

Bewertung von Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL

Test einer MarBIT-Erweiterung

Auftraggeber:

Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
– Betriebsstelle Brake – Oldenburg –
Ratsherr-Schulze-Straße 10
26122 Oldenburg

Bearbeitung:

MARILIM Gewässeruntersuchung
Wischhofstraße 1–3, Geb. 11
24148 Kiel
Dipl.-Biol. Th. Meyer, T. Berg, K. Fürhaupter, K. Maczassek

15. Dezember 2006

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	2
2	Das MarBIT-Bewertungsmodell	2
2.1	Summarischer Überblick über das Bewertungsmodell	2
2.2	Indizes der vier WRRL-Kriterien	3
2.2.1	Artenvielfalt	4
2.2.2	Abundanz	5
2.2.3	Störungsempfindliche Taxa	6
2.2.4	Tolerante Taxa	6
2.3	Ableitung des MarBIT	7
3	Ergänzung der Taxa	8
4	Autökologie	10
4.1	Charakterisierung des Ökotores	10
4.2	Datenbasis für die Autökologie	11
4.3	Sensitive und tolerante Taxa	11
4.3.1	Sensitive Taxa	11
4.3.2	Tolerante Taxa	12
4.4	Artenvielfalt	12
5	Ableitung der Referenzartenliste	15
5.1	Arten-Areal-Kurven	16
5.2	Begrenzung der Artenliste	19
5.3	Unterteilung der Referenzliste nach Substraten	23
6	Bewertung der Probenahmedatensätze	23
6.1	Kampagne <i>HABAK-JADE 2000</i>	23
6.1.1	Beurteilung der gesamten Tansekte	24
6.1.2	Vergleich der Klappstellen mit der Umgebung	25
6.2	Kampagne <i>Ja-We-Port</i>	26
6.3	Kampagne <i>EUPI-Begleituntersuchungen Sublitoral</i>	28
6.3.1	Zusammenfassung der Kompartimente	29
6.3.2	Zusammenfassung nach Lage	31
7	Diskussion	33
7.1	Eignung des MarBIT für die Nordsee	33
7.2	Neozoen	34

1 Einleitung

Das Ziel dieses Vorhabens ist es, eine Prüfung vorzunehmen, ob das für die Ostsee entwickelte Bewertungsverfahren des Makrozoobenthos der Küstengewässer gemäß WRRL auch auf die Küstengewässer der Nordsee anwendbar ist. Ist dies der Fall, soll der MarBIT auf die Verhältnisse in der Nordsee entsprechend angepasst werden. Das Ostsee-System MarBIT beruht auf der Bewertung vier verschiedener Kriterien, die als Zeiger für den ökologischen Zustand gelten: Artenvielfalt, Abundanz, Anteil sensitiver Taxa und Anteil toleranter Taxa. Für nähere Angaben des MarBIT-Systems wird auf den Bericht von MEYER ET AL. (2006) verwiesen.

Die Bewertung des Zoobenthos soll auf Ebene 3 des hierarchischen Bewertungssystems nach ESCARAVAGE & YSEBART (2004) genutzt werden, um den Gesundheitszustand der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos innerhalb eines definierten Ökotores zu bewerten. Im Rahmen dieses Auftrages wurde die Eignungsprüfung in Abstimmung mit dem Auftraggeber (AG) auf das Ökotope „Sublitoral, 0–5 m“ im Küstengewässertyp N2 (euhalines Wattenmeer) beschränkt. Dieses Gebiet umfaßt die Jade und die Watten des östlichen Teiles der ostfriesischen Inseln.

Dazu wurden dem Auftragnehmer (AN) Datensätze von Bebrobungen, daraus generierte Artenlisten und Autökologieangaben übermittelt. Diese wurden analysiert, in die MarBIT-Datenbank integriert und dort weiterbearbeitet.

2 Das MarBIT-Bewertungsmodell

Dieser Bericht baut auf den Erfahrungen auf, die während der Erstellung des MarBIT in der Ostsee gewonnen wurden. Die Ergebnisse von dort sollen hier nicht wiederholt werden. Zum leichteren Einstieg wird hier jedoch ein kurzer Überblick über das MarBIT-System gegeben (entnommen aus MEYER ET AL. (2006)).

2.1 Summarischer Überblick über das Bewertungsmodell

Das Modell charakterisiert anhand unterschiedlicher ökologischer Kriterien einer Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft einen gemeinsamen Endpunkt. Dieser Endpunkt ist der ökologische Zustand gemäß WRRL und entsprechend dessen Bewertung und Klassifizierung. Die vier verwendeten Kriterien sind: Artenvielfalt, Abundanz, störungsempfindliche Taxa sowie tolerante Taxa. Um das Ziel der ökologischen Bewertung zu erreichen, müssen die Ergebnisse der einzelnen Kriterien eine Aussage bezüglich des Endpunktes erlauben. So muss z. B. das Kriterium für die Artenvielfalt eine Aussage über den ökologischen Zustand in Bezug auf dessen Artenvielfalt ermöglichen. Jedes der vier Kriterien beleuchtet den Endpunkt aus einer anderen Perspektive und soll damit die Aussagekraft der Gesamteinschätzung erhöhen.

Jedes der vier WRRL-Kriterien wird mit einem Index bewertet, der unabhängig von den anderen drei Kriterien arbeitet und damit zu minimaler Redundanz bzw. Überschneidung in der Bewertung führt. Die Abundanz wird anhand der Übereinstimmung mit einer log-normalen Abundanzverteilung bewertet. Diese gilt als Referenzzustand. Die Artenvielfalt wird über die taxonomische Spreizung (TSI, taxonomic spread index) bewertet. Dafür gibt es eine Referenzartenliste, deren TSI-Wert als Referenzzustand gilt. Störungsempfindliche und tolerante Arten werden über die Autökologie identifiziert. Ein definierter Anteil dieser Arten an der Referenzartenliste, der von den normativen Bestimmungen in der WRRL abgeleitet ist, gilt als Referenzzustand.

Jeder einzelne Index liefert einen Wert, der auf das Intervall zwischen 0 und 1 normiert

wird. Der daraus abgeleitete WRRL-Index (vorläufig als MarBIT bezeichnet: „Marine Biotic Index Tool“) ergibt sich dann als der Median der Einzelwerte.

Neben den Indizes sind die Referenzartenlisten ein integraler Bestandteil des Bewertungssystems. Sie spiegeln die Autökologie der Arten für jeden Wassertypen der WRRL-Typologie wider und sind in der Ostsee zusätzlich nach den drei Habitaten Weichboden, Hartsubstrat und Phytal aufgegliedert.

2.2 Indizes der vier WRRL-Kriterien

Im folgenden sind kurz die Indizes beschrieben, die zur Bewertung der vier WRRL-Kriterien genutzt werden. Jeder dieser Indizes ergibt einen Indexwert, der auf Werte zwischen 0 und 1 normiert ist und bereits eine untereinander vergleichbare ökologische Einschätzung des jeweiligen Kriteriums ermöglicht. Damit kann später immer verfolgt werden, aus welchen Teilbewertungen sich die Gesamtbewertung zusammensetzt und erlaubt damit, die Ursachen der Bewertung zurückzuverfolgen.

Bei den Bewertungen der empfindlichen und der toleranten Taxa wird auf das Konzept der Lebensstrategie zurückgegriffen (r- und k-Strategie). Auf diesem Konzept beruht die ökologische Herangehensweise des Bewertungsmodells. Beides Lebensstrategien sind Extreme in einem möglichen Kontinuum an ökologischen Strategien und im Bewertungsmodell wichtig für die Einteilung in tolerante und sensitive Taxa. Eine Artengemeinschaft besteht nicht ausschließlich aus Arten, die untereinander austauschbar sind, so dass die bloße Zahl der Arten kein ausreichendes Maß für die Qualität der Biozönose ist. Vielmehr gibt es verschiedene Lebensstrategien, die sich aus der natürlichen Selektion ergeben. Eine Lebensgemeinschaft aus k-Strategen wird hauptsächlich bestimmt durch zwischenartliche Konkurrenz, äußere abiotische Faktoren spielen kaum eine Rolle. Im Gegensatz dazu spielt Konkurrenz bei einer r-Strategengemeinschaft keine Rolle. Hier dominieren abiotische Faktoren. Die einzelnen Eigenschaften dieser zwei Extreme sind wie folgt (nach PIANKA (1970) und GRASSLE & GRASSLE (1974)) definiert:

Eigenschaft	r-Strategie	k-Strategie
Sterblichkeit	Dichte-unabhängig, oft katastrophal	Dichte-abhängig
Populationsgröße	zeitlich variabel und ungerichtet, kein Equilibrium	relativ konstant, zeitlich gerichtet, Equilibrium
Entwicklung	schnell, frühe Reproduktion, produziert viele Nachkommen, wechselnde Entwicklungsmodi	langsam, späte Reproduktion, produziert wenige Nachkommen, nur ein Entwicklungsmodus
Lebensdauer	kurz, meist < 1 Jahr	lang, in der Regel > 1 Jahr
Habitatwahl	unspezifisch, variabel	starke Einnischung
Ernährung	großes Nahrungsspektrum und verschiedene Nahrungsmodi	oft spezialisiert auf eine Nahrung und mit nur einem Nahrungsmodus
Genetik	genetisch variabel, anpassungsfähig	genetisch konservativ
Konkurrenzfähigkeit	niedrig	hoch
Ziel	hohe Produktivität (Nachkommen)	hohe Effizienz (Biomasse)

Keine dieser Eigenschaften macht allein die Strategie aus. Erst die Summe gibt den Ausschlag, eine Art einer der beiden Strategien zuzuordnen. Aus der Tabelle wird klar, dass ein r-Strategie nie dauerhaft ein Gebiet dominiert. Wenn das Habitat sich ungestört entwickelt, wird er von den k-Strategen auskonkurriert und ist dann nicht mehr dominant. Das bedeutet jedoch nicht, dass diese Arten in Equilibriumsphasen nicht vorkommen. Sie reagieren lediglich auf günstige Bedingungen mit dem beschriebenen Verhalten und sind ansonsten überall zu finden ohne jedoch zu dominieren. K-Strategen sind darauf spezialisiert, die Ressourcen ihrer Umgebung effizient auszunutzen. Je mehr ein Ökosystem an Komplexität zunimmt, desto knapper werden diese Ressourcen. Daher sind k-Strategen oft Nahrungsspezialisten. Viele Rote Liste-Arten sind k-Strategen, weil sie bei Störungen nicht flexibel reagieren können. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, Rote Liste-Arten als empfindliche Taxa im Sinne der WRRL einzustufen, sofern es sich nicht um Taxa handelt, die im betreffenden Gebiet ihre Verbreitungsgrenze erreichen.

2.2.1 Artenvielfalt

Das einfachste Maß für die Artenvielfalt ist die reine Zahl der Taxa in einem gegebenen Gebiet. Eine Probenahme ergibt jedoch immer nur eine Stichprobe und enthält in den seltensten Fällen das gesamte im Gebiet vorkommende Arteninventar. Daher muss ein Index, der die Artenvielfalt beurteilt, im Idealfall unempfindlich gegenüber diesem Probenahmefehler (sampling bias) sein. Bei geringer Probenzahl ist die Artenzahl eher ein Maß für die Taxadichte (Taxa pro Flächen- oder Probeneinheit) als ein Maß für die Artenzahl des Gebietes. Eine derart ermittelte Taxadichte basiert zusätzlich auf der Annahme, dass die Individuen der einzelnen Taxa jeweils zufällig verteilt (Poisson-Verteilung der Individuen in den Proben) und deren Dichten ebenfalls vergleichbar sind. Nun hängt die gefundene Taxadichte aber von der Artenvielfalt und der Individuendichte ab. Daher kann eine Gruppierung anhand der Taxadichte andere Ergebnisse liefern als anhand der Artenvielfalt. Aus diesen Gründen ist die reine Artenzahl als alleiniges Kriterium nicht geeignet. Dennoch sollte die Artenzahl eines Gebietes (ausgedrückt als Taxazahl einer Beprobung) in jedem Fall eine Rolle in einem Index für die Artenvielfalt spielen. Dies bedeutet jedoch automatisch, dass eine Abhängigkeit vom Probenahmeaufwand entsteht und lässt sich nach heutigem Wissen nicht vermeiden.

Für die Artenvielfalt nach WRRL wurde ein neuer Index entwickelt, der über die Taxadichte hinaus noch zusätzliche Informationen über die Zusammensetzung der Taxa enthält: der Index der taxonomischen Spreizung TSI (englisch: taxonomic spread index). Er versucht, die Artenvielfalt ähnlich wie die 'taxonomic distinctness' (WARWICK & CLARKE 1995) taxonomisch zu beurteilen, berücksichtigt dabei jedoch auch die Artenzahl an sich. Grundlage des Index ist die taxonomische Hierarchie einer Probe in Form eines taxonomischen Baumes. Vielfalt in der Taxonomie entsteht dadurch, dass sich dieser Baum aufspaltet indem neue taxonomische Gruppen hinzukommen. Jedes neue Taxon erzeugt mindestens einen neuen Ast, wenn es sich um eine im Baum noch nicht vorhandene Art handelt. Dadurch wird der Baum breiter, die Taxonomie spreizt sich auf. Nun gibt es Proben, die nur aus einer oder zwei taxonomischen Gruppen bestehen, z. B. Polychaeten und Mollusken. Andere Proben enthalten dagegen viele taxonomische Gruppen. Die taxonomischen Bäume dieser verschiedenen Proben haben eine unterschiedliche Form durch die verschiedene taxonomische Aufspreizung. Diese korreliert direkt mit der in der Probe vorhandenen Artenzahl.

Ökologisch im Sinne der WRRL gesehen, steigt der Wert einer Lebensgemeinschaft kaum, wenn viele sehr nahe verwandte Taxa zusammenkommen, die vergleichbare Nischen besetzen oder die bestehenden Ressourcen auf ähnliche Weise nutzen. Kommen jedoch weit verschiedene taxonomische Gruppen zusammen, sind in der Regel auch unterschiedliche Lebensstrategien und Nischen damit verbunden. Diesem Umstand trägt der Index mit einer Gewichtung Rechnung, der höhere taxonomische Gruppen stärker gewichtet.

Die Berechnung des Index geschieht folgendermaßen: Jedes neue Taxon erhöht den Wert des Index, sofern es eine neue Verzweigung bzw. einen neuen Ast in der Taxonomie bewirkt. Abhängig von der taxonomischen Stufe, auf der die Verzweigung auftritt, erhöht sich der Index um einen bestimmten Betrag:

Stufe	Betrag
neue Art einer Gattung	2
neue Gattung einer Familie	3
neue Familie einer Ordnung	5
neue Ordnung einer Klasse	8
neue Klasse eines Stammes	13
neuer Stamm eines Reichs	21

Für die WRRL ist nun der Indexwert einer Probe im Verhältnis zum Indexwert der Referenzliste wichtig. Dieses Verhältnis schwankt zwischen 0 (keine Taxa vorhanden) und 1 (alle Taxa der Referenz vorhanden).

2.2.2 Abundanz

Unter der Abundanz im Sinne der WRRL können verschiedene Parameter verstanden werden. Die meisten europäischen Staaten verwenden die Anzahl der Individuen als Maß für die Abundanz. In diesem Bewertungsmodell wird daher unter der Abundanz die Menge der Individuen der jeweiligen Taxa verstanden. Die Abundanz einer Population wird immer durch eine Probenahme ermittelt und kann daher genau wie die Artenzahl nie exakt ermittelt werden. Es muss eine Schätzung anhand der Probenahme erfolgen. Die Genauigkeit dieser Schätzung hängt allerdings in hohem Maße von der Verteilung der Individuen und dem Probenahmeaufwand ab.

Im einfachsten Fall ist die Abundanz die Gesamtabundanz einer Probe (Gesamtzahl aller Individuen) ohne die einzelnen Taxa zu unterscheiden. Oft ist die natürliche Schwankungsbreite der Abundanzen jedoch zu groß, um aus den direkten Werten Folgerungen abzuleiten. Die Schwankungen der Abundanz sind saisonal und zwischen verschiedenen Jahren oft so groß, dass ein bestimmter Bereich der Abundanz nicht sicher mit einem bestimmten ökologischen Zustand gleichgesetzt werden kann. Eine höhere Abundanz ist nicht gleichzusetzen mit einem besseren ökologischen Zustand der Gemeinschaft. Dieser Ansatz einer Korrelation zwischen der Höhe der Abundanz und dem Gesundheitszustand der Lebensgemeinschaft ist in vielen Indizes wie AMBI, BQI (Schweden) oder DKI (Dänemark) verankert. Die ökologische Aussagekraft der Höhe der Gesamtabundanz in einer Probe ist jedoch gering und daher wird dieser Ansatz im vorliegenden Bewertungsmodell nicht verwendet.

Um mehr Information zu erhalten, die eine ökologische Interpretation zulässt, muss die Abundanzverteilung herangezogen werden. Diese kann an zusammengefassten Daten (pooling) mehrerer Proben aus einem zu bewertenden Gebiet erfolgen. Dann ist nicht die absolute Höhe der Abundanz entscheidend sondern die relative Verteilung der Abundanz auf die einzelnen Taxa. Je „gleichmäßiger“ die Abundanzen auf die Taxa verteilt sind, desto eher entspricht die Gemeinschaft der allgemeinen Vorstellung eines ungestörten Zustandes.

Für das Bewertungsmodell wird davon ausgegangen, dass eine Log-Normalverteilung *angenähert* in der Lage ist, diese gleichmäßige Abundanzverteilung der Lebensgemeinschaft zu beschreiben. Die ökologische Begründung ist, dass Lebensbedingungen vorliegen, die oft und stark schwanken (z. B. Strömung, Temperatur, Nahrungsangebot, Salzgehalt) und damit ein hohes Maß an Streuung zeigen. Die Anzahl der natürlichen Faktoren ist hoch, diese wirken multiplikativ auf die Lebensgemeinschaft und kein Faktor dominiert allein. Dann entsteht nach dem zentralen Grenzwertsatz der mathematischen Statistik eine Log-Normalverteilung.

Der Index wird nun berechnet indem die tatsächliche Abundanzverteilung mit der theoretisch zu erwartenden log-normalen Verteilung über einen statistischen Anpassungstest verglichen wird. Dazu wird der Kolmogorov-Smirnov-Test mit der Ergänzung von Lilliefors (= Lilliefors-Test) verwendet (LILLIEFORS 1967; SACHS 2003). Bei Übereinstimmung der zwei Verteilungen ist der Indexwert 1, bei völliger Verschiedenheit 0.

2.2.3 Störungsempfindliche Taxa

Die Bewertung des Vorkommens von störungsempfindlichen Taxa ist ein Kriterium, das sich auf die Zeigerwirkung bestimmter ökologischer Parameter stützt. Im untersuchten Gebiet gibt es kaum Taxa, die zweifelsfrei als besonders störungsempfindlich gelten. Dennoch erkennt man an unterschiedlichen Standorten, dass bestimmte Taxa bei Störung wegfallen. Um ein objektiveres Maß für Störungsempfindlichkeit zu erhalten als die reine Analyse und der Vergleich von Probenmaterial, wurden folgende Parameter als relevant für die Störungsempfindlichkeit der Taxa eingestuft:

- ▷ Spezialisierung auf einen Lebensraum
- ▷ Spezialisierung auf eine Nahrung
- ▷ Lebensstrategie (k-Strategen)
- ▷ Status auf der Roten Liste

Eine Spezialisierung auf einen Lebensraum (z.B. nur Grobsand, nur epizoisch auf einem anderen Taxon oder epiphytisch auf einer bestimmten Alge) oder eine Spezialisierung auf eine Nahrung (z.B. Kommensale, Fressen von nur einer einzigen bestimmten Nahrung) bedeutet in der Regel eine erhöhte Sensitivität, da das Taxon keine oder nur wenig Ausweichmöglichkeiten hat, wenn Lebensraum oder Nahrung durch eine Störung wegfallen oder stark verändert werden. k-Strategen können nicht schnell oder flexibel auf Veränderungen der Umwelt reagieren und sind stark eingemischt. Der Status einer Art auf der Roten Liste ist oft verknüpft mit einer Störungsempfindlichkeit. So ist in den Roten Liste für die Ost- und Nordsee (GOSSELCK ET AL. 1996; RACHOR ET AL. 1995) die Eutrophierung eine häufige Gefährdungsursache.

Der Index für die empfindlichen Taxa wird nun berechnet, indem zunächst alle sensitiven Taxa gemäß der oben genannten 4 Parameter ausfindig gemacht werden. Für die Bewertung werden dazu all diejenigen Taxa als störungsempfindlich eingestuft, die einem oder mehreren der oben genannten Kriterien entsprechen. Dies ergibt einen definierten Anteil sensitiver Taxa auf der Referenzliste. Bei Eintreten von Störungen fallen sensitive Taxa weg und deren Anteil sinkt im Verhältnis zur Referenz. Nun sind diese Taxa unterschiedlich stetig in Proben zu finden. Die stetigsten sensitiven Taxa bekommen daher die doppelte Gewichtung bei der Berechnung des Verhältnisses. Der Indexwert 1 ergibt sich, wenn der gewichtete Anteil gleich dem Anteil der Referenz ist, der Indexwert 0 ergibt sich, wenn keine sensitiven Taxa vorhanden sind. Nähere Erläuterungen sind dem Bericht von MEYER ET AL. (2006) zu entnehmen.

2.2.4 Tolerante Taxa

Es gibt im betrachteten Gebiet keine expliziten Verschmutzungszeiger. Es gibt lediglich Taxa, die als besonders tolerant gegen Eutrophierung oder Verschmutzung allgemein eingestuft werden können, weil sie unter solchen Umständen häufig gefunden werden (analog zur entsprechenden Definition beim schwedischen BQI). Daher ist der in der WRRL benutzte Begriff „Verschmutzungszeiger“ irreführend und wurde hier mit „tolerante Taxa“ ersetzt. Für das Bewertungssystem wurde wiederum auf die bekannte Ökologie der Taxa zurückgegriffen, um tolerante Taxa zu identifizieren. Die einzigen dafür sinnvollen Parameter sind eine bekannte Eutrophierungstoleranz sowie die Lebensstrategie der Taxa (r-Strategie).

Die toleranten Taxa sind alle stetige Vertreter des Benthos im Untersuchungsgebiet. Daher ist keine Kategorisierung dieser Taxa in stetige und nicht stetige Taxa erforderlich, wie bei den empfindlichen Taxa. Das bedeutet jedoch auch, dass der Anteil dieser Taxa an einer Probe nicht die gleiche Aussagekraft hat. Ein höherer Anteil als bei der Referenz bedeutet, dass die toleranten Taxa ein Übergewicht im Verhältnis zu den empfindlichen und den restliche Taxa haben. Dies ist als schlechterer ökologischer Zustand zu werten und daher dient der Anteil der toleranten Taxa an der Referenzartenliste als Orientierungspunkt für die Bewertung. Bei schlechteren ökologischen Zuständen fallen empfindliche Taxa weg und werden ggf. ersetzt durch tolerante oder indifferente Taxa. Im ersten Fall würde der Anteil toleranter Taxa steigen. Bei sehr schlechten Bedingungen können fast nur noch tolerante Taxa überleben. Für das Bewertungsmodell wird vereinfachend ein stetiger Zusammenhang zwischen ökologischem Zustand und dem Anteil toleranter Taxa angenommen, dass heisst ein steigender Anteil soll immer mit einem besseren Zustand verknüpft sein. Dies entspricht der Praxis in anderen Bewertungsmodellen wie dem schwedischen BQI oder dem spanischen AMBI.

Der Indexwert berechnet sich damit als einfaches Verhältnis der Anteile der toleranten Taxa in einer Probe zur Referenzliste. Ein Indexwert von 1 ergibt sich, wenn der Anteil der Probe dem der Referenz entspricht (oder niedriger ist), ein Indexwert von 0, wenn nur tolerante Taxa auftreten.

2.3 Ableitung des MarBIT

Die einzelnen in den vorigen Abschnitten diskutierten Indizes erlauben jeweils bereits die Einordnung in ökologische Zustandsklassen unter dem jeweils indizierten Aspekt. Damit wird jeweils ein Endpunkt der WRRL beleuchtet. Für jede ökologische Zustandsklasse der einzelnen Indizes wurden dazu individuelle Klassengrenzen festgelegt. Diese Grenzen und die jeweils ermittelten Werte für den Index werden auf feste vordefinierte Intervalle transformiert so dass folgende Grenzen entstehen:

Klasse	Bereichsgrenzen b
sehr gut	$0,8 \leq b \leq 1$
gut	$0,6 \leq b < 0,8$
mäßig	$0,4 \leq b < 0,6$
unbefriedigend	$0,2 \leq b < 0,4$
schlecht	$0 \leq b < 0,2$

Dieses Vorgehen sorgt zum einen dafür, dass die Zustandsklassen und deren Grenzen untereinander direkt vergleichbar werden. Dies vereinfacht die Interpretation des Endresultates. Zum anderen erleichtert die Normierung die Zusammenfassung zu einem Gesamtindex. Um den Gesamtzustand der Lebensgemeinschaft zu beschreiben und für die WRRL einen zusammengefassten Wert mit Zustandsklasse zu erhalten (EQR), müssen die Indizes miteinander verrechnet werden. Dazu wird der Median genutzt. Er ist angebracht, wenn nur wenige Beobachtungen vorliegen (hier: 4), nichtsymmetrische Verteilungen beteiligt sind, Verdacht auf Ausreißer besteht und ordinalskalierte Daten (SACHS 2003) verwendet werden (hier nicht der Fall). Der Median gibt daher einen mittleren Wert für den ökologischen Zustand an, der sich an den Endpunkten der einzelnen Indizes orientiert und die Wirkung extremer Werte dämpft. Entscheidend für den Median ist dadurch die Mehrheit der vorkommenden Werte bzw. Zustandsklassen der einzelnen Indizes.

3 Ergänzung der Taxa

Bisher enthielt die MarBIT-Datenbank überwiegend Ostseetaxa. Für die Nordsee wurde die Datenbank mit den bei GROTJAHN (2006) gelisteten Taxa verglichen (Tabelle KÜGEW-Arten) und die noch fehlenden Taxa hinzugefügt. Dadurch sind die folgenden Taxa neu in die MarBIT-Datenbank hinzugekommen:

Taxon	Quelle der Taxonomie
<i>Abietinaria abietina</i> (L., 1758)	ITIS, MarBEF
<i>Actinothoe anguicomma</i> (Price in Johnston, 1847)	ITIS
<i>Alcyonidium mytili</i> Dalyell, 1847	ITIS
<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	ITIS
<i>Anguinella palmata</i> Van Beneden, 1845	ITIS, MarBEF
<i>Angulus donacinus</i>	- keine Quelle -
<i>Aonides oxycephala</i> (Sars, 1862)	ITIS, MarBEF
<i>Axionice maculata</i> (Dalyell, 1853)	(ITIS), MarBEF
<i>Balanus balanus</i> (Linnaeus, 1758)	ITIS, MarBEF
<i>Bougainvillia britannica</i> (Forbes, 1841)	ITIS, MarBEF
<i>Bougainvillia ramosa</i> (Van Beneden, 1844)	ITIS, MarBEF (dort nur Synonym)
<i>Callopora rylandi</i> Bobin & Prenant, 1965	ITIS, MarBEF
<i>Calycella syringa</i> (Linnaeus, 1767)	ITIS, (MarBEF)
<i>Campanularia gelitinoso</i>	(ITIS)
<i>Campanularia hincksii</i> Alder, 1856	ITIS, MarBEF
<i>Conopeum reticulum</i> (Linnaeus, 1767)	(ITIS), MarBEF
<i>Corophium acherusicum</i> Costa, 1857	ITIS, (MarBEF)
<i>Crassostrea gigas</i> (Thunberg, 1793)	ITIS, MarBEF
<i>Eteone lactea</i> Claparede	ITIS
<i>Eucheilota maculata</i> Hartlaub, 1894	ITIS, (MarBEF, dort falsch klassifiziert)
<i>Eudendrium album</i> Nutting, 1898	ITIS, MarBEF
<i>Eudendrium capillare</i> Alder, 1856	ITIS, MarBEF
<i>Eunoe nodosa</i> (M. Sars, 1861)	ITIS, MarBEF
<i>Eupolymnia nebulosa</i> (Montagu, 1818)	(ITIS), MarBEF
<i>Eurydice affinis</i> Hansen, 1905	ITIS, MarBEF
<i>Farella repens</i>	- keine Quelle -
<i>Gammarus crinicornis</i> Stock, 1966	ITIS, MarBEF
<i>Garveia nutans</i> Wright, 1859	ITIS, MarBEF
<i>Glycera rouxi</i> Audouin & Milne Edwards, 1833	(ITIS), MarBEF
<i>Hartlaubella gelatinosa</i> (Pallas, 1766)	ITIS, MarBEF
<i>Hippolyte longirostris</i> (Czerniavsky, 1868)	MarBEF
<i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823	ITIS, MarBEF
<i>Laomedea angulata</i> Hincks, 1861	ITIS, MarBEF
<i>Lepidopleurus asellus</i>	(ITIS)
<i>Magelona johnstoni</i> Fiege, Licher & Mackie, 2000	MarBEF
<i>Membraniporella nitida</i> (Johnston, 1838)	ITIS, MarBEF
<i>Microphthalmus fragilis</i> Bobretzky, 1870	BLMP, ITIS, MarBEF
<i>Nephtys pulchra</i> Rainer, 1991	BLMP, ITIS, MarBEF
<i>Obelia bicuspidata</i>	(ITIS)
<i>Obelia bidentata</i> Clark, 1875	ITIS, MarBEF
<i>Obelia dichotoma</i> (Linnaeus, 1758)	ITIS, MarBEF
<i>Obelia geniculata</i> (Linnaeus, 1758)	ITIS, MarBEF

Phialella quadrata (Forbes, 1848)	ITIS, MarBEF
Pseudocuma gilsoni Bacescu, 1950	ITIS, MarBEF
Rhizorhagium roseum M. Sars, 1874	ITIS, MarBEF
Sagartia elegans (Dalyell, 1848)	ITIS, MarBEF
Sagartia troglodytes (Price in Johnston, 1847)	ITIS, MarBEF
Triticella flava Dalyell, 1847	ITIS, MarBEF
Tubularia bellis Allman, 1865	ITIS, (MarBEF, dort anderer Name)
Tubularia indivisa Linnaeus, 1758	ITIS, MarBEF
Tubularia larynx Ellis and Solander, 1786	ITIS, MarBEF
Urothoe marina (Bate, 1857)	BLMP, ITIS, MarBEF
Walkeria uva (Linnaeus, 1758)	ITIS, MarBEF

Für die taxonomische Eingliederung wurde genauso verfahren, wie bei den bisherigen Taxa, um die Einheitlichkeit zu wahren, die für die spätere Bewertung der Artenvielfalt notwendig ist. Dazu wurde die Taxonomie wie bei den bisherigen MarBIT-Taxa erst anhand der aktuellen BLMP-Taxaliste überprüft. Wenn das Taxon dort nicht vorhanden war, wurde es nach ITIS (<http://www.itis.gov>) eingeordnet. Wenn es auch dort nicht vorhanden war, wurde es nach MarBEF (<http://www.marbef.org>) eingeordnet. Erst wenn es auch dort nicht vorhanden war, wurde es anhand anderer Quellen eingeordnet. Die entsprechenden Quellen der obigen Taxa sind aus der Tabelle ersichtlich. Die Angaben in Klammern bedeuten, dass das Taxon an der jeweiligen Quelle zwar gefunden wurde, dort aber unvollständig beschrieben sind. In diesem Fall wurde der vollständige Eintrag einer anderen Quelle benutzt (Angabe ohne Klammern).

Einige Taxa konnten nicht identifiziert/gefunden werden und sind deshalb ignoriert worden. Andere Taxa zählen nicht zum hier betrachteten Makrozoobenthos und wurden daher ebenfalls übersprungen. Im Einzelnen sind dies:

Taxon	Grund der Weglassung
<i>Abra elliptica</i>	Taxon unbekannt
<i>Ammodytes tobianus</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch
<i>Calanus finmarchicus</i>	Copepode, kein Makrozoobenthos
<i>Halecinium tenellum</i>	Taxon unbekannt
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch
<i>Pholis gunnellus</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch
<i>Pleurobrachia pileus</i>	kein Makrozoobenthos, sondern Plankton
<i>Pleuronectes platessa</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch
<i>Pomatoschistus minutus</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch
<i>Pseudomona gilbri</i>	Taxon unbekannt
<i>Solea solea</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch
<i>Syngnathus rostellatus</i>	kein Makrozoobenthos, sondern ein Fisch

Ursprünglich sind 412 Taxa in der Access-Datenbank von GROTJAHN (2006) gelistet. Dies sind 309 Spezies (Arten) zuzüglich höhere taxonomische Gruppen sowie einige Einträge mit nicht-taxonomischer Bedeutung („Gesamtbiomasse“, „keine Besiedlung“, „ohne Besiedlung“, „Sabbellaria (Röhre) leer“). 244 Spezies waren bereits in der MarBIT-Datenbank vorhanden (inklusive ihrer höheren taxonomischen Gruppen), 12 Taxa wurden nicht übernommen, da sie nicht zum Zoobenthos zählen. 53 Spezies (siehe Tabelle oben), 23 Gattungen, 10 Familien und 1 Ordnung mussten neu in MarBIT angelegt werden. Die weitaus häufigste Großgruppe bei den neuen Spezies waren mit 22 der 53 Spezies die Hydrozoen.

In den übermittelten Taxadaten gibt es auch eine Tabelle mit historischen Taxa (Untersuchungen bis 1983, Tabelle KÜGEW-Hist-Arten). Davon enthalten allerdings nur 4 der 27 Un-

tersuchungen ausschließlich Daten des Sublitorals. Eine dieser Untersuchungen fand im hier untersuchten Ökotoptop statt (DÖRJES ET AL. 1969). Diese Untersuchung führte zur zusätzlichen Aufnahme folgender Taxa:

Opercularella lacerata
Halcompa chrysanthellum
Aphrodita aculeata
Chaetozone setosa
Sphaerodoropsis balticum
Enchytraeus albidus
Assimineia grayana

Nicht alle dieser Taxa gehören jedoch in das hier behandelte Ökotoptop. So handelt es sich bei *Assimineia grayana* um eine Schnecke, die im Supralitoral der Salzwiesen vorkommt und nur als Larve im Sublitoral lebt. Dieses Taxon erscheint daher auch nicht auf der späteren Referenzartenliste. Der Clitellate *Enchytraeus albidus* gehört ebenfalls nicht ins Sublitoral, sondern ins Eulitoral und Supralitoral und verträgt keine euhalinen Salzgehalte.

4 Autökologie

Die Grundlage des MarBIT bilden die Referenzartenlisten. Sie stellen einen qualitativen Zustand dar, der aufgrund der Autökologie der Arten und der abiotischen Faktoren im entsprechenden Ökotoptop vorkommen kann. Die Artenlisten sind damit die potenziell maximal erreichbare Menge an Taxa, die ein Gebiet aufgrund der dort vorherrschenden ökologischen Bedingungen besiedeln kann. Die Referenzlisten sind damit ökologisch begründet und orientieren sich nicht primär an historischen Datensätzen oder rezentem Probenmaterial. Dies ist insofern von Vorteil, als dass umwelt- oder verschmutzungsbedingte Artefakte keinen Einfluss auf die Zusammensetzung der Listen hat, sofern die ökologischen Bedürfnisse der Arten gut genug bekannt sind.

4.1 Charakterisierung des Ökotoptes

Das vorliegende Ökotoptop „Sublitoral, 0–5 m“ ist zum Einen durch ökologische Kriterien definiert, die sich aus der Typologie der WRRL ergeben (GROTJAHN 2006; REIMERS 2005). Zum Anderen gibt es eine biologische Charakterisierung der Ökotopte (JAKLIN 2006), wo zusätzlich die Signifikanz der Wassertiefe erläutert wird. Unterhalb von 6 m Wassertiefe besteht demnach im Weserästuar kein ständiger Einfluss des Seeganges (Oberflächenwellen) mehr. Bis auf episodische Sturmereignisse spielt dort nur noch die Wasserströmung eine Rolle, die durch den Verlauf der Rinnen erzwungen wird. Zusammen ergibt dies drei Kriterien, mit denen sich das Ökotoptop beschreiben lässt und mit deren Hilfe sich alle Taxa des Ökotoptes aus der Autökologie ableiten lassen:

- ▷ Lebensraum \mapsto Zonierung \mapsto Sublitoral
- ▷ Lebensraum \mapsto Salinitätsansprüche \mapsto euhalin
- ▷ Lebensraum \mapsto Exposition \mapsto wellenexponiert

Bei der Angabe der Zonierung ist darauf zu achten, dass keine Taxa enthalten sind, die erst ab einer Wassertiefe von mehr als 5 m vorkommen, da das Ökotoptop auf den Bereich von 0–5 m

beschränkt ist. Für das dritte Kriterium wurde die Liste der möglichen autökologischen Parameter im MarBIT-System um die beiden Punkte „wellenexponiert“ und „strömungsexponiert“ ergänzt.

Weitere Merkmale, die aus der Typologie von N2 hervorgehen, sind in diesem Zusammenhang nicht verwertbar, da sie keine direkte autökologische Ableitung ermöglichen. Dies sind die Angaben zu Durchmischung, Trübung, Temperatur und Tidenhub. Zusätzlich wäre es möglich, dieses Ökotoptyp noch in verschiedene Substrattypen zu unterteilen. Darauf wird in Abschnitt 5.3 eingegangen.

Somit basiert die ökologische Definition des Ökotoptes auf nur zwei Kriterien. Diese sind dabei (bis auf die Tiefenbeschränkung) typisch für alle marinen Taxa, so dass fast alle überhaupt im Gebiet vorkommenden Arten in Frage kommen. Lediglich ausgewiesene Arten des Eulitoral oder Arten, die nur in größeren Wassertiefen vorkommen, fallen aus dieser Definition heraus.

4.2 Datenbasis für die Autökologie

Grundlage der Autökologie waren zunächst die vom AG übermittelten Daten. Sie enthielten Angaben zum Rote Liste-Status, Neozoenstatus, Lebensraum/-horizont, Mobilität, Substrat, Ernährungsmodus, Entwicklungsmodus (Reproduktion), Fortpflanzungszeit, Salinität und Verbreitung. Leider sind die meisten Parameter sehr lückenhaft ausgefüllt und oft auch nur grob in Kategorien eingeteilt. So wird für die Salinität nur zwischen „brackisch“ und „marin“ unterschieden. Diese Angaben waren daher zu ungenau, um daraus Artenlisten für den Referenzzustand auf der Grundlage der Ökologie des Ökotoptes abzuleiten.

Daher wurde als nächster Schritt die Autökologie aus der BfG-Ökologie-Datenbank herangezogen (<http://www.bafg.de/servlet/is/6055/?lang=de>) und die relevanten Angaben in die MarBIT-Datenbank integriert. Dabei musste jede Angabe kritisch überarbeitet werden, da sich in der BfG-Datenbank viele fehlerhafte Angaben finden. Für jedes in der Liste von GROTHJAHN (2006) vertretene Taxon, welches in die MarBIT-Datenbank übernommen wurde, sind nun die autökologischen Angaben auf Vollständigkeit in Bezug auf die Kriterien des Ökotoptes überprüft worden. Wenn Lücken vorhanden waren, ist versucht worden, Literaturangaben zu finden, um diese zu schließen. Dies ist nicht in allen Fällen gelungen, insbesondere bei Taxa, die sehr selten sind und daher auch wenig oder gar nicht in ihrer Ökologie untersucht und beschrieben sind.

Die vollständige Liste der autökologischen Angaben ist dem Bericht als Datenbankdatei beigelegt.

4.3 Sensitive und tolerante Taxa

Für die Bewertung der Kriterien „Anteil empfindlicher Taxa“ (sensitive Taxa) und „Anteil toleranter Taxa“ wurden dem AN Daten zur Autökologie zur Verfügung gestellt. Lediglich die Angaben zur Roten Liste konnten hierfür verwendet werden. 48 Taxa haben dort einen Status auf der Roten Liste der Nordsee. Dies bedingt, daß der größte Teil der Taxa (etwa 250) keine Informationen zur Sensitivität enthielten. Diese Informationen wurden, soweit möglich, ergänzt, um für alle zu bewertenden Taxa eine Einteilung in die Kategorien sensitiv oder tolerant zu machen.

4.3.1 Sensitive Taxa

Als Kriterium, ob eine Art sensitiv ist, wurden folgende Parameter herangezogen (vgl. MEYER ET AL. (2006)):

- ▷ Spezialisierung auf einen Lebensraum
- ▷ Spezialisierung auf eine Nahrung
- ▷ Lebensstrategie (k-Strategen)
- ▷ Status auf der Roten Liste

Eine Spezialisierung auf einen Lebensraum (z.B. nur Grobsand, nur epizoisch auf einem anderen Taxon oder epiphytisch auf einer bestimmten Alge) oder eine Spezialisierung auf eine Nahrung (z.B. Kommensale, Fressen von nur einer einzigen bestimmten Nahrung) bedeutet in der Regel eine erhöhte Sensitivität, da das Taxon keine oder nur wenig Ausweichmöglichkeiten hat, wenn Lebensraum oder Nahrung durch eine Störung wegfallen oder stark verändert werden. k-Strategen können nicht schnell oder flexibel auf Veränderungen der Umwelt reagieren und sind stark eingemischt und daher sensitiv gegenüber Veränderungen. Der Status einer Art auf der Roten Liste ist oft verknüpft mit einer Störungsempfindlichkeit, z. B. Fischerei, Eutrophierung, Habitatverlust oder Schadstoffe. Alle Taxa, auf die ein oder mehrere dieser Parameter zutrifft, wurde in die Gruppe der sensitiven Taxa aufgenommen.

4.3.2 Tolerante Taxa

Für die Gruppe der toleranten Taxa gibt es keine vergleichbar guten Parameter. Tolerante Taxa sind jedoch in Bezug auf die Lebensstrategie als r-Strategen anzusehen (im Gegensatz zu den sensitiven k-Strategen). Da sich Eutrophierung als eine wichtige anthropogene Störung bei den sensitiven Taxa auswirkt, sind tolerante Taxa durch eine explizite Unempfindlichkeit gegenüber solchen Störungen ausgezeichnet. Damit ergeben sich folgende Parameter für die Toleranz:

- ▷ Lebensstrategie (r-Strategen)
- ▷ bekannte Eutrophierungstoleranz

4.4 Artenvielfalt

Die Artenvielfalt wird im MarBIT-System anhand der taxonomischen Spreizung (TSI) ermittelt (vgl. MEYER ET AL. (2006)). Um diesen Index zu errechnen, ist es notwendig möglichst alle Taxa in einem zu betrachtenden Gebiet zu ermitteln. Für das vorliegende Ökotoptop wurde als Ausgangsliste die komplette von (GROTJAHN 2006) erarbeitete Artenliste verwendet. Bereinigt um taxonomische Problemfälle und Taxa, die nicht zum eigentlichen Makrozoobenthos gehören, ergab dies eine Liste von 289 Taxa, die im Ökotoptop aktuell gefunden wurden.

Für jedes dieser Taxa wurde die Autökologie entsprechend der Kriterien für das Ökotoptop überprüft und ggf. ergänzt. Schwierig erwies sich dies insbesondere bei den Oligochaeten (3 Taxa) und Hydrozoen (26 Taxa). Für diese Taxa sind meist keine Angaben gefunden worden.

Generell war es schwierig die Zugehörigkeit zum euhalinen Bereich zu überprüfen. Derartige Angaben sind nur sehr spärlich vorhanden, wahrscheinlich da es für die meisten Taxa außer Frage steht. Es wurde in diesen Fällen versucht, die Salzgehaltsansprüche aus der geographischen und Tiefenverbreitung abzuleiten. So sind Taxa, die bis in größere Tiefen vorkommen (über 20 m und damit unterhalb einer etwaigen Salzgehaltssprungschicht) und deren Vorkommen an offenen Meeresküsten des Atlantiks oder Pazifiks bekannt ist, zum euhalinen Bereich gerechnet worden.

Durch diese ökologischen Angaben fielen bereits einige Taxa aus der ursprünglichen Liste heraus. Zum Einen sind dies Taxa, deren Autökologie nach der gesichteten Literatur außerhalb der Definition des Ökotoptes liegen, zum Anderen aber auch Taxa, deren Autökologie nur unzureichend bekannt ist und daher für die Auswahl nicht definiert werden konnte. Als Resultat ist die folgende vorläufige Liste mit 176 Taxa entstanden:

- Abra alba* (Wood, 1802)
Abra nitida (O. F. Müller, 1776)
Aeolidia papillosa (Linnaeus, 1761)
Alcyonidium gelatinosum (L., 1761)
Ampharete acutifrons (Grube, 1860)
Ampharete finnarchica (M. Sars, 1864)
Amphipholis squamata (Delle Chiaje, 1828)
Anaitides maculata (L., 1767)
Anaitides mucosa (Ørsted, 1843)
Anobothrus gracilis (Malmgren, 1866)
Aonides oxycephala (Sars, 1862)
Aonides paucibranchiata Southern, 1914
Aphelochaeta marioni (de Saint-Joseph, 1894)
Arenicola marina (L., 1758)
Aricidea cerrutii Laubier, 1966
Aricidea minuta Southward, 1956
Asterias rubens (L., 1758)
Atylus falcatus Metzger, 1871
Atylus swammerdami (H. Milne-Edwards, 1830)
Autolytus edwardsi Saint-Joseph, 1887
Autolytus prolifer (O. F. Müller, 1788)
Axonice maculata (Dalyell, 1853)
Balanus balanus (Linnaeus, 1758)
Balanus crenatus Bruguière, 1789
Barnea candida (L., 1758)
Bathyporeia elegans Watkin, 1938
Bathyporeia guilliamsoniana (Bate, 1956)
Bathyporeia pelagica (Bate, 1856)
Bathyporeia pilosa Lindström, 1855
Bathyporeia sarsi Watkin, 1938
Bodotria scorpioides (Montagu, 1804)
Buccinum undatum L., 1758
Bylgides sarsi (Kinberg in Malmgren, 1865)
Cancer pagurus Johnston, 1861
Capitella minima Langerhans, 1880
Caprella linearis (L., 1767)
Carcinus maenas (L., 1758)
Cerastoderma edule (L., 1758)
Chaetozone setosa Malmgren, 1867
Cheirocratus sundevallii (Rathke, 1843)
Ciona intestinalis (L., 1767)
Corophium crassicornes Bruzelius, 1859
Corophium volutator (Pallas, 1766)
Crangon crangon (L., 1758)
Crepidula fornicata (Linnaeus, 1758)
Cumopsis goodsir (van Beneden, 1861)
Dendronotus frondosus (Ascanius, 1774)
Donax vittatus (da Costa, 1778)
Echinocardium cordatum (Pennant, 1777)
Echinocyamus pusillus (O.F. Müller, 1776)
Electra pilosa (L., 1768)
Elminius modestus Darwin, 1854
Enchytraeus albidus Henle, 1837
Ensis arcuatus (Jeffreys, 1865)
Ensis directus (Conrad, 1843)
Ensis ensis (Linnaeus, 1758)
Eteone flava (Fabricius, 1780)
Eteone foliosa de Quatrefages, 1866
Eteone longa (Fabricius, 1780)
Eulalia viridis (L., 1767)
Eumida bahusiensis Bergström, 1914
Eumida sanguinea (Ørsted, 1843)
Eunoe nodosa (Sars, 1861)
Eupolymnia nebulosa (Montagu, 1818)
Eurydice pulchra Leach, 1815
Fabricia sabella (Ehrenberg, 1837)
Fabulina fabula (Gmelin, 1791)
Gammarus locusta (L., 1758)
Gammarus oceanicus Segerstråle, 1947
Gastrosaccus spinifer (Goes, 1864)
Gattyana amondseni (Malmgren, 1867)
Gattyana cirrosa (Pallas, 1766)
Glycera lapidum Quatrefages, 1866
Glycera rouxi Audouin & Milne Edwards, 1833
Goniada maculata Oerstedt, 1843
Goniadella bobretzkii (Annenkova, 1929)
Halcampa chrysanthellum (Peach in Johnston, 1847)
Halichondria panicea (Pallas, 1766)
Harmothoe glabra (Malmgren, 1865)
Harmothoe imbricata (L., 1767)
Harmothoe impar (Johnston, 1839)
Harmothoe ljunghmani (Malmgren, 1867)
Harmothoe nodosa
Hediste diversicolor (O. F. Müller, 1776)
Heteromastus filiformis (Claparède, 1864)
Hyas araneus (Linnaeus, 1758)
Hydractinia echinata Fleming, 1823
Hydrobia ulvae (Pennant, 1777)
Idotea balthica (Pallas, 1772)
Idotea linearis (Pennant, 1777)
Iphinoe trispinosa (Goodsir, 1843)
Lagis koreni Malmgren, 1866
Lanice conchilega (Pallas, 1766)
Lepidochitona cinerea (L., 1767)
Lepidonotus squamatus (L., 1758)
Lepidopleurus asellus
Littorina littorea (L., 1758)
Littorina obtusata (L., 1758)
Macoma balthica (L., 1758)
Macropodia rostrata (Linnaeus, 1761)
Magelona mirabilis (Johnston, 1865)
Malacoceros tetracerus (Schmarda, 1861)
Malacoceros vulgaris (Johnston, 1827)
Malmgreniella lunulata (Chiaje, 1841)
Melita palmata (Montagu, 1804)
Membranipora membranacea (L., 1767)
Metridium senile (L., 1761)
Microphthalmus aberrans (Webster & Benedict, 1887)

Microphthalmus sczelkowi Meczniow, 1865
Microphthalmus similis Meczniow, 1865
Microprotopus maculatus Norman, 1867
Mya arenaria L., 1758
Mya truncata L., 1758
Mytilus edulis L., 1758
Neanthes succinea (Frey & Leuckart, 1847)
Neanthes virens (M. Sars, 1835)
Neomphitrite figulus (Dalyell, 1853)
Nephtys assimilis Oerstedt, 1843
Nephtys caeca (Fabricius, 1780)
Nephtys ciliata (O. F. Müller, 1776)
Nephtys cirrosa Ehlers, 1868
Nephtys hombergii Savigny, 1818
Nephtys longosetosa Oerstedt, 1842
Nereis longissima (Johnston, 1840)
Nereis pelagica L., 1758
Nicolea zostericola (Oerstedt, 1844)
Notomastus latericeus Sars, 1850
Opercularella lacerata (Johnson, 1847)
Ophelia limacina (Rathke, 1843)
Ophelia rathkei (McIntosh, 1908)
Ophiura albida
Ophiura ophiura (L., 1758)
Owenia fusiformis Chiaje, 1842
Pagurus bernhardus (Linnaeus, 1758)
Paraonis fulgens (Levinsen, 1883)
Pectinaria auricoma (O.F. Müller, 1776)
Perioculodes longimanus Bate and Westwood, 1868
Petricola pholadiformis Lamarck, 1818
Philine aperta (L., 1767)
Phoxocephalus holbolli (Krøyer, 1842)
Phyllodoce lineata
Pisidia longicornis (Linnaeus, 1767)
Pisone remota (Southern, 1914)
Polydora ciliata (Johnston, 1838)
Polydora cornuta Bosc, 1802
Polydora quadrilobata Jacobi, 1883
Praunus flexuosus (O. F. Müller, 1776)
Proceraea cornuta (Agassiz, 1862)
Psammechinus miliaris
Pseudopolydora pulchra (Carazzi, 1895)
Pygospio elegans Claparède, 1863
Retusa obtusa (Montagu, 1803)
Retusa truncatula (Bruguière, 1792)
Sabellaria spinulosa Leuckart, 1849
Sagartia elegans (Dalyell, 1848)
Sagartia troglodytes (Price in Johnston, 1847)
Schistomysis kervillei (G.O. Sars, 1885)
Schistomysis spiritus (Norman, 1860)
Scolelepis bonnierii (Mesnil, 1896)
Scolelepis foliosa (Audouin & Milne-Edwards, 1833)
Scolelepis squamata (O.F. Müller, 1789)
Scoloplos armiger (O. F. Müller, 1776)
Semibalanus balanoides (Linnaeus, 1766)
Sertularia cupressina
Sigalion mathildae
Spio filicornis (O. F. Müller, 1766)
Spiophanes bombyx (Claparède, 1870)
Spisula elliptica (Brown, 1827)
Spisula solida (L., 1758)
Spisula subtruncata (Da Costa, 1778)
Tellinomya ferruginosa (Montagu, 1803)
Tellina tenuis Da Costa, 1778
Urothoe poseidonis Reibisch, 1905
Urticina eques (Gosse)
Urticina felina (L., 1761)
Venerupis senegalensis (Gmelin, 1791)

Die folgenden Taxa sind demnach aus den obene genannten Gründen entfallen:

Abietinaria abietina
Actinothoe anguicomma
Aeolidia papillosa
Alcyonidium gelatinosum
Ampharete acutifrons
Ampharete finnarchica
Amphicteis gunneri
Amphiura filiformis
Anaitides groenlandica
Anguinella palmata
Angulus donacinus
Anoplodactylus petiolatus
Aricidea cerrutii
Aricidea minuta
Balanus improvisus
Bathyporeia nana
Bodotria pulchella
Bougainvillia britannica
Bougainvillia ramosa
Branchiostoma lanceolatum
Callopora rylandi
Calycella syringa
Campanularia gelatinosa
Campanularia hincksii
Capitella capitata
Capitellides giardi
Clitellio arenarius
Clytia hemisphaerica
Conopeum reticulum
Conopeum seurati
Corophium acherusicum
Corophium arenarium
Crassostrea gigas
Diastylis bradyi

<i>Diastylis laevis</i>	<i>Mysella bidentata</i>
<i>Diastylis rathkei</i>	<i>Mysis mixta</i>
<i>Dyopedos monacanthus</i>	<i>Myzista barbata</i>
<i>Electra crustulenta</i>	<i>Neanthes fucata</i>
<i>Eteone lactea</i>	<i>Neomysis integer</i>
<i>Eucheilota maculata</i>	<i>Nephtys kersivalensis</i>
<i>Eudendrium album</i>	<i>Nephtys pulchra</i>
<i>Eudendrium capillare</i>	<i>Nymphon brevirostre</i>
<i>Eudendrium rameum</i>	<i>Nymphon gracile</i>
<i>Eurydice affinis</i>	<i>Obelia bicuspidata</i>
<i>Farella repens</i>	<i>Obelia bidentata</i>
<i>Galathea intermedia</i>	<i>Obelia dichotoma</i>
<i>Gammarus crinicornis</i>	<i>Obelia geniculata</i>
<i>Gammarus duebeni</i>	<i>Obelia longissima</i>
<i>Gammarus finmarchicus</i>	<i>Pagurus pubescens</i>
<i>Gammarus salinus</i>	<i>Paranais litoralis</i>
<i>Gammarus zaddachi</i>	<i>Pariambus typicus</i>
<i>Garveia mutans</i>	<i>Phialella quadrata</i>
<i>Harmothoe longisetis</i>	<i>Pholoe balthica</i>
<i>Hartlaubella gelatinosa</i>	<i>Pholoe inornata</i>
<i>Haustorius arenarius</i>	<i>Polygordius lacteus</i>
<i>Hippolyte longirostris</i>	<i>Pontocrates altamarinus</i>
<i>Hydrobia stagnalis</i>	<i>Pontocrates arenarius</i>
<i>Hyperia galba</i>	<i>Praunus inermis</i>
<i>Jaera albifrons</i>	<i>Praunus neglectus</i>
<i>Jassa marmorata</i>	<i>Pseudocuma gilsoni</i>
<i>Lamprops fasciata</i>	<i>Pycnogonum littorale</i>
<i>Laomedea angulata</i>	<i>Rhizorhagium roseum</i>
<i>Laomedea flexuosa</i>	<i>Scrobicularia plana</i>
<i>Leptocheirus pilosus</i>	<i>Sphaeroma rugicauda</i>
<i>Liocarcinus holsatus</i>	<i>Spio goniocéphala</i>
<i>Lophogaster typicus</i>	<i>Spio martinensis</i>
<i>Macropodia linaresi</i>	<i>Stenothoe marina</i>
<i>Magelona johnstoni</i>	<i>Streblospio dekhuyzeni</i>
<i>Malmgreniella arenicolae</i>	<i>Tharyx killariensis</i>
<i>Manayunkia aestuarina</i>	<i>Triticella flava</i>
<i>Marenzelleria viridis</i>	<i>Tubifex costatus</i>
<i>Marenzelleria wireni</i>	<i>Tubificoides</i>
<i>Membraniporella nitida</i>	<i>Tubificoides heterochaetus</i>
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	<i>Tubificoides pseudogaster</i>
<i>Metopa alderi</i>	<i>Tubularia bellis</i>
<i>Microphthalmus fragilis</i>	<i>Tubularia indivisa</i>
<i>Molgula citrina</i>	<i>Tubularia larynx</i>
<i>Monoculodes carinatus</i>	<i>Urothoe marina</i>
<i>Monoculodes subnudus</i>	<i>Walkeria woa</i>
<i>Monopylephorus rubroniveus</i>	<i>Websterinereis glauca</i>

5 Ableitung der Referenzartenliste

Die ermittelte vorläufige Artenliste ist mit 176 Taxa verhältnismäßig lang. Wenn dies den Referenzzustand darstellt, müsste im Idealfall dieser Satz an Taxa bei einer Probenahme gefunden werden. Nun ist jedoch die Menge der gefundenen Taxa gekoppelt mit der Anzahl der genommenen Proben und es ist realistischerweise nicht zu erwarten, dass immer alle Taxa gefunden

werden. Um zu beurteilen, welcher Probenahmeaufwand dazu notwendig ist, wurde eine Analyse der Arten-Areal-Kurve durchgeführt.

5.1 Arten-Areal-Kurven

Anhand des vorhandenen Probenmaterials wurde exemplarisch überprüft, wie viele Einzelproben genommen werden müssen, bevor alle Taxa eines Gebietes gefunden werden. Als primärer Testdatensatz wurde die Kampagne „HABAK-JADE-2000“ benutzt, da diese mit 121 Stationen (bestehend aus jeweils 3 zusammengefassten Greifern) und insgesamt 153 gefundenen Taxa sehr viele Daten enthält und dennoch aus einem eng umrissenen Gebiet stammt. Die Proben wurden jedoch alle unterhalb der 5 m-Linie entnommen. Für die Ermittlung der Arten-Areal-Kurve wurde eine Bootstrap-Analyse (internes Resampling) durchgeführt. Dazu wurde jeweils simuliert, wieviele Taxa bei einer bestimmten Anzahl Stationen insgesamt gefunden werden, wenn die Stationen zufällig aus dem vorhandenen Probenpool ausgewählt werden. Für jede Stationenanzahl zwischen 1 und 121 wurde diese zufällige Auswahl 100 Mal wiederholt. Das Ergebnis ist in Abb. 1 wiedergegeben. Es zeigt sich dabei, dass im günstigsten Fall erst bei 102

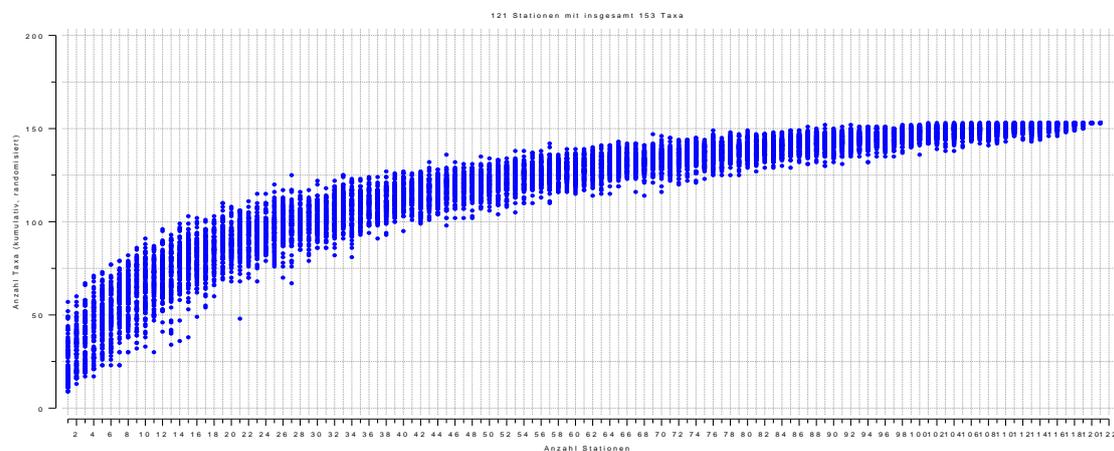


Abbildung 1 Arten-Areal-Kurve (Bootstrap-Analyse) für die Kampagne HABAK-JADE-2000. Jeder Datenpunkt ist eine zufällige Auswahl vorhandener Stationen (100 Stück pro Stationsanzahl) und die entsprechend ermittelte Anzahl der Taxa. Weitere Erläuterungen im Text.

Stationen alle vorhandenen Taxa gefunden werden. 95 % aller Taxa treten zum ersten Mal bei etwa 70 Stationen auf, 75 % der Taxa bei etwa 25 Stationen.

Um auf Grundlage dieser Analyse zu einer minimalen Stationenanzahl zu kommen, ist es sinnvoll auf das WRRL-Kriterium der Artenvielfalt zurückzugreifen, welches eng an die Artenzahl gekoppelt ist. Dort ist der sehr gute bzw. gute Zustand erreicht, wenn (vereinfachend gerechnet) 90 bzw. 80 % aller Taxa vorhanden sind. Diese Grenze bedeutet im vorliegenden Fall ein Probenahmeaufwand von mindestens 33 bis 58 Stationen. Das ist ein Wert, der für ein praktisches Monitoring nur eines Ökotores unrealistisch hoch ist, insbesondere da eine Station bereits aus 3 Greifern besteht.

Das Problem, welches hier im Vergleich zur Ostsee auftritt, liegt in der geringen Menge der pro Station gefundenen Taxa und Individuen. Mit durchschnittlich 14 Taxa und 473 Individuen pro Station liegen die Werte sehr niedrig (im Vergleich zur Ostsee). Da dennoch die mögliche Artenzahl mit 153 vergleichsweise hoch ist, kann erst eine hohe Probenanzahl sicherstellen, dass ausreichend Taxa gefunden werden, um für das betrachtete Gebiet repräsentativ zu sein.

Ein anderes Beispiel ist die Kampagne „Ja-We-Port“. Diese Kampagne liefert ein noch realistischeres Bild, da hier die Daten der einzelnen Greifer aus verschiedenen Zeiten vorliegen und auch Proben aus dem Tiefenbereich 0–5 m existieren. Im Frühjahr, Sommer und Herbst wurden jeweils 95, 68 bzw. 40 Greifer mit 84, 82 und 50 Taxa genommen. Das Ergebnis zeigt im Frühjahr trotz der hohen Greiferzahl, dass das Ende der Arten-Areal-Kurve basierend auf diesem Probenmaterial frühestens bei 78 Proben erreicht ist (Abb. 2). Der Grund hierfür liegt in der großen Zahl von Taxa, die mit nur wenigen Exemplaren vorkommen. Werden alle Proben zusammengefasst, ist ersichtlich dass 24 Taxa mit einem Individuum, weitere 28 Taxa mit Individuenzahlen zwischen 2 und 10, 15 Taxa mit Individuenzahlen zwischen 10 und 100 und nur 4 Taxa mit Individuenzahlen über 100 (Maximum 271) vorkommen (die restlichen 13 Taxa stellen Hydrozoen und Bryozoen und Porifer, deren Individuenzahlen nicht erfasst sind). Der Artenbestand besteht also zum überwiegenden Teil Taxa, die auf geringer Fläche keine hohen Abundanzen besitzen. Dies sind nicht notwendigerweise seltene Taxa, da auch Arten wie *Asterias rubens* und *Mya arenaria* darunter sind. Diese Verhältnisse bewirken jedoch, dass einzelne Greifer keine hohen Taxazahlen aufweisen können. Für das spätere Zoobenthosmonitoring

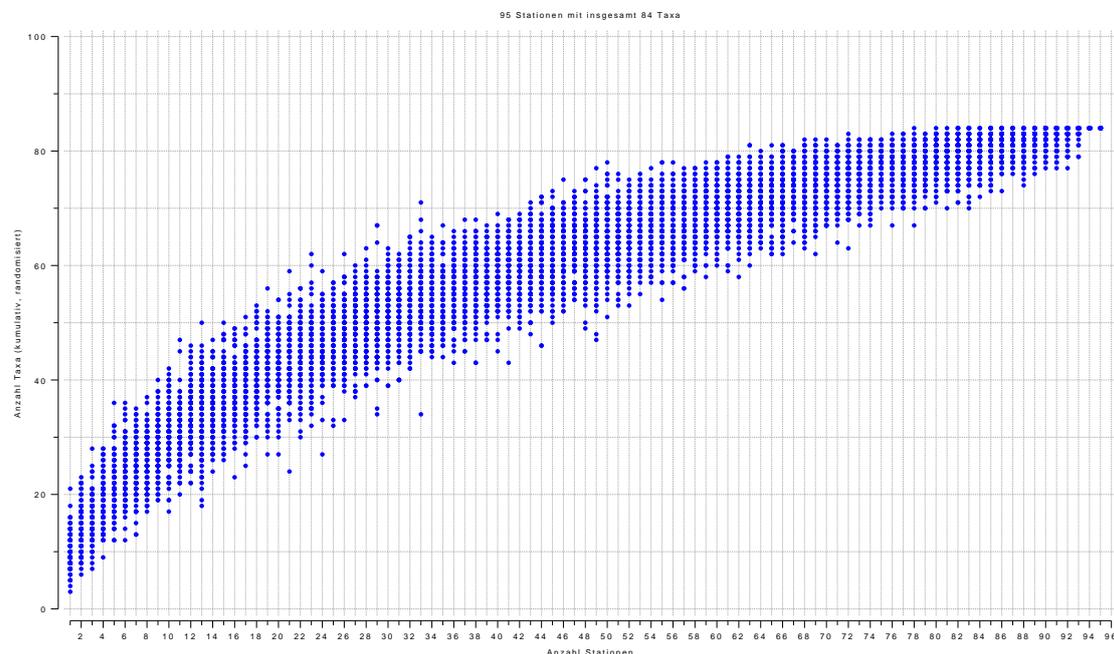


Abbildung 2 Arten-Areal-Kurve (Bootstrap-Analyse) für die Kampagne ja-we-port im Frühjahr. Jeder Datenpunkt ist eine zufällige Auswahl vorhandener Greifer (100 Stück pro Stationsanzahl) und die entsprechend ermittelte Anzahl der Taxa. Weitere Erläuterungen im Text.

im Rahmen der WRRL sind im Moment 7-10 Stationen mit jeweils 3 Greifern vorgesehen. Im MarBIT-System entspricht dies 21-30 Proben (= Greifer). Anhand der Frühjahrsproben ergäbe dies eine zu erwartende Taxazahl von maximal 60–65 (71 %). Dies entspricht ungefähr dem mäßigen ökologischen Zustand, wenn die Frühjahrsproben als Referenz genommen werden.

Im Sommer wurde mit 82 Taxa praktisch die gleiche Taxazahl wie im Frühjahr erreicht, jedoch mit 68 Proben 27 Proben weniger genommen. Es wurde also mit einem geringeren Probenahmeaufwand ein vergleichbares Ergebnis erzielt (Abb. 3). Allerdings sind lediglich 54 Taxa zu beiden Zeiten gefunden worden, die restlichen Taxa sind jeweils nur im Frühjahr bzw. im Sommer aufgetreten. Dabei sind die häufigsten Arten in den meisten Fällen zu beiden Zeiten

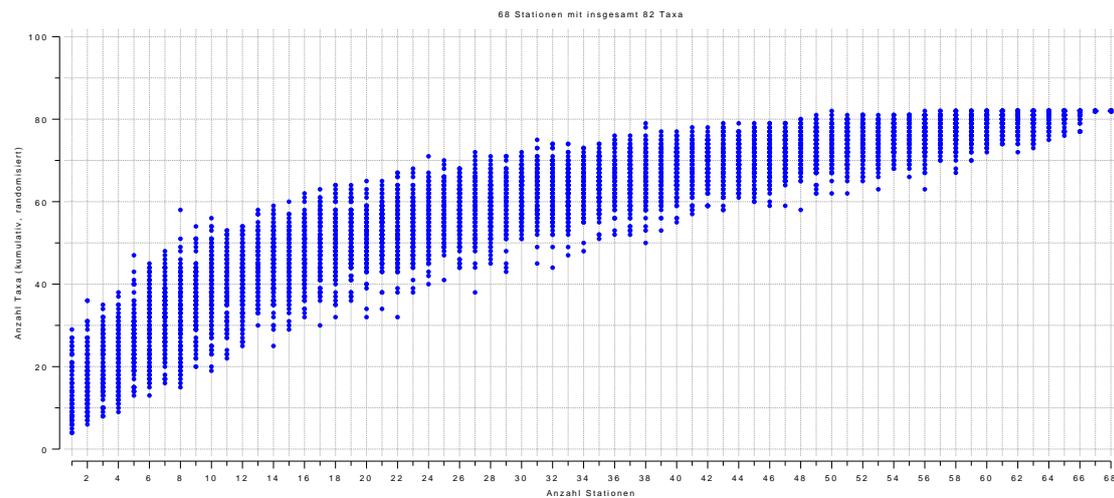


Abbildung 3 Arten-Areal-Kurve (Bootstrap-Analyse) für die Kampagne ja-we-port im Sommer. Jeder Datenpunkt ist eine zufällige Auswahl vorhandener Greifer (100 Stück pro Stationsanzahl) und die entsprechend ermittelte Anzahl der Taxa. Weitere Erläuterungen im Text.

gefunden worden. Bemerkenswerte Ausnahmen sind jedoch *Ensis directus* (im Frühjahr 9, im Sommer 2677 Individuen), *Balanus crenatus* (im Frühjahr 7, im Sommer 1131 Individuen) und *Hydrobia ulvae* (im Frühjahr keine, im Sommer 3205 Individuen).

Die 40 Proben aus dem Herbst zeigen erwartungsgemäß ein Bild, wo die Taxazahl proportional zur Anzahl der Proben ansteigt ohne abzuflachen. Dies liegt an der geringen Probenzahl von 40 im Vergleich zum Frühjahr und Sommer (Abb. 4).

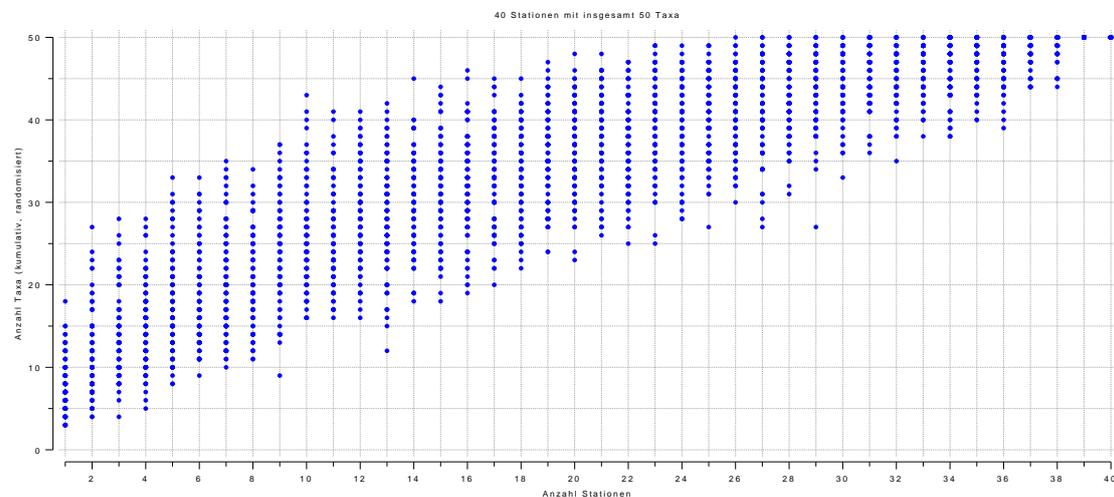


Abbildung 4 Arten-Areal-Kurve (Bootstrap-Analyse) für die Kampagne ja-we-port im Herbst. Jeder Datenpunkt ist eine zufällige Auswahl vorhandener Greifer (100 Stück pro Stationsanzahl) und die entsprechend ermittelte Anzahl der Taxa. Weitere Erläuterungen im Text.

Zusammenfassend ist festhalten, dass die Arten-Areal-Kurven erst bei einer Probenanzahl stabil werden, die in Bezug auf die Menge der zu nehmenden Proben oberhalb eines üblichen

Monitoringprogrammes liegen. Um ein verlässliches Maß für die Artenzahl zu bekommen und dieses als Referenzliste im Rahmen einer Bewertung zu nutzen, muss entweder die Menge der Arten auf der Referenzliste reduziert werden oder der Probenahmeaufwand erhöht werden.

5.2 Begrenzung der Artenliste

Das Problem der Kopplung zwischen Artenvielfalt und Probenahmeaufwand lässt sich nicht beheben, indem andere Indizes für die Artenvielfalt eingesetzt werden. Alle anderen existierenden Indizes für die Artenvielfalt besitzen die gleiche Abhängigkeit (MEYER ET AL. 2005). Die Lösung kann daher einzig darin liegen, die Zahl der Taxa zu begrenzen, die für die Referenzlisten übernommen werden sollen. Das natürliche Kriterium hierfür ist die Stetigkeit der Taxa, da die stetigsten Taxa bereits mit sehr wenigen Proben gefunden werden und bei ihnen gewährleistet ist, dass es sich um standorttypische Taxa handelt. Die am wenigsten stetigen Taxa sind dagegen oft Gäste aus angrenzenden Regionen oder Ökotope, die ihren Verbreitungsschwerpunkt unter anderen ökologischen Bedingungen haben. Die einzige Gefahr bei dieser Vorgehensweise ist, dass Arten wegfallen können, die aufgrund des schlechten ökologischen Zustandes sehr selten geworden sind, obwohl sie von ihrer Ökologie standorttypisch sind.

Zur Ermittlung der Taxa, die für den Referenzzustand wegfallen sollen, wurden alle Funde aus den aktuellen Untersuchungen im Ökotope zusammengefasst (aufsummiert) und die Taxa nach ihrer Gesamtabundanz sortiert. Dies sind folgenden Kampagnen:

HABAK-JADE-2000
 Ja-We-Port
 NS-Ports-Klappstellen
 Klappstellen Jade 1998
 Klappstelle Hooksielplate 2001
 Aesturamonitoring
 EUPI-Begleituntersuchungen Sublitoral
 Sens.Kart. Spiekeeroog
 Sensitivitaetskartierung 1987-1991
 Sensitivitaetskartierung 2005
 NS-Ports-Nor-Klapp 2001/2

Daraus ergab sich eine Liste der aktuell seltensten Taxa im Ökotope. Die Liste wurde bis zur maximalen Abundanz von 10 begrenzt, damit im Wesentlichen nur Einzelfunde beseitigt werden. Die Taxa sind in der folgenden Liste zusammengefasst:

Status	Taxon	Gesamtabundanz
	<i>Scolelepis bonnieri</i>	0.023809524
	<i>Atylus falcatus</i>	0.029761905
-	<i>Capitella giardi</i>	0.029761905
	<i>Nephtys assimilis</i>	0.029761905
-	<i>Diastylis laevis</i>	0.069444444
-	<i>Lamprops fasciata</i>	0.095238096
-	<i>Gammarus finmarchicus</i>	0.10912698400000001
-	<i>Amphictene auricoma</i>	0.158730159
-	<i>Urothoe marina</i>	0.182539683
	<i>Capitella minima</i>	0.238095238
-	<i>Ophiura texturata</i>	0.267857143
	<i>Lepidopleurus asellus</i>	0.341269841

	Balanus balanus	0.634920635
-	Microphthalmus fragilis	0.892857143
-	Callopora rylandi	1
-	Eucoilota maculata	1
-	Hartlaubella gelatinosa	1
	Membranipora membranacea	1
-	Laomedea angulata	1.3333333330000001
-	Eudendrium rameum	1.9999999990000004
	Donax vittatus	2.023809524
-	Pariambus typicus	2.5
-	Lophogaster typicus	3.33
-	Branchiostoma lanceolatum	3.333333333
	Buccinum undatum	3.333333333
-	Calycella syringa	3.333333333
	Eteone foliosa	3.333333333
-	Eudendrium capillare	3.333333333
	Eunoe nodosa	3.333333333
-	Galathea intermedia	3.333333333
	Gattyana amondseni	3.333333333
	Goniada maculata	3.333333333
-	Hippolyte longirostris	3.333333333
	Idotea linearis	3.333333333
-	Macropodia linaresi	3.333333333
-	Praunus neglectus	3.333333333
	Venerupis senegalensis	3.333333333
-	Eudendrium album	4.0
-	Laomedea flexuosa	4
	Aricidea minuta	5
-	Mysta barbata	5
	Hyas araneus	5
-	Neomysis integer	5
-	Nephtys pulchra	5
	Owenia fusiformis	5
	Phoxocephalus holbolli	5
-	Tubularia bellis	5
-	Marenzelleria wireni	6.277463905
-	Bougainvillia ramosa	6.333333333000001
	Aonides oxycephala	6.666666666
-	Bathyporeia nana	6.666666666
-	Bougainvillia britannica	6.666666666
-	Hyperia galba	6.666666666
-	Pagurus pubescens	6.666666666
-	Praunus inermis	6.666666666
-	Pholoe inornata	8.333333333
-	Membraniporella nitida	8.666666666000001
	Nereis pelagica	9.333333333
	Spisula elliptica	9.999999999

In der Spalte „Status“ sind alle Taxa mit „-“ bezeichnet, die in der ursprünglichen Liste nicht vorkommen. Daraus wird ersichtlich, dass über die Hälfte der seltenen Taxa bereits aufgrund ihrer Autökologie fehlen. Bei den anderen Taxa ergibt eine Überprüfung der Autökologie, dass die Taxa *Venerupis senegalensis*, *Spisula elliptica*, *Phoxocephalus holbolli*, *Buccinum undatum*, *Idotea linearis* und *Nereis pelagica* möglicherweise aufgrund ihres Rote Liste-Status so selten sind. Diese sollten daher auf der Artenliste verbleiben. Die resultierende Artenliste enthält damit 160 Taxa.

Das sind 16 Taxa weniger als ohne Reduktion und stellt die hier verwendete Referenzartenliste dar. Die Buchstaben vor den Artnamen geben jeweils an, ob es sich im Sinne von MarBIT um eine normale (N), tolerante (T), sensitive (S) oder obligatorisch sensitive (O) Art handelt. Diese Informationen zur Toleranz bzw. Sensitivität ergeben sich direkt aus der MarBIT-Datenbank und über die in den vorigen Abschnitten festgelegten Kriterien zur Auswahl der toleranten und sensitiven Taxa.

Die obligatorisch sensitiven Taxa sind diejenigen, welche unter den sensitiven Taxa am stetigsten vorkommen. Die Stetigkeit wurde anhand der obigen Summierung über die 11 Untersuchungen im Sublitoral ermittelt und alle Taxa mit einer summierten Abundanz von mehr als 1000 (Individuen/m²) wurden dieser Kategorie zugeordnet.

Vorläufige Referenzartenliste für das Ökotyp Sublitoral 0-5 m im Nordseetyp N2

T <i>Abra alba</i> (Wood, 1802)	N <i>Cumopsis goodsir</i> (van Beneden, 1861)
S <i>Abra nitida</i> (O. F. Müller, 1776)	S <i>Dendronotus frondosus</i> (Ascanius, 1774)
S <i>Aeolidia papillosa</i> (Linnaeus, 1761)	N <i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant, 1777)
S <i>Alcyonidium gelatinosum</i> (L., 1761)	S <i>Echinocyamus pusillus</i> (O.F. Müller, 1776)
N <i>Ampharete acutifrons</i> (Grube, 1860)	S <i>Electra pilosa</i> (L., 1768)
N <i>Ampharete finmarchica</i> (M. Sars, 1864)	N <i>Elminius modestus</i> Darwin, 1854
S <i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje, 1828)	N <i>Enchytraeus albidus</i> Henle, 1837
S <i>Anaitides maculata</i> (L., 1767)	N <i>Ensis arcuatus</i> (Jeffreys, 1865)
T <i>Anaitides mucosa</i> (Ørsted, 1843)	N <i>Ensis directus</i> (Conrad, 1843)
N <i>Anobothrus gracilis</i> (Malmgren, 1866)	S <i>Ensis ensis</i> (Linnaeus, 1758)
N <i>Aonides paucibranchiata</i> Southern, 1914	N <i>Eteone flava</i> (Fabricius, 1780)
N <i>Aphelochaeta marioni</i> (de Saint-Joseph, 1894)	N <i>Eteone longa</i> (Fabricius, 1780)
O <i>Arenicola marina</i> (L., 1758)	N <i>Eulalia viridis</i> (L., 1767)
N <i>Aricidea cerrutii</i> Laubier, 1966	N <i>Eumida bahusiensis</i> Bergström, 1914
T <i>Asterias rubens</i> (L., 1758)	O <i>Eumida sanguinea</i> (Ørsted, 1843)
N <i>Atylus swammerdami</i> (H. Milne-Edwards, 1830)	N <i>Eupolyornia nebulosa</i> (Montagu, 1818)
N <i>Autolytus edwardsi</i> Saint-Joseph, 1887	N <i>Eurydice pulchra</i> Leach, 1815
N <i>Autolytus prolifer</i> (O. F. Müller, 1788)	N <i>Fabricia sabella</i> (Ehrenberg, 1837)
N <i>Axonice maculata</i> (Dalyell, 1853)	N <i>Fabulina fabula</i> (Gmelin, 1791)
N <i>Balanus crenatus</i> Bruguière, 1789	O <i>Gammarus locusta</i> (L., 1758)
S <i>Barnea candida</i> (L., 1758)	N <i>Gammarus oceanicus</i> Segerstråle, 1947
N <i>Bathyporeia elegans</i> Watkin, 1938	N <i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes, 1864)
N <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> (Bate, 1956)	O <i>Gattyana cirrosa</i> (Pallas, 1766)
O <i>Bathyporeia pelagica</i> (Bate, 1856)	S <i>Glycera lapidum</i> Quatrefages, 1866
O <i>Bathyporeia pilosa</i> Lindström, 1855	N <i>Glycera rouxi</i> Audouin & Milne Edwards, 1833
O <i>Bathyporeia sarsi</i> Watkin, 1938	N <i>Goniadella bobretzkii</i> (Annenkova, 1929)
N <i>Bodotria scorpioides</i> (Montagu, 1804)	N <i>Halcampa chrysanthellum</i> (Peach in Johnston, 1847)
S <i>Buccinum undatum</i> L., 1758	S <i>Halichondria panicea</i> (Pallas, 1766)
N <i>Bylgides sarsi</i> (Kinberg in Malmgren, 1865)	N <i>Harmothoe glabra</i> (Malmgren, 1865)
S <i>Cancer pagurus</i> Johnston, 1861	T <i>Harmothoe imbricata</i> (L., 1767)
S <i>Caprella linearis</i> (L., 1767)	O <i>Harmothoe impar</i> (Johnston, 1839)
N <i>Carcinus maenas</i> (L., 1758)	N <i>Harmothoe ljunghmani</i> (Malmgren, 1867)
O <i>Cerastoderma edule</i> (L., 1758)	N <i>Harmothoe nodosa</i>
S <i>Chaetozone setosa</i> Malmgren, 1867	T <i>Hediste diversicolor</i> (O. F. Müller, 1776)
N <i>Cheirocratus sundevallii</i> (Rathke, 1843)	T <i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)
S <i>Ciona intestinalis</i> (L., 1767)	N <i>Hydractinia echinata</i> Fleming, 1823
S <i>Corophium crassicornes</i> Bruzelius, 1859	T <i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)
N <i>Corophium volutator</i> (Pallas, 1766)	T <i>Idotea balthica</i> (Pallas, 1772)
O <i>Crangon crangon</i> (L., 1758)	S <i>Idotea linearis</i> (Pennant, 1777)
S <i>Crepidula fornicata</i> (Linnaeus, 1758)	N <i>Iphinoe trispinosa</i> (Goodsir, 1843)

- S *Lagis koreni* Malmgren, 1866
N *Lanice conchilega* (Pallas, 1766)
S *Lepidochitona cinerea* (L., 1767)
O *Lepidonotus squamatus* (L., 1758)
O *Littorina littorea* (L., 1758)
S *Littorina obtusata* (L., 1758)
T *Macoma balthica* (L., 1758)
N *Macropodia rostrata* (Linnaeus, 1761)
N *Magelona mirabilis* (Johnston, 1865)
N *Malacoceros tetracerus* (Schmarda, 1861)
N *Malacoceros vulgaris* (Johnston, 1827)
N *Malmgreniella lunulata* (Chiaje, 1841)
S *Melita palmata* (Montagu, 1804)
S *Metridium senile* (L., 1761)
S *Microphthalmus aberrans* (Webster & Benedict, 1887)
N *Microphthalmus sczelkowi* Mecznirow, 1865
N *Microphthalmus similis* Mecznirow, 1865
N *Microprotopus maculatus* Norman, 1867
T *Mya arenaria* L., 1758
S *Mya truncata* L., 1758
T *Mytilus edulis* L., 1758
T *Neanthes succinea* (Frey & Leuckart, 1847)
N *Neanthes virens* (M. Sars, 1835)
S *Neoamphitrite figulus* (Dalyell, 1853)
O *Nephtys caeca* (Fabricius, 1780)
S *Nephtys ciliata* (O. F. Müller, 1776)
N *Nephtys cirrosa* Ehlers, 1868
O *Nephtys hombergii* Savigny, 1818
S *Nephtys longosetosa* Oersted, 1842
N *Nereis longissima* (Johnston, 1840)
S *Nereis pelagica* L., 1758
S *Nicolea zostericola* (Oersted, 1844)
N *Notomastus latericeus* Sars, 1850
S *Opercularella lacerata* (Johnson, 1847)
S *Ophelia limacina* (Rathke, 1843)
S *Ophelia rathkei* (McIntosh, 1908)
N *Ophiura albida*
N *Ophiura ophiura* (L., 1758)
O *Pagurus bernhardus* (Linnaeus, 1758)
N *Paraonis fulgens* (Levinsen, 1883)
N *Pectinaria auricoma* (O.F. Müller, 1776)
N *Perioculodes longimanus* Bate and Westwood, 1868
S *Petricola pholadiformis* Lamarck, 1818
S *Philine aperta* (L., 1767)
S *Phoxocephalus holbolli* (Krøyer, 1842)
N *Phyllodoce lineata*
S *Pisidia longicornis* (Linnaeus, 1767)
N *Pisione remota* (Southern, 1914)
T *Polydora ciliata* (Johnston, 1838)
T *Polydora cornuta* Bosc, 1802
N *Polydora quadrilobata* Jacobi, 1883
S *Praunus flexuosus* (O. F. Müller, 1776)
N *Proceraea cornuta* (Agassiz, 1862)
O *Psammechinus miliaris*
N *Pseudopolydora pulchra* (Carazzi, 1895)
T *Pygospio elegans* Claparède, 1863
O *Retusa obtusa* (Montagu, 1803)
O *Retusa truncatula* (Bruguère, 1792)
S *Sabellaria spinulosa* Leuckart, 1849
N *Sagartia elegans* (Dalyell, 1848)
N *Sagartia troglodytes* (Price in Johnston, 1847)
N *Schistomysis kervillei* (G.O. Sars, 1885)
N *Schistomysis spiritus* (Norman, 1860)
N *Scolecopsis foliosa* (Audouin & Milne-Edwards, 1833)
N *Scolecopsis squamata* (O.F. Müller, 1789)
T *Scoloplos armiger* (O. F. Müller, 1776)
N *Semibalanus balanoides* (Linnaeus, 1766)
S *Sertularia cupressina*
S *Sigalion mathildae*
N *Spio filicornis* (O. F. Müller, 1766)
N *Spiophanes bombyx* (Claparède, 1870)
S *Spisula elliptica* (Brown, 1827)
S *Spisula solida* (L., 1758)
S *Spisula subtruncata* (Da Costa, 1778)
N *Tellinomya ferruginosa* (Montagu, 1803)
S *Tellina tenuis* Da Costa, 1778
N *Urothoe poseidonis* Reibisch, 1905
S *Urticina eques* (Gosse)
S *Urticina felina* (L., 1761)
S *Venerupis senegalensis* (Gmelin, 1791)

Die hier ermittelte Referenzartenliste ist nicht als komplett anzusehen. Bisher wurden lediglich Taxa aufgenommen, die in rezenten bzw. historischen Proben gefunden wurden. Es ist durchaus möglich, dass es noch weitere Taxa gibt, die von ihrer Autökologie im Ökotope vorkommen können. Die Überprüfung aller potentiellen Taxa der Nordsee geht jedoch über das hier verfolgte Ziel hinaus. Die vorhandenen Arten der Referenzliste bilden dennoch eine gute Grundlage für die Beurteilung der Artenvielfalt im Makrozoobenthos des hier betrachteten Ökotope und enthalten zumindest alle wichtigen und häufigen Taxa des Gebietes. Es ist nicht zu erwarten, dass die hier getroffenen Aussagen zur Verwendbarkeit des MarBIT in der Nordsee dadurch beeinträchtigt werden.

5.3 Unterteilung der Referenzliste nach Substraten

Aus der Charakterisierung des Ökotores geht hervor, dass es im Wesentlichen die zwei Substrate Schllick und Sand enthält (JAKLIN 2006). Eine Trennung der Referenzartenliste in diese zwei Substrate kann daher sinnvoll sein, wenn die Beprobungen jeweils substratspezifisch vorgenommen werden.

Wird die Referenzliste anhand der bisher bekannten Substratpräferenzen aufgeteilt, ergibt sich eine Liste für Schllick und feinsandigen Schllick mit 102 Taxa und eine Liste für Sand, schllickigen Feinsand und Grobsand mit 113 Taxa. Die Überschneidungen sind dabei sehr groß. Nur 3 Taxa (*Crassostrea gigas*, *Malmgreniella lunulata* und *Schistomysis spiritus*) lassen sich auf schllickige Gebiete beschränken. 14 Taxa (*Bathyporeia guilliamsoniana*, *Dendronotus frondosus*, *Ensis arcuatus*, *Ensis directus*, *Ensis ensis*, *Eurydice pulchra*, *Goniadella bobretzkii*, *Halcompa chrysanthellum*, *Ophelia rathkei*, *Iphinoe trispinosa*, *Ophelia rathkei*, *Pisione remota*, *Proceraea cornuta*, *Sigalion mathildae* und *Spisula elliptica*) kommen dort nicht vor. Auch wenn diese Substratpräferenzen sicherlich unvollständig sind, so sind die Überschneidungen der beiden Listen groß genug, dass sich kaum eine Änderung in der Bewertung ergibt, wenn die Referenzliste aufgeteilt wird.

6 Bewertung der Probenahmedatensätze

Dem AN wurden insgesamt 20578 Datensätze mit Zoobenthosdaten zur Verfügung gestellt. Diese Daten umfassen 26 Probenahmekampagnen mit 2080 einzelnen Probenahmestationen. 11 Kampagnen davon besitzen Stationen im betrachteten Ökotope.

Zu einem Teil handelt es sich bei den Abundanzen in diesen Daten um Mittelwerte aus Zeitreihen. Diese sind nicht zum Testen mit MarBIT geeignet, da das MarBIT-System Einzelproben benötigt, um die Abundanzverteilung berechnen zu können. Bei gemittelten Werten aus mehreren Jahren sind keine realen Abundanzwerte mehr vorhanden.

Die verwertbaren Proben bestehen in der Regel, soweit aus den Daten erkennbar, aus gemittelten Werten mehrerer Parallelen. Auch diese Werte stellen damit keine Originalwerte mehr dar. Dennoch kann mit den Werten gerechnet werden, da es sich hier um ein Mittel handelt, welches idealerweise die tatsächlich vorhandene Abundanz darstellen soll.

6.1 Kampagne HABAK-JADE 2000

Diese Kampagne ist mit 121 Stationen im Sublitoral vertreten und bildet einen guten Querschnitt durch das gesamte Gebiet (BFG 2003). Es sind Proben aus dem inneren Teil der Jade vorhanden (Vareler Fahrwasser und Südreede) sowie Proben vom äußeren Teil (Mellumplate und Klappstelle seewärts Wangerooge). Leider liegen alle Proben in Tiefen, die größer sind als 5 m und gehören damit streng genommen nicht mehr in das hier betrachtete Ökotope. Zusätzlich liegen dem AN die Proben Daten nur als Werte vor, die bereits über die drei genommenen Parallelproben je Station gemittelt wurden. Da es sich jedoch um einen großen zusammenhängenden Datensatz handelt, der damit für Testzwecke gut geeignet ist, werden die Daten dennoch verwendet. Es ist lediglich zu beachten, dass die Endaussage bezüglich des ökologischen Zustandes möglicherweise nicht realistisch ist.

Für die Bewertung müssen die Probenahmedaten der Stationen zumindest teilweise gepoolt werden, weil die beprobte Fläche sonst nicht repräsentativ ist. Da die Stationen der 6 Transekte jeweils zum Teil in einer Klappstelle und zum Teil außerhalb einer Klappstelle liegen, bietet es sich an, den Unterschied zwischen diesen beiden Orten zu vergleichen. Zunächst sollen die Transekte jedoch im Ganzen beurteilt werden, da so die maximale Probenanzahl genutzt werden kann.

6.1.1 Beurteilung der gesamten Transekte

Dazu wurden die jeweiligen Stationen der 6 beprobten Transekte zusammengefasst und es ergaben sich 6 Datensätze. Zusätzlich wurde ein Datensatz gebildet, der sich aus allen Stationen dieser Kampagne zusammensetzt. Die Transekte sind daher folgendermaßen zusammengesetzt:

Transekt	Bereich	Anzahl Stationen
Habak-Jade, alle gepoolt	gesamtes Gebiet	121
JW	Jade-Weser	8
MN	Mellumplate Mitte	29
MR	Mellumplate Nord	25
MT	Mellumturm	19
SR	Südreede	18
VF	Vareler Fahrwasser	22

Die Bewertung nach MarBIT, mit den für die Ostsee entwickelten Grenzen, ergibt:

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Habak-Jade, alle gepoolt	0.5 (80/160)	0.398	0.449	0.808	0.597	0.523 (mäßig)
JW, gepoolt	0.11 (18/160)	0.076	0.832	0.222	0.818	0.52 (mäßig)
MN, gepoolt	0.21 (33/160)	0.142	0.218	0.428	0.814	0.323 (unbefriedigend)
MR, gepoolt	0.21 (34/160)	0.152	0.342	0.267	0.606	0.304 (unbefriedigend)
MT, gepoolt	0.21 (34/160)	0.147	0.196	0.428	0.803	0.312 (unbefriedigend)
SR, gepoolt	0.24 (39/160)	0.190	0.344	0.511	0.497	0.420 (mäßig)
VF, gepoolt	0.31 (50/160)	0.228	0.299	0.511	0.371	0.335 (unbefriedigend)

Die zweite Spalte enthält die Artenzahl des Transektes in Bezug auf die Artenzahl der Referenz und den daraus resultierenden Quotienten, in den hinteren 5 Spalten sind die Zahlen entsprechend dem MarBIT-System normiert (vgl. Abschnitt 2.3). Daraus ergibt sich ein mäßiger bis unbefriedigender ökologischer Zustand. Den besten EQR hat dabei der zusammengefasste Transekt aus allen Einzeltransekten. Dies deutet zusammen mit den gefundenen Artenzahlen darauf hin, dass hier zumindest in den einzelnen Transekten nicht genügend Proben genommen wurden, um eine stabile Bewertung zu bekommen. Der zusammengefasste Transekt erfasst 50 % aller Taxa der Referenz, die einzelnen Transekte zwischen 11 (Transekt JW) und 31 % (Transekt VF). Dieser Unterschied zeigt, dass zumindest die Transekte sich noch am ansteigenden Teil der Arten-Areal-Kurve befinden.

Ein anderer Grund für das schlechte Abschneiden der Transekte spiegelt sich in der meist unbefriedigenden Abundanzverteilung wieder. Es gibt in den Proben eine hohe Anzahl an Taxa, die nur mit einem oder wenigen Exemplaren vertreten ist. Dies betrifft oft mehr als die Hälfte aller Taxa während die häufigsten ein oder zwei Taxa zusammen bereits über die Hälfte aller Individuen stellen (Abb. 5).

Bei den Indizes für die toleranten und sensitiven Taxa sind dagegen durchaus gute Zustände zu finden. So liegen die Indizes für tolerante Taxa bei den Transekten JW, MN und MT im Bereich des Referenzzustandes und zeigen damit keinen erhöhten Anteil an toleranten Taxa. Der Transekt JW enthält nur die Art *Scoloplos armiger* als tolerante Art, der Transekt MN zusätzlich noch *Anaitides mucosa*. Der entsprechende Index für die sensitiven Taxa zeigt nur in dem zusammen-

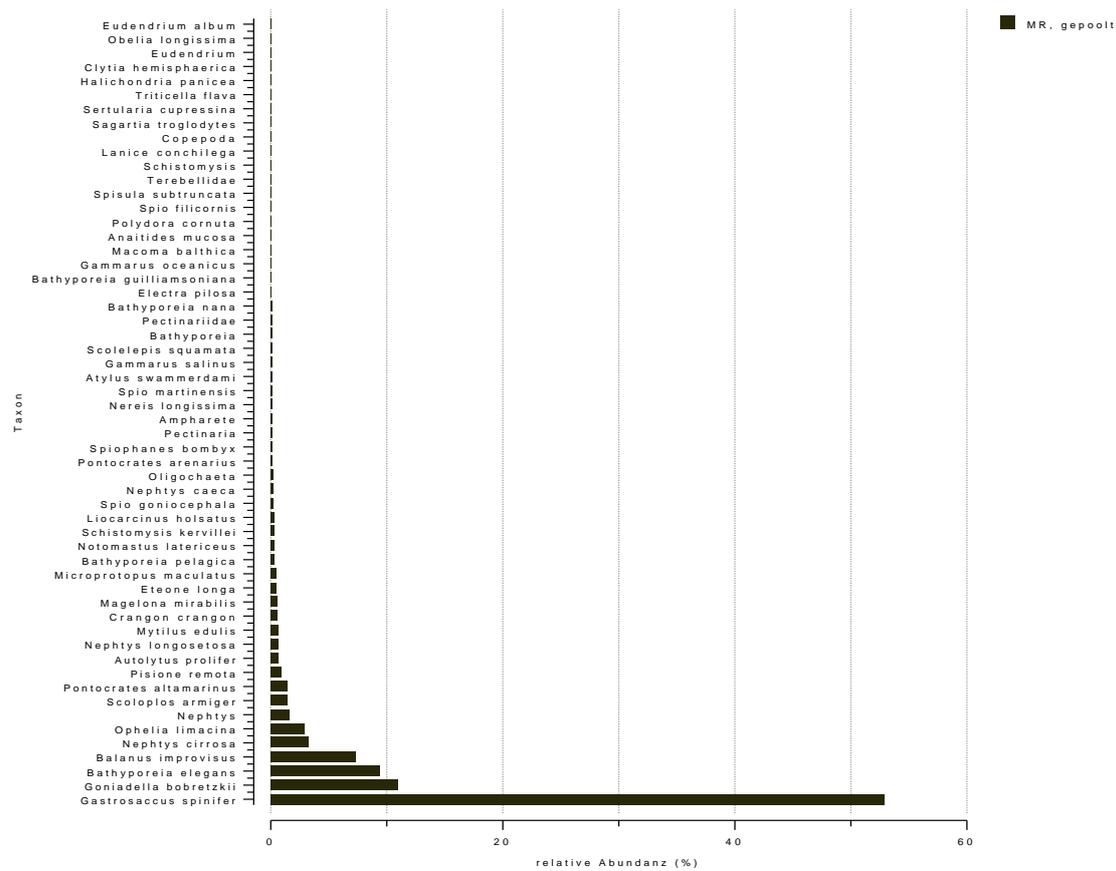


Abbildung 5 Beispiel für eine unbefriedigende Abundanzverteilung. Allein die Art *Gastrosaccus spinifer* macht bereits die Hälfte aller Individuen aus.

gefassten Transekt den Referenzzustand an, die einzelnen Transekte liegen im mäßigen und unbefriedigenden Bereich.

6.1.2 Vergleich der Klappstellen mit der Umgebung

Jeder Transekt besteht aus Stationen auf und Proben neben einer Klappstelle. Um einen Vergleich dieser Stationen durchzuführen, ist es wichtig eine gleiche Anzahl Stationen miteinander zu vergleichen, damit der Probenahmeaufwand identisch ist. Es wurden daher Klappstellenstationen und Referenzstationen gegenübergestellt:

Transekt	Klappstellenstationen	Referenzstationen
NM-a	12, 13, 14, 15, 16	1, 2, 3, 4, 5
MN-b	20, 21, 22, 23, 24	25, 26, 27, 28, 29
MR	11, 12, 13, 14, 15	1, 2, 3, 4, 5
MT	6, 7, 8, 9	15, 16, 18, 19
SR	1, 2, 3, 4, 5	13, 14, 15, 16, 17
VF	8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15	1, 2, 3, 4, 5, 19, 20, 21, 22

Die Bewertung mit MarBIT ergibt das folgende Ergebnis:

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
MN-a Klappstelle	0.11 (17/160)	0.081	0.423	0.222	0.816	0.322 (unbefriedigend)
MN-a Referenz	0.08 (13/160)	0.062	0.843	0.156	0.703	0.429 (mäßig)
MN-b Klappstelle	0.1 (16/160)	0.084	0.892	0.156	0.813	0.484 (mäßig)
MN-b Referenz	0.09 (14/160)	0.074	0.817	0.2	0.809	0.504 (mäßig)
MR Klappstelle	0.09 (14/160)	0.076	0.839	0.133	0.415	0.274 (unbefriedigend)
MR Referenz	0.16 (26/160)	0.122	0.802	0.2	0.719	0.460 (mäßig)
MT Klappstelle	0.1 (16/160)	0.083	0.212	0.267	0.476	0.239 (unbefriedigend)
MT Referenz	0.08 (12/160)	0.070	0.808	0.156	0.804	0.48 (mäßig)
SR Klappstelle	0.17 (27/160)	0.145	0.810	0.356	0.4	0.378 (unbefriedigend)
SR Referenz	0.08 (13/160)	0.077	0.398	0.178	0.582	0.288 (unbefriedigend)
VF Klappstelle	0.24 (39/160)	0.183	0.331	0.378	0.317	0.324 (unbefriedigend)
VF Referenz	0.24 (39/160)	0.189	0.197	0.428	0.386	0.291 (unbefriedigend)

Zunächst ist deutlich zu sehen, dass hier die Taxazahlen im Verhältnis zu den zusammengefassten Transekten niedriger sind und entsprechend der Index für die Artenvielfalt durchgehend eine schlechte Bewertung liefert. Daran ist erkennbar, dass in diesen Proben die minimal zu beprobende Fläche für eine reale Bewertung unterschritten wurde. Insofern sind die Ergebnisse mit Vorsicht zu interpretieren und fallen in der Regel schlechter aus als bei Berücksichtigung der Minimalfläche.

In 4 der 6 Vergleiche schneiden die Referenzstationen besser ab als die Klappstellen. Bei 3 dieser Vergleiche ist die ökologische Zustandsklasse der Referenzen um eine Stufe besser als die Klappstellen (MN-a, MR, MT). Lediglich bei den beiden im inneren der Jade liegenden Transekte (SR=Südreede und VR=Vareler Fahrwasser) schneiden die Referenzstationen schlechter ab ohne jedoch in eine andere ökologische Klasse eingestuft zu werden. Dies deutet auf einen generell schlechteren Zustand der inneren Jade hin, so dass die Klappstellen dort keine so negative Auswirkungen haben.

Die Ursachen für die besseren Bewertungen der 4 Referenzen liegen an verschiedenen Indizes. In 3 Fällen (MN-a, MR, MT) waren unter anderem die toleranten Taxa ausschlaggebend, in 2 Fällen die Abundanzverteilung (MN-a, MT) bzw. die sensitiven Taxa (MN-b, MR). Die schlechteren Bewertungen der Transekte SR und VF hingegen waren hauptsächlich durch die schlechteren Werte der Indizes für die Abundanzverteilung und die sensitiven Taxa verursacht.

Zusammenfassend gesehen gibt der MarBIT hier jedoch trotz der oben genannten Vorbehalte einen Trend an, der aus Sicht der Wirkungen eines Eingriffes, wie ihn eine Klappstelle bedeutet, realistisch sein kann.

6.2 Kampagne Ja-We-Port

Die Daten dieser Kampagne stammen von Transekten, die quer über das Jedefahrwasser gelegt wurden und verschiedene Tiefenbereiche umfassen. Für die Analysen wurden dem AN die Rohdaten der einzelnen Proben zur Verfügung gestellt. Die Teile der Transekte, die im Ökoto

„Sublitoral, 0–5 m“ liegen, wurden daraus extrahiert und zunächst transekt- und jahreszeitenweise zusammengefasst. Daraus entstanden die folgenden Transekte:

Transekt	Jahreszeit	Anzahl Einzelproben
T1	Frühjahr	6
T1	Sommer	6
T1	Herbst	6
T2	Frühjahr	22
T2	Sommer	13
T2	Herbst	19
T3	Frühjahr	42
T3	Sommer	28
T3	Herbst	5
T4	Frühjahr	20
T4	Sommer	13
T4	Herbst	4
T5	Frühjahr	5
T5	Sommer	8
T5	Herbst	6

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die Probenzahl der einzelnen Transekte relativ niedrig ist. Daher ist eine Bewertung mit den meisten dieser Transekte allein betrachtet nicht sinnvoll. Wird dieses Faktum ignoriert, entstehen zu schlechte Bewertungen, wie aus der folgenden Tabelle ersichtlich ist, wo alle Stationen eines Transektes jeweils zusammengefasst wurden:

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Frühjahr:						
Pool T1	0.09 (14/160)	0.079	0.179	0.156	0.252	0.167 (schlecht)
Pool T2	0.19 (31/160)	0.158	0.187	0.378	0.394	0.283 (unbefriedigend)
Pool T3	0.22 (35/160)	0.153	0.349	0.456	0.347	0.348 (unbefriedigend)
Pool T4	0.15 (24/160)	0.107	0.287	0.267	0.427	0.277 (unbefriedigend)
Pool T5	0.1 (16/160)	0.075	0.200	0.311	0.679	0.255 (unbefriedigend)
Sommer:						
Pool T1	0.08 (13/160)	0.086	0.197	0.089	0.235	0.143 (schlecht)
Pool T2	0.16 (25/160)	0.119	0.318	0.311	0.319	0.315 (unbefriedigend)
Pool T3	0.26 (41/160)	0.195	0.365	0.378	0.405	0.371 (unbefriedigend)
Pool T4	0.19 (30/160)	0.154	0.240	0.333	0.381	0.286 (unbefriedigend)
Pool T5	0.08 (12/160)	0.076	0.584	0.111	0.357	0.234 (unbefriedigend)
Herbst:						
Pool T1	0.04 (7/160)	0.044	0.217	0.178	0.618	0.197 (schlecht)
Pool T2	0.08 (12/160)	0.075	0.762	0.111	0.357	0.234 (unbefriedigend)
Pool T3	0.11 (18/160)	0.106	0.196	0.178	0.322	0.187 (schlecht)
Pool T4	0.08 (13/160)	0.081	0.189	0.133	0.386	0.161 (schlecht)
Pool T5	0.03 (4/160)	0.029	0	0.089	0.0	0.014 (schlecht)

Als nächster Schritt wurden daher die Transekte über alle Jahreszeiten hinweg zusammengefasst. Die ergibt eine höhere Taxadichte und verwischt möglicherweise saisonale Unterschiede:

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
T1 alle Jahreszeiten	0.16 (26/160)	0.125	0.176	0.244	0.332	0.210 (unbefriedigend)
T2 alle Jahreszeiten	0.24 (39/160)	0.180	0.478	0.511	0.386	0.432 (mäßig)
T3 alle Jahreszeiten	0.34 (54/160)	0.265	0.369	0.707	0.482	0.426 (mäßig)
T4 alle Jahreszeiten	0.26 (41/160)	0.184	0.429	0.4	0.405	0.403 (mäßig)
T5 alle Jahreszeiten	0.14 (22/160)	0.110	0.199	0.333	0.491	0.266 (unbefriedigend)

Es gibt jetzt keine schlechten ökologischen Zustände mehr. Die tendenziell schlecht bewerteten Transekte haben nun einen unbefriedigenden Zustand, während die als unbefriedigend bewerteten Transekte nun als mäßig bewertet werden. Bei allen Proben wurde die Artenvielfalt besser bewertet. Dies deutet zunächst darauf hin, dass in der vorigen Bewertung die minimale Probengröße unterschritten wurde und damit eine zu schlechte Bewertung bewirkte. Bei der jahreszeitlichen Zusammenfassung haben sich aber auch die Indizes für die empfindlichen und toleranten Taxa verbessert. Dies hängt ebenfalls mit der höheren Taxazahl zusammen.

Die Transekte sind in der Jade so angeordnet, dass T1 am weitesten landwärts und T5 am weitesten seewärts liegt. Damit liegt T1 am dichtesten bei eventuellen Quellen anthropogener Störungen. Diesem Trend folgt die Gesamtbewertung nicht, lediglich der Index für die toleranten Taxa hat die gleiche Reihenfolge. Zwar bekommt T1 die schlechteste Gesamtbewertung, liegt aber sehr dicht bei T5 mit der nächst-besseren Bewertung. Am besten wird T2 bewertet. Insgesamt liegen die Schwankungen in einer Größenordnung von 0,2 im EQR und damit einer ökologischen Zustandsklasse.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine ausreichende Probenmenge kritisch für die Bewertungen sind. Wird die minimale Probengröße unterschritten, sind schlechtere Bewertungen das Ergebnis. Erst wenn die Bewertungen bei Erhöhung der Probengröße stabil bleiben, ist davon auszugehen, dass das die Proben repräsentativ sind. Ergebnisse, die mit einer geringeren Menge an Proben erzielt werden, sind nur untereinander vergleichbar bzw. nur vergleichbar mit anderen Bewertungen, bei denen ein vergleichbarer Probenahmeaufwand betrieben wurde.

6.3 Kampagne EUPI-Begleituntersuchungen Sublitoral

Diese Kampagne umfasst Proben aus dem Gebiet der Accumer Ee zwischen Baltrum und Langeoog und ist in 6 Kompartimente aufgeteilt:

Kompartiment	Lage
1	Westerriff
2	Äußeres Segat
3	inneres Segat
4	Rückseitenwatt Baltrum
5	Accumersieler Balje
6	Rückseitenwatt Langeoog

Proben aus diesen Gebieten wurden zu verschiedenen Zeiten entnommen, um die Phasen der Pipelineverlegung im Sommer 1994 zu dokumentieren (GÖTTING ET AL. 1998). Da die Wassertiefen der einzelnen Stationen im Untersuchungsbericht nicht dokumentiert sind, wurden diese

anhand der Lage der Stationen mit Hilfe einer Seekarte abgeschätzt. Danach liegen die Proben des Kompartimentes 1 fast alle in einer Wassertiefe zwischen 0 und 5 m (evtl. sind die Stationen 1/15 und 1/17 tiefer gelegen). In den Kompartimenten 2 und 3 liegen die Stationen sowohl im 0–5 m-Bereich als auch in den größeren Tiefen des Seegats. Die Stationen der Kompartimente 4 und 5 sind alle im 0–5 m-Bereich, im Kompartiment 6 liegt evtl. eine Station tiefer (6/5).

Der Untersuchungsbericht kommt zu dem Schluss, dass die Pipelineverlegung 1994 und ein harter Winter 1995/1996 Auswirkungen auf das Endobenthos gehabt haben. Dies äußerte sich in einer Reduktion der Artenzahl und Abundanz direkt nach der Verfüllung des Grabens für die Pipeline (Herbst 1994) und war besonders stark in der direkten Nähe des Grabens. Im Frühjahr 1995 wurde ein Zunahme des Endobenthos registriert. Im Frühjahr nach dem kalten Winter wurde wiederum eine Abnahme registriert.

6.3.1 Zusammenfassung der Kompartimente

Die Daten zur Probenahme bestehen aus gemittelten Werte von jeweils drei Greiferproben. Sie stellen damit bereits aufgearbeitete Daten dar. Zum Test dieser Stationsdaten mit MarBIT wurden zunächst die Proben der einzelnen Kompartimente zusammengefasst und als Zeitreihen analysiert:

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Komp. 1 94F	0.15 (24/160)	0.101	0.808	0.333	0.536	0.435 (mäßig)
Komp. 1 94H	0.11 (17/160)	0.076	0.365	0.244	0.709	0.305 (unbefriedigend)
Komp. 1 95F	0.18 (28/160)	0.113	0.291	0.356	0.760	0.323 (unbefriedigend)
Komp. 1 95H	0.11 (17/160)	0.088	0.836	0.178	0.709	0.443 (mäßig)
Komp. 1 96F	0.09 (15/160)	0.066	0.185	0.2	0.648	0.192 (schlecht)
Komp. 1 96H	0.17 (27/160)	0.113	0.848	0.356	0.603	0.479 (mäßig)
Komp. 1 97F	0.2 (32/160)	0.135	0.810	0.4	0.406	0.403 (mäßig)

Das Kompartiment 1 zeigt insgesamt, dass der Zustand nach der Verlegung des Kabels im Herbst 1994 schlechter ist als im Frühjahr. Auch der Einbruch durch den kalten Winter ist in der Bewertung als schlechter Zustand im Frühjahr 1996 zu erkennen. Der durchgehend schlechte Zustand der Artenvielfalt zeigt, dass hier das Minimalareal bei der Probenahme wohl unterschritten wurde. Dies wird auch im Untersuchungsbericht erwähnt.

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Komp. 2 94F	0.13 (21/160)	0.086	0.192	0.267	0.618	0.229 (unbefriedigend)
Komp. 2 94H	0.05 (8/160)	0.050	0.574	0.133	0.357	0.245 (unbefriedigend)
Komp. 2 95F	0.13 (20/160)	0.083	0.855	0.289	0.8	0.544 (mäßig)
Komp. 2 95H	0.06 (9/160)	0.053	0.882	0.133	0.703	0.418 (mäßig)
Komp. 2 96F	0.07 (11/160)	0.071	0.824	0.156	0.328	0.242 (unbefriedigend)
Komp. 2 96H	0.09 (15/160)	0.073	0.879	0.267	0.648	0.458 (mäßig)
Komp. 2 97F	0.15 (24/160)	0.101	0.866	0.333	0.357	0.345 (unbefriedigend)

Das Kompartiment 2 zeigt eine uneinheitliche Tendenz. Der Rückgang im Herbst 1994 wird maskiert durch die mäßige Bewertung der Abundanzverteilung, die restlichen drei Indizes fallen schlechter aus als im Frühjahr. Der Einbruch im Frühjahr 1996 und die darauffolgende Erholung ist deutlich erkennbar.

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Komp. 3 94F	0.16 (26/160)	0.104	0.197	0.333	0.582	0.265 (unbefriedigend)
Komp. 3 94H	0.11 (18/160)	0.081	0.821	0.289	0.536	0.413 (mäßig)
Komp. 3 95F	0.16 (25/160)	0.109	0.831	0.428	0.445	0.437 (mäßig)
Komp. 3 95H	0.1 (16/160)	0.074	0.313	0.244	0.679	0.279 (unbefriedigend)
Komp. 3 96F	0.11 (18/160)	0.095	0.855	0.222	0.322	0.272 (unbefriedigend)
Komp. 3 96H	0.21 (34/160)	0.136	0.844	0.615	0.378	0.497 (mäßig)
Komp. 3 97F	0.23 (37/160)	0.154	0.864	0.428	0.301	0.364 (unbefriedigend)

Im Kompartiment 3 ist die Entwicklung ebenfalls uneinheitlich. Zum Herbst 1994 wird ein besserer Zustand angezeigt als im Frühjahr, hauptsächlich durch die sehr gute Bewertung der Abundanzverteilung. Der Zustand ist im Herbst 1995 und Frühjahr 1996 wieder schlechter und zum Herbst 1996 wie bei den anderen Kompartimenten wieder besser.

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Komp. 5 94F	0.16 (25/160)	0.114	0.205	0.333	0.371	0.269 (unbefriedigend)
Komp. 5 94H	0.08 (12/160)	0.061	0.425	0.178	0.357	0.267 (unbefriedigend)
Komp. 5 95F	0.14 (22/160)	0.091	0.821	0.267	0.391	0.329 (unbefriedigend)
Komp. 5 95H	0.1 (16/160)	0.078	0.855	0.222	0.476	0.349 (unbefriedigend)
Komp. 5 96F	0.14 (23/160)	0.108	0.200	0.356	0.342	0.271 (unbefriedigend)
Komp. 5 96H	0.2 (32/160)	0.123	0.865	0.511	0.318	0.414 (mäßig)
Komp. 5 97F	0.24 (39/160)	0.156	0.856	0.567	0.317	0.442 (mäßig)

Das Kompartiment 4 enthält zu wenige Daten, daher wird auf eine Auswertung dieses Kompartimentes verzichtet. Im Kompartiment 5 ist der Rückgang des Benthos im Herbst 1994 nicht zu erkennen. Allerdings gehen sowohl die Artenvielfalt als auch der Anteil sensibler Taxa zurück. Im Mittel jedoch wird dies aufgefangen durch die bessere Bewertung der Abundanzverteilung. Die Erholung des Zoobenthos nach dem kalten Winter ist im Herbst 1996 gut zu erkennen. Der Anteil empfindlicher Taxa, die Artenvielfalt und die Abundanzverteilung war besser als im beeinträchtigten Frühjahr 1996.

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Komp. 6 94F	0.11 (17/160)	0.082	0.242	0.2	0.220	0.210 (unbefriedigend)
Komp. 6 94H	0.08 (12/160)	0.057	0.806	0.244	0.804	0.524 (mäßig)
Komp. 6 95F	0.14 (23/160)	0.097	0.813	0.567	0.659	0.613 (gut)
Komp. 6 95H	0.14 (23/160)	0.113	0.463	0.378	0.409	0.393 (unbefriedigend)
Komp. 6 96F	0.13 (21/160)	0.101	0.220	0.333	0.270	0.245 (unbefriedigend)
Komp. 6 96H	0.22 (35/160)	0.130	0.806	0.567	0.313	0.440 (mäßig)
Komp. 6 97F	0.25 (40/160)	0.154	0.832	0.615	0.325	0.470 (mäßig)

Das Kompartiment 6 liegt am weitesten entfernt von der verlegten Trasse und zeigte als einziges Kompartiment eine gute Bewertung, die im Frühjahr 1995 auftrat. Ein Rückgang des Benthos im Herbst 1994 kann dort nicht nachgewiesen werden. Der kalte Winter 1995/1996 ist aber auch dort in der Bewertung vom Frühjahr 1996 zu erkennen, gefolgt von einer Erholung im Herbst und darauffolgenden Frühjahr 1997.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Bewertungen mit dem MarBIT-System den gleichen Trend wiedergeben, der im Untersuchungsbericht aufgezeigt wurde. In einzelnen Fällen ist die Bewertung jedoch eine andere. Auffallend ist die durchgehend schlechte Bewertung der Artenvielfalt, die zeigt, dass alle zusammengefassten Proben die minimal zu beprobende Fläche unterschreiten. Der Index gibt zwar in den vorhandenen Schwankungen den Trend der Gemeinschaft wieder, bleibt jedoch immer in der schlechten Zustandsklasse. Gleichzeitig ist die Anzahl der Stationen jeweils unterschiedlich und damit auch der Probenahmeaufwand und das zu erwartende Arteninventar. Die Folge ist eine unsichere Bewertung auch der anderen Indizes. Weiterhin fällt auf, dass die Abundanzverteilung großen Schwankungen unterliegt. Dies könnte das Ergebnis der geringen Artenzahlen sein, welche das Auftreten der Lognormalverteilung verwischt.

6.3.2 Zusammenfassung nach Lage

Der Untersuchungsbericht zeigte, dass die Stationen, welche weiter von der Trasse entfernt waren, eine geringere Beeinträchtigung der Fauna aufwiesen als die Stationen auf der Trasse. Um dieses Ergebnis mit MarBIT zu testen, wurden die Proben in der gleichen Weise nach ihrem Abstand von der Trasse zusammengefasst (0, bis 125 m, bis 250 m, bis 500 m und bis 1000 m).

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Trasse 94F	0.19 (30/160)	0.135	0.221	0.428	0.381	0.301 (unbefriedigend)
Trasse 94H	0.08 (13/160)	0.064	0.818	0.222	0.807	0.514 (mäßig)
Trasse 95F	0.14 (23/160)	0.091	0.841	0.333	0.514	0.423 (mäßig)
Trasse 95H	0.09 (15/160)	0.081	0.864	0.244	0.648	0.446 (mäßig)
Trasse 96F	0.11 (17/160)	0.087	0.807	0.222	0.378	0.300 (unbefriedigend)
Trasse 96H	0.26 (42/160)	0.158	0.821	0.652	0.415	0.534 (mäßig)
Trasse 97F	0.24 (39/160)	0.161	0.848	0.594	0.348	0.471 (mäßig)

Der zeitliche Verlauf auf der Trasse zeigt einen besseren ökologischen Zustand direkt nach der Verlegung der Pipeline in Bezug auf das Frühjahr 1994. Dies ist auf die besseren Bewertungen der toleranten Taxa und der Abundanzverteilung zurückzuführen während die Artenvielfalt und die sensitiven Taxa schlechtere Werte liefern. Es zeigt sich hier, dass der Index für die toleranten Taxa eine falsche Aussage treffen kann bezüglich der Gesamtaussage. Das ist insofern ein Problem, weil der Index versucht alle 5 ökologischen Zustandsklassen mit Indexwerten abzubilden. Die WRRL selbst sieht nur für den mäßigen Zustand eine genaue Definition vor und diese Missklassifikation zeigt, dass es möglicherweise nötig wird, die toleranten Taxa nur für die schlechteren ökologischen Zustände als Kriterium heranzuziehen.

Den Einbruch der Fauna im Frühjahr 1996 bildet der MarBIT ab. Bis auf die Artenvielfalt, die gering ansteigt, fallen alle drei anderen Indizes im Verhältnis zum Herbst 1995 ab. Zum Herbst 1996 steigen alle vier Indizes wieder an.

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanzverteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
0-125m 94F	0.15 (24/160)	0.101	0.199	0.333	0.536	0.266 (unbefriedigend)
0-125m 94H	0.05 (8/160)	0.042	0.826	0.089	0.679	0.384 (unbefriedigend)
0-125m 95F	0.14 (23/160)	0.094	0.835	0.267	0.514	0.390 (unbefriedigend)
0-125m 95H	0.1 (16/160)	0.075	0.831	0.178	0.476	0.327 (unbefriedigend)
0-125m 96F	0.11 (18/160)	0.088	0.848	0.244	0.322	0.283 (unbefriedigend)
0-125m 96H	0.16 (26/160)	0.115	0.375	0.311	0.464	0.343 (unbefriedigend)
0-125m 97F	0.19 (31/160)	0.127	0.875	0.4	0.346	0.373 (unbefriedigend)
125-250m 94F	0.14 (22/160)	0.091	0.393	0.222	0.491	(unbefriedigend)
125-250m 94H	0.11 (17/160)	0.079	0.532	0.244	0.506	0.308 (unbefriedigend)
125-250m 95F	0.14 (22/160)	0.100	0.893	0.333	0.491	0.375 (unbefriedigend)
125-250m 95H	0.07 (11/160)	0.059	0.555	0.156	0.491	0.412 (mäßig)
125-250m 96F	0.09 (15/160)	0.086	0.852	0.156	0.335	0.323 (unbefriedigend)
125-250m 96H	0.13 (21/160)	0.101	0.842	0.267	0.313	0.245 (unbefriedigend)
125-250m 97F	0.16 (26/160)	0.111	0.866	0.311	0.332	0.290 (unbefriedigend)
250-500m 94F	0.11 (18/160)	0.079	0.373	0.178	0.4	0.321 (unbefriedigend)
250-500m 94H	0.11 (17/160)	0.078	0.868	0.244	0.709	(unbefriedigend)
250-500m 95F	0.16 (25/160)	0.108	0.822	0.311	0.559	0.275 (unbefriedigend)
250-500m 95H	0.12 (19/160)	0.095	0.871	0.244	0.423	0.477 (mäßig)
250-500m 96F	0.11 (18/160)	0.096	0.431	0.289	0.322	0.435 (mäßig)
250-500m 96H	0.21 (34/160)	0.134	0.876	0.456	0.432	0.334 (unbefriedigend)
250-500m 97F	0.26 (41/160)	0.164	0.796	0.428	0.365	0.305 (unbefriedigend)
500-1000m 94F	0.11 (18/160)	0.081	0.838	0.267	0.739	0.444 (mäßig)
500-1000m 94H	0.09 (15/160)	0.070	0.873	0.267	0.445	0.396 (unbefriedigend)
500-1000m 95F	0.14 (22/160)	0.095	0.746	0.356	0.638	0.503 (mäßig)
500-1000m 95H	0.11 (17/160)	0.075	0.511	0.289	0.506	0.356 (unbefriedigend)
500-1000m 96F	0.12 (19/160)	0.098	0.170	0.244	0.284	0.497 (mäßig)
500-1000m 96H	0.19 (30/160)	0.118	0.424	0.4	0.381	0.397 (unbefriedigend)
500-1000m 97F	0.23 (36/160)	0.139	0.827	0.456	0.322	0.207 (unbefriedigend)
						0.391 (unbefriedigend)
						0.389 (unbefriedigend)

Die Stationsgruppen, die nicht auf der Trasse liegen, zeigen unterschiedliche Ergebnisse. Gemeinsam ist allen jedoch, dass eine Verschlechterung der Fauna vom Frühjahr zum Herbst 1994 im Gesamtindex nirgendwo abgebildet wird, in den Einzelindizes jedoch teilweise schon. Die Artenvielfalt geht bei der dichtesten Stationsgruppe (0–125 m Abstand) deutlich zurück, bei allen anderen Stationsgruppen kaum. Die Abundanzverteilung verhält sich unregelmäßig, ohne

ein Muster zu zeigen. Dies liegt zum Teil sicherlich an den niedrigen Artenzahlen und sind daher Artefakte. Um die genauen Ursachen festzustellen, wäre es notwendig die entsprechenden Verteilungen zu analysieren und die Taxa auszumachen, welche für die guten bzw. schlechten Werte zuständig sind. Der Anteil der empfindlichen Taxa liegt generell niedrig, was wiederum teilweise mit der geringen Artenzahl an sich zusammenhängt und teilweise eine echte ökologische Einschätzung darstellt. Ein Rückgang ist wie bei der Artenvielfalt nur an den dichtesten Stationsgruppen in 0–125 m Entfernung zu erkennen. Der Index der toleranten Taxa nimmt an allen Stationsgruppen zu bis auf die entfernteste (500-1000 m Entfernung). In zwei Fällen wird der gute Zustand angezeigt.

Die Auswirkungen des kalten Winters 1995/1996 zeigen alle Stationgruppen an. Es gibt in jedem Fall einen Rückgang vom Herbst 1995 zum Frühjahr 1996 mit einer Erholung im Herbst 1996. Auch wenn einzelne Indizes diesem Trend nicht folgen, wird dieser von der Mehrheit der Indizes wiedergegeben und dies gibt dann den Ausschlag für die Bewertung. Damit ist dieses Ergebnis auch robuster als bei der Bewertung der Auswirkungen durch die Pipeline.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass eine Zusammenfassung der Stationen in Gruppen gemäß ihres Abstandes zur Trasse zum Teil das gewünschte Ergebnis liefert. Die Interpretation der Ergebnisse bleibt jedoch schwierig. Zwar werden die Trends meistens korrekt bewertet, jedoch stecken in einzelnen Indizes durchaus Missklassifizierungen. Zu beachten ist bei allen Analysen mit diesem Datensatz, dass der Probenahmeaufwand stark schwankt. So wurden hier zum Teil Stationsgruppen miteinander verglichen, die einen Unterschied im Probenahmeaufwand um den Faktor 2 hatten. Das Problem ist hier, dass nicht alle Stationen zu jedem Zeitpunkt beprobt wurden, nicht alle Kompartimente die gleiche Probenanzahl besitzen und nicht gleichviele Proben in jedem Entfernungsbereich liegen. Dies macht eine einheitlich vergleichbare Auswertung unmöglich und bewirkt letztlich, dass reell existierende Unterschiede durch Probenahmeartefakte verfälscht werden.

7 Diskussion

7.1 Eignung des MarBIT für die Nordsee

Grundsätzlich ist der ökologische Ansatz, den das MarBIT-System verfolgt, auch in der Nordsee gültig. Die Bewertung basiert auf ökologischen Grundannahmen, die unabhängig vom betrachteten Gebiet sind. Allerdings hat das Arteninventar einen entscheidenden Einfluss auf die Wirkung dieser Prinzipien. Bei der Wahl der Abundanzverteilung gibt es die Möglichkeit anderer Verteilungen als der Lognormalverteilung. Im Fall des hier untersuchten Ökotores mit 160 Taxa ist jedoch die lognormale Verteilung grundsätzlich richtig. Da jedoch die Proben vergleichsweise dünn besiedelt und die Organismen teilweise sehr fleckhaft verteilt sind, stellt sich die Frage, ob dies einer der Gründe für die uneinheitlichen Testergebnisse dieses Index ist.

Das Arteninventar entscheidet weiterhin über die Anzahl toleranter und sensibler Taxa. In einem Gebiet, das keine oder nur sehr wenige dieser Taxa enthält, wird der entsprechende Index keine belastbaren Ergebnisse liefern. Hier liegt noch eine aktuelle Schwäche in den Testergebnissen, da die Einteilung der Taxa in empfindliche und tolerante Arten auf einer Reihe von Parametern beruht, die nicht von allen Taxa bekannt ist. Nur eine weitere ausführliche Analyse der Autökologie kann diese Lücke zufriedenstellend füllen.

Die Ergebnisse der Arten-Areal-Kurve zeigen, dass die Probengröße eine wichtige Rolle spielt. Bei allen Tests zeigte sich, dass zuwenig Arten der Referenzliste gefunden wurden, so dass der Index der Artenvielfalt fast immer einen schlechten ökologischen Zustand indizierte. Zwar konnten Schwankungen der Artendichte festgestellt werden, diese bewirkten aber nie

eine Änderung der Zustandsklasse. Dieses Problem wäre idealerweise nur durch eine Probenahme lösbar, die wesentlich mehr Proben aus den jeweiligen Gebieten umfasst. Dies ist jedoch allein aus wirtschaftlichen Gründen nicht machbar. Eine andere Möglichkeit ist das Zusammenfassen mehrerer Jagre der Probenahme. Dies ist jedoch nicht ratsam, da es möglicherweise erfolgte Änderungen im Benthos verwischt und Proben zusammenfasst, die aus unterschiedlichen Jahren stammen. Das ist mindestens für den Index der Abundanzverteilung nicht möglich.

Es bleibt daher nur, mit einem definierten Probenahmeaufwand festzustellen, wieviele Arten erwartet werden können und diese Information in den Index einzubeziehen, um ihn entsprechend um die fehlenden Arten zu kompensieren.

Trotz aller Einschränkungen, die sich während der Tests ergeben haben, ist dennoch festzuhalten, dass das MarBIT-Modell in der Nordsee Potenzial besitzt und im Trend zu nachvollziehbaren Ergebnissen führt. Zu einer endgültigen Praxistauglichkeit fehlt eine ausgedehntere autökologische Recherche, welche die Stellung der einzelnen Taxa absichert, eine Reduktion der Referenzliste ohne dessen Vollständigkeit zu gefährden, sowie ein angepasster Index für die Artenvielt, der an den zu erwartenden Probenahmeaufwand angepasst ist.

7.2 Neozoen

In der Ostsee werden die Neozoen nicht mit einem Sonderstatus behandelt. Sie werden wie alle anderen Taxa über ihre bekannte Ökologie erfasst und erscheinen dann ggf. auf den Referenzlisten. Es gibt dort keine sensitiven Neozoen, so dass ausgeschlossen ist, dass diese zu einer positiveren Bewertung beitragen. Dennoch wirkt sich natürlich das Fehlen dieser Taxa in den Proben bei der Beurteilung der Artenvielfalt aus.

Im folgenden sind die Gründe aufgeführt, die den Ausschlag dafür gegeben haben, die Neozoen in der Ostsee nicht gesondert zu behandeln:

compact

- ▷ Neozoen können nicht mehr aus den etablierten Lebensräumen beseitigt werden. Das bedeutet, dass eine negative Bewertung der Neozoen nicht durch etwaige Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustandes beseitigt werden können und damit die Bewertung dauerhaft negativ beeinflussen.
- ▷ Es gibt keine Neozoen in der Ostsee, die andere Arten verdrängen. Damit fehlt eine wichtige Begründung für eine etwaige negative Einstufung.
- ▷ In den inneren Gewässern besetzt der Neozoe *Marenzelleria* eine unbesetzte Nische und sorgt für Bioturbation im Boden. Dies erhöht die ökologische Qualität sonst schwach- oder unbesiedelter Lebensräume.
- ▷ Eine neutrale Definition der Neozoen bereitet Schwierigkeit. Ein definitives Anfangsdatum, ab wann ein Organismus als Neozoe gilt, ist nicht objektiv anzugeben und hat auch nicht unbedingt eine Relevanz für die ökologische Bedeutung.
- ▷ Die geringe Anzahl der Neozoen auf den jeweiligen Referenzlisten der Ostsee hat keine so großen Auswirkungen, dass das Vorkommen oder Fehlen den Unterschied einer ökologischen Klasse ausmacht. 14 Neozoen sind hier von Relevanz, im Schnitt gibt es 2-3 Neozoen pro Referenzliste (maximal 5).
- ▷ Es ist nicht klar definiert, ob Arten, die durch eine Erwärmung von Gewässern einwandern, auch zu Neozoen gezählt werden müssen. Eine Erwärmung ist nicht notwendigerweise gleichzusetzen mit einer Klimaänderung und eine etwaige anthropogene Ursache hierfür ist nicht eindeutig nachweisbar.

Prinzipiell gelten diese Aussagen auch in der Nordsee. Dort ist jedoch beschlossen worden, den Neozoen einen gesonderten Status zuzuerkennen, sofern diese andere Arten beeinträchtigen. Im vorliegenden Ökotox sind die folgenden Taxa vom AG als Neozoen klassifiziert (siehe auch BFG (1999)):

Taxon	Typ
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Neozoa incerta
<i>Crassostrea gigas</i>	Neozoa actualia
<i>Crepidula fornaicata</i>	Neozoa actualia
<i>Elminius modestus</i>	Neozoa actualia
<i>Ensis directus</i>	Neozoa actualia
<i>Micropthalmus similis</i>	Neozoa incerta
<i>Mya arenaria</i>	Neozoa actualia
<i>Neanthes virens</i>	Neozoa incerta
<i>Petricola pholadiformis</i>	Neozoa actualia

Bei kritischer Betrachtung kommen nur *Crassostrea gigas* und *Elminius modestus* als wirklich schädlich in Frage, weil es dort eine interspezifische Konkurrenz gibt. *Mya arenaria* wird selten als Neozoe eingestuft, weil die Art bereits mindestens seit 1300 in Europa vorkommt und es keinen definitiven Nachweis gibt, dass die Art vorher fehlte.

Bei den vorhandenen vier Bewertungsindizes im MarBIT-Modell sind wegen der geringen Zahl der Neozoen kaum Auswirkungen auf die Bewertung zu erwarten. Um nun den Status als Neozoe im Bewertungsmodell zu berücksichtigen, gibt es prinzipiell zwei Möglichkeiten. Zum Einen kann für diese Taxa ein fünfter Index bereitgestellt werden und zum Anderen kann eine nachträgliche Herabstufung im Gesamtindex stattfinden, wenn die schädlichen Taxa auftreten.

Eine Möglichkeit für eine nachträgliche Herabstufung wäre, alle Neozoen auf eine spezielle Artenliste zu setzen und von der eigentlichen Referenzliste zu entfernen. Dadurch beeinflussen diese nicht die normale Bewertung. Dann könnte das Vorkommen dieser Taxa als negativ eingestuft und der Index z. B. entsprechend um einen zu definierenden Betrag erniedrigt werden. Wie hoch dieser Betrag ist, könnte sich nach der Abundanz oder der Anzahl der Neozoen richten.

Literatur

- BFG (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Technical report, Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-1200
- BFG (2003). Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Jade. Technical report, Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-1349
- DÖRJES, J., S. GADOW, H.-E. REINECK & I. B. SINGH (1969). Die Rinnen der Jade (Südliche Nordsee). Sedimente und Makrobenthos. *Senckenbergiana maritima* 50, 5–62
- ESCARAVAGE, V. & T. YSEBART (2004). Description of the maximal and good ecological potential (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive (WFD). Technical report, The Westerschelde, report of the NIOO-CEME, Yerseke, NL
- GOSSELCK, F., G. ARLT, A. BICK, R. BÖNSCH, J. KUBE, V. SCHRÖREN & J. VOSS (1996). Rote Liste und Artenliste der benthischen wirbellosen Tiere des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 48, 41–51. (Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg)

- GRASSLE, J. F. & J. P. GRASSLE (1974). Opportunistic Life Histories and Genetic Systems in Marine Benthic Polychaetes. *Journal of Marine Research* 32(2), 253–284
- GROTJAHN, M. (2006). Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe. Technical report, AQUA-MARIN für Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
- GÖTTING, E., T. TAPPE & H. SCHRANZ (1998). Ökologische Begleituntersuchungen zum Projekt Europepe. Teilprojekt Endobenthos im Sublitoral. Technical report, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Forschungsstelle Küste
- JAKLIN, S. (2006). Vorstudie zur Klassifizierung von Ökotoxen in den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe. NLWKN, unveröffentlicht
- LILLIEFORS, H. W. (1967). On the Kolmogorov-Smirnov test for normality with mean and variance unknown. *Journal of the American Statistical Association* 62, 399–402
- MEYER, T., T. BERG & K. FÜRHAUPTER (2006). Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Technical report, MARILIM für Universität Rostock. BMBF-FKZ 0330678; in Bearbeitung
- MEYER, T., T. REINCKE, K. FÜRHAUPTER & S. KRAUSE (2005). Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Technical report, MARILIM für Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein
- PIANKA, E. R. (1970). On r- and K-selection. *The American Naturalist* 104, 592–597
- RACHOR, E., J. HARMS, W. HEIBER, I. KRÖNCKE, H. MICHAELIS, K. REISE & K.-H. VAN BERNEM (1995). Rote Liste der bodenlebenden Wirbellosen des deutschen Wattenmeer- und Nordseebereichs. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 44, 63–74
- REIMERS, H.-C. (2005). Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. *Limnologie aktuell* 11, 37–45
- SACHS, L. (2003). *Angewandte Statistik*. Springer Verlag
- WARWICK, R. M. & K. R. CLARKE (1995). New 'biodiversity' measure reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* 129, 301–305