacht.

Ich bin damit einverstanden, dass die Diplomarbeit nach Abschluss meiner Diplomprüfung wissenschaftlich interessierten Personen oder Institutionen zur Einsichtnahme zur Verfügung gestellt wird.

Name: Rödiger

Vorname: Silke

Matrikelnummer: 1178685

Ort, Datum

Unterschrift