



Umsetzung der WRRL in der Oderhaffregion - Problematik der biologischen und physikalisch-chemischen Referenzwertermittlung

Hendrik Pehlke¹

¹Institut für Angewandte Ökologie (IfAÖ), Broderstorf

Abstract

The environmental objectives of the Water Framework Directive (WFD) are defined in Article 4. The aim is long-term sustainable water management based on a high level of protection of the aquatic environment. The WFD classification scheme for water quality includes five status categories: "high", "good", "moderate", "poor" and "bad". The general objective of the WFD is to achieve "good status" for all surface waters by 2015. "Good status" means both "good ecological status" and "good chemical status". "High status" is defined as the biological, chemical and morphological conditions associated with no or very low human pressure. This is also called the "reference condition" as it is the best status achievable - the benchmark. These reference conditions are type-specific, so they are different for different types of rivers, lakes or coastal waters so as to take into account the broad diversity of ecological regions in Europe.

For the coastal water bodies "reference conditions" for the quality components phytoplankton, macroalgae and angiosperms and benthic invertebrate fauna has to be defined. In combination with the biological quality components, supporting hydro-morphological and physico-chemical components have to be involved in the classification process. According to the WFD a hierarchical approach for defining reference conditions is suggested using the various methods in the following order: 1) an existing undisturbed site or a site with only very minor disturbance, 2) historical data and information, 3) models or 4) expert judgement.

Concerning the Oderhaff no undisturbed site or a site with only very minor disturbance can be found to define reference conditions of a "high status". Thus historical data and/or models have to be used to define these reference conditions. There are already some approaches to define these reference conditions for the biological and physico-chemical quality components for the Oderhaff. In this article these approaches will be briefly introduced and discussed as they correspond to the guidelines of the WFD.

1 Referenzwerte für das Phytoplankton

Das Phytoplankton eignet sich auf Grund seiner hohen Wachstumsraten sehr gut, um sowohl externe als auch interne Nährstoffeinträge schnell anzuzeigen. Es reagiert unmittelbar mit Biomassezuwachs und der Veränderung seiner taxonomischen Zusammensetzung (Sagert et al. 2006). Die WRRL fordert für die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton die Betrachtung der Abundanz, der Biomasse und der taxonomischen Struktur. Hinsichtlich der hochvariablen Küstengewässer stellt sich diese Kriteriumsliste zur Bewertung von Gewässersystemen als sehr komplex dar. Das Plankton der Ästuare ist im Gegensatz zu dem der Seen und Flüsse durch das gemeinsame Auftreten sowohl mariner als auch limnischer Arten geprägt. Auch lassen sich die aus der limnologischen und meeresbiologischen Forschung bekannten saisonalen Zyklen nur bedingt auf die Küstengewässer übertragen. Wissenschaftler der Universität Rostock schufen eine Bewertungsgrundlage für das Phytoplankton (Sagert et al. 2008). Um die Bewertung durchführen zu können zogen die Autoren die Mittelwerte von sommerlichen Beprobungen (Mai-September) heran. Das Verfahren beruht auf der Verrechnung von vier Bewertungsparametern (siehe Tabelle 3) zu einem Gesamtindex (PPI_{cw} - phytoplanktonindex for coastal waters). Dazu wird zunächst für jeden der vier Bewertungsparameter der EQR-Wert (aus dem Englischen: „ecological quality ratio“) bestimmt. Dieser ergibt sich aus dem

Quotienten des Referenzwertes und des aktuell gemessenen Wertes. Danach wird der EQR-Wert für die weitere Berechnung der einzelnen Bewertungsparameter normiert. Die Zusammenführung zum Gesamtindex PPI_{cw} erfolgt durch Verrechnung der gewichteten EQR_{norm}-Werte der Einzelparameter (Sagert et al. 2008). Zunächst wurden jedoch Referenzwerte der TN-Konzentrationen der Odermündungsregion benötigt. Dazu griffen Sagert et al. (2008) auf die modellierten Ergebnisse von Schernewski et al. (2006) zurück. Schernewski et al. errechneten unter Verwendung eines Boxmodells, welches zwischen dem Großen und Kleinen Haff differenziert (Wielgat & Witek 2004), die Hintergrundkonzentrationen von Nährstoffen um das Jahr 1900. Im Falle der Oder betragen die berechneten historischen Frachten von Stickstoff und Phosphor zwischen April und September etwa 27 % bzw. 18 % der Werte aus den 1990er Jahren (Schernewski et al. 2006). Die modellierten Referenzwerte für Chl a sind im Durchschnitt 70 % geringer als die des Vergleichszeitraumes (1990er Jahre). Die abgeleiteten TN-Konzentrationen betragen zwischen 30 und 40 $\mu\text{mol l}^{-1}$ (siehe Tabelle 1). Da das Boxmodell von Schernewski et al. (2006) derzeit das einzige B1-spezifische Modell darstellt und zudem die besonderen hydrologischen Gegebenheiten im Odereinzugsgebiet berücksichtigt, bewerten Sagert et al. (2008) die dort empfohlenen TN-Referenzwerte derzeit als wissenschaftlich begründete Grundlage für die Klassifizierung am ehesten geeignet. Darüber hinaus deuten die historischen Makrophytenbefunde von Brandt (1897) für das Gebiet des Kleinen Haffs auf Tiefengrenzen von 2,5 bis 3 m, die in etwa den prognostizierten Sichttiefen bei sommerlichen TN-Konzentrationen von 40 $\mu\text{mol l}^{-1}$ entsprechen. Unter der Annahme, dass für Gewässer des Typs B1 (zu denen das Oderhaff gehört) am ehesten ein eutropher Zustand zu erwarten ist, schlagen Sagert et al. (2008) für die weitere Betrachtung einen allgemeinen TN-Referenzwert von 40 $\mu\text{mol l}^{-1}$ vor. Basierend auf den modellierten Referenzwerten der TN-Konzentration leiteten Sagert et al. über rezente Korrelationen weitere in Tabelle 2 dargestellte Referenzwerte ab. Dazu verrechneten sie die Chl a-Werte und Secchitiefen-Werte als Saisonmittel (Mai - September) mit den Saisonmitteln der TN-Konzentration (Mai - September). Die Beziehung dieser Faktoren ist trotz großer Streubreite signifikant. Laut Sagert et al. (2008) müssen die Klassengrenzen der Chl a-Konzentration, sofern keine historischen Belege oder ökologische Gradienten mit Schwellenwerten vorliegen, pragmatisch und möglichst auf Expertenwissen gestützt festgelegt werden.

Tab. 1: Berechnete Referenzwerte der Parameter Chl a sowie die resultierenden Secchi-Tiefen basierend auf den Referenzwerten für TN verschiedener Autoren (normiert auf die Vegetationsperiode Mai - September). (nach Sagert et al. (2008), verändert. Dargestellt sind hier nur die Ergebnisse für den Gewässertyp B1 bzw. das Oderhaff).

Autoren	Gewässer	TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$]	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Secchitiefe [m]
Schlunbaum & Krech (2001)	Großes Haff	135	61,6	0,5
Dahlke & Sagert (2003)	B1 ca. 3-4 PSU	55	14,3	1,6
Schernewski (2006)	Kleines Haff	30	5,3	3,4
	Großes Haff	40	8,5	2,5

Neben der signifikanten Korrelation von sommerlichen Chl a-Konzentrationen und sommerlichen TN-Konzentrationen leiteten Sagert et al. (2008) aus dem taxonomisch bearbeiteten Phytoplanktondatensatz weitere phytoplanktonspezifische Kenngrößen ab. So konnten jeweils signifikante Korrelationen zwischen dem Gesamtbiovolumen, dem Biovolumen der Cyanophyceae sowie dem Biovolumen der Cryptophyceae einerseits und der Ausprägung der TN-Konzentration andererseits aufgezeigt werden. Unter Berücksichtigung dieser Regressionen ergaben sich für die den Gewässertyp B1 (siehe Tabelle 3) dargestellten Klassengrenzen (Sagert et al. 2008).

Tab. 2: Referenzwerte der Chl a-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$] im Vergleich zur Basisgröße TN [$\mu\text{mol l}^{-1}$] und den abgeleiteten Größen zur Klassenbildung (Sichttiefe [m] und prozentuale Abnahme der Sichttiefe bezogen auf den jeweiligen Chl a-Wert im Vergleich zum Referenzwert der Sichttiefe [%ST]). Die Salinitätsangabe entspricht der Bezugsgröße für die Berechnung der angegebenen Werte. (nach Sagert et al. (2008), verändert. Dargestellt sind hier nur die Werte für den Gewässertyp B1).

Typ	PSU	Parameter	Referenzwert	sehr gut / gut	gut / mäßig	mäßig / unbefriedigend	unbefriedigend / schlecht
B1	1,8	TN	40	43	51	71	180
		Chla	8,5	9,3	12,7	21,5	115
		Sichttiefe	2,5	2,2	1,7	1,1	0,3
		%-ST	0	8	26	51	86

Tab. 3: Referenzwerte und Klassengrenzen der Chl a-Konzentration des Phytoplankton-Gesamtbiovolumens, des Biovolumens des Cyanophyceae für die Gewässertypen B1a/b. Biovol.: Gesamtbiovolumen, Cyanoph.: Cyanophyceae, Chloroph.: Chlorophyceaea, nb: nicht bewertet. (nach Selig & Sagert (2008), verändert)

Typ	Bewertungsparameter [EQR _{norm}]	Referenzwert	sehr gut 1,0-0,8	gut 0,8-0,6	mäßig 0,6-0,4	unbefriedigend 0,4-0,2	schlecht 0,2-0,0
B1	Chla ($\mu\text{g l}^{-1}$)	8,5	8,5-9,3	9,3-12,7	12,7-21,5	21,5-115	>115
	Biovol. ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$)	1,8	1,8-2	2-2,5	2,5-3,9	3,9-13,3	>13,3
	Cyanoph. ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$)	0,8	0,8-0,9	0,9-1,2	1,2-2,1	2,1-10,1	>10,1
	Chloroph ($\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$)	(0,078)	nb	nb	0,132-0,267	0,267-1,939	>1,939

Zur Erstellung des Gesamtindex (PPI_{cw}-phytoplanktonindex for coastal waters) verrechneten Sagert et al. (2008) die dargestellten Einzelkomponenten miteinander. Dazu wurde zunächst für jede der vier Einzelkomponenten die EQR (ecological quality ratio) bestimmt. Diese ergibt sich aus dem Quotienten des Referenzwertes und des aktuell gemessenen Wertes ($\text{EQR} = \text{Referenzwert/aktueller Messwert}$). Nach einer Normierung der EQR der Einzelkomponenten erfolgte die Berechnung des PPI_{cw}. Die Zusammenführung der dargestellten Einzelkomponenten zum Gesamtindex PPI_{cw} erfolgt durch Verrechnung der gewichteten EQR_{norm} der Einzelkomponenten.

Da die Chl a-Konzentration zum gegenwärtigen Zeitpunkt den einzig kalibrierten Parameter darstellt, ist laut Sagert et al. (2008) eine alleinige Bewertung auf Basis der Chlorophyllmittelwerte möglich, jedoch nicht empfehlenswert, da die Relation von Chl a und Planktonbiomasse durchaus schwanken kann. Dagegen spricht auch die Tatsache, dass durch die EU-WRRL ausdrücklich die Berücksichtigung von Abundanz und/oder Biomasse vorgesehen ist.

2 Referenzwerte für Makrophyten

Für innere Küstengewässer wurden die Bewertungsansätze für die Qualitätskomponente Makrophyten durch Schubert et al. (2005) entwickelt und durch Selig et al. (2008) modifiziert. Die Bewertung der Makrophyten geht auf drei Bewertungsparameter zurück:

1. untere Verbreitungsgrenze der Spermatophytengemeinschaft,
2. untere Verbreitungsgrenze der Characeengemeinschaft und
3. Ausweisung der Pflanzengemeinschaften.

Zur Herleitung von Referenzwerten gemäß WRRL für die Makrophyten der inneren Küstengewässer analysierten Selig et al. (2006) im Rahmen des ELBO Projektes die historischen Makrophytenbelege unter Einbeziehung von Herbarbelegen (Blümel et al. 2002). Im Vergleich zu rezenten Vegetationsaufnahmen von 1999 - 2003 stellten die Autoren zwei Prämissen auf, anhand derer die Veränderung der submersen Vegetation beschrieben werden können und die auch im Oderhaff zutreffend sind:

- Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist mit einer Verringerung der unteren Verbreitungsgrenze verbunden.
- Die Abweichung des aktuellen Zustandes vom Referenzzustand ist mit dem sukzessiven Ausfall von Pflanzengemeinschaften verbunden.

Domin et al. (2004) entwickelten ein Berechnungsmodell, mit dessen Hilfe die pristine untere Verbreitungsgrenze ermittelt werden konnte. Mit Hilfe dieses Modells wurden aus den maximal erreichbaren Lichteindringtiefen die historischen Lichtbedingungen (d.h. die pristinen Lichtattenuationskoeffizienten) der einzelnen Gewässer abgeschätzt und dann, unter Heranziehung von Oberflächen-Tageslichtdosen eines Referenzjahres und artspezifischen Lichtansprüchen, die pristinen unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten rekonstruiert.

Für die Spermatophytengemeinschaften wurde ein Lichtbedarf von 10 % und für die Characeengemeinschaften ein Lichtbedarf von 40 % des Oberflächenlichtes angenommen. Anhand der jeweiligen Salinitätswerte konnten so die Verbreitungsgrenzen für Spermatophyten und Characeengemeinschaften für jeden der ausgewiesenen Wasserkörper errechnet werden (siehe Tabelle 4 und Tabelle 5)

Neben der Verringerung der unteren Verbreitungsgrenze nutzten Selig et al. (2008) den Ausfall von Pflanzengemeinschaften als ein zweites Bewertungskriterium. Der Rückgang und das Verschwinden der submersen Vegetation ist eine Folge der Degradation der Gewässer. Hierzu wurden im ELBO Projekt Degradationsreihen für die einzelnen Gewässer aufgestellt. Zuerst kommt es zum Ausfall der Characeengemeinschaften, wie er auch im Oderhaff beschrieben wurde. Im weiteren Degradationsverlauf verschwinden dann alle weiteren historisch beschriebenen Spermatophyten-Gemeinschaften (vgl. Abbildung 1 und Tabelle 6).

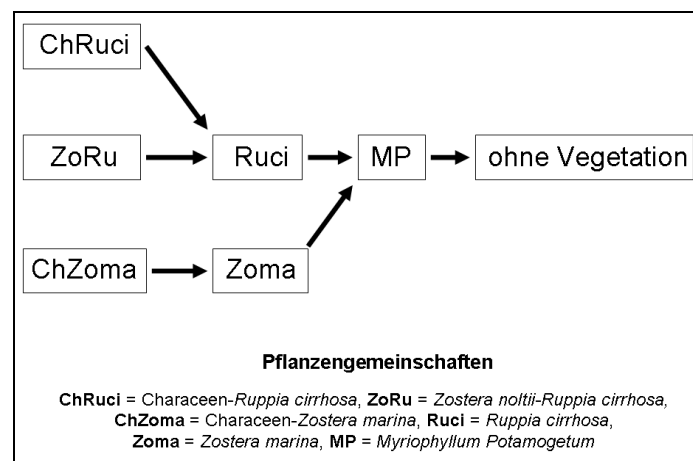


Abb. 1: Darstellung der Degradationsreihe für das Salzhaff nach Blümel (unveröffentlicht) aus Selig et al. (2008), verändert.

Die Characeengemeinschaften sind bereits im „unbefriedigenden“ und „schlechten“ ökologischen Zustand der inneren Küstengewässer nicht mehr anzutreffen. Daher wurden diesbezügliche Klassengrenzen von Selig et al. (2008) nur bis zum „mäßigen“ Zustand (Klassengrenze

„mäßig/unbefriedigend“) angegeben (siehe Tabelle 4). Mit Ausnahme der B1-Wasserkörper setzten Selig et al. (2008) für die Klassengrenze „sehr gut/gut“ einen 5 %-igen und für die Klassengrenze „gut/mäßig“ einen 25 %-igen Rückgang der Lichteindringtiefe an. Die Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ setzten die Autoren bei allen Wasserkörpern mit der oben genannten Ausnahme auf 0,5 m fest. Auf die B1-Wasserkörper konnte dieser Ansatz jedoch nicht übertragen werden, da die daraus resultierenden sehr geringen Verbreitungstiefen bereits den „guten“ ökologischen Zustand widerspiegeln würden, was jedoch nicht den realen Bedingungen entspricht. Es musste daher für diese Wasserkörper eine „Aufwertung“ der Klassengrenzen der Tiefenverbreitung erfolgen. Die Klasse „sehr gut/gut“ orientiert sich am 1 %-igen Rückgang des Oberflächenlichtes, die Klasse „gut/mäßig“ am 5 %-igen Rückgang des Lichteinfalls. Die Klasse „mäßig/unbefriedigend“ wurde mit einem 50 %-igen Rückgang der Lichteindringtiefe festgesetzt. Allerdings schreiben die Rostocker Wissenschaftler auch, dass die Ausweisung der Tiefengrenzen in den sehr flachen B1-Wasserkörpern als problematisch zu betrachten sei. Hier seien auch deutlich die Grenzen dieser Bewertungsmethodik erkennbar (Selig et al. 2008).

Tab. 4: Berechnete Verbreitungsgrenzen (Angabe in Metern) für die Characeengemeinschaften der inneren Küstengewässer der Odermündungsregion (Ref: Referenzzustand, sg/g: sehr gut/gut, g/m: gut/mäßig, m/u: mäßig/unbefriedigend, u: unbefriedigend). Nach Selig et al. (2008).

Gebiet	Ref 1,0	sg/g 0,8	g/m 0,6	m/u 0,4	u 0
Achterwasser	2,2	1,2	1,0	0,3	0
Peenestrom	2,4	1,7	1,0	0,4	0
Kleines Haff	2,0	1,2	1,0	0,3	0

Anhand des Ausfalles der Spermatophyten-Gemeinschaften lassen sich die Degradationsstufen „mäßig“ bis „schlecht“ kennzeichnen. Als „schlechter“ Zustand wird nach Selig et al. (2006, 2008) eine Gemeinschaft aus *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus* definiert, welche nicht historisch beschrieben wurde. Somit werden diese drei Klassen neben dem Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze durch einen zweiten Parameter - dem Auftreten dieser Gemeinschaft - gekennzeichnet. Nach Selig et al. (2006) können mit diesem Bewertungsansätzen die inneren Küstengewässer bewertet und entsprechend der Vorgaben der WRRL eingeschätzt werden.

Tab. 5: Berechnete Verbreitungsgrenzen (in Metern) für die Spermatophytengemeinschaften der inneren Küstengewässer der Odermündungsregion (Ref: Referenzzustand, sg/g: sehr gut/gut, g/m: gut/mäßig, m/u: mäßig/unbefriedigend, u/s: unbefriedigend/schlecht, s: schlecht). Nach Selig et al. (2008).

Gebiet	Ref 1,0	sg/g 0,8	g/m 0,6	m/u 0,4	u/s 0,2	s 0,2
Achterwasser	3,2	1,9	1,3	0,6	0,3	0
Peenestrom	3,3	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Kleines Haff	3,0	1,9	1,3	0,6	0,3	0

Tab. 6: Klassengrenzen der unteren Verbreitungsgrenzen der Characeen- und Spermatophyten-Gemeinschaften im Kleinen Haff und Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Degradationsstufen. Nach Selig & Sagert (2008), verändert.

Kleines Haff					
Bewertungsparameter (EQRnorm)	Sehr gut 1,0-0,8	Gut 0,8-0,6	Mäßig 0,6-0,4	Unbefriedigend 0,4-0,2	Schlecht 0,2-0,0
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	3,0-1,9	1,9-1,3	1,3-0,6	0,6-0,3	0,3-0,0
Untere Verbreitungsgrenze der Characeen	2,0-1,2	1,2-1,0	1,0-0,3	<0,3	-
Pflanzengemeinschaft (s.u.)	BKlArm BGrArm	ChRuci	CharaB Ruci Nm Pota CeraPot	MP Ranu	SpermB kPG KV
<p><u>BGrArm</u>: Bodden-Großarmleuchteralgen, <u>BKlArm</u>: Bodden-Kleinarmleuchteralgen, <u>ChRuci</u>: Characeen-Ruppia cirrhosa-Gemeinschaft, <u>MP</u>: Myriophyllum-Potamogeton-Gemeinschaft, <u>Nm</u>: Najas marina-Gemeinschaft, <u>Ruci</u>: Ruppia cirrhosa-Gemeinschaft, <u>CharaB</u>: Characeen-Bestand, <u>CeraPot</u>: Ceratophyllum-Potamogeton-Gemeinschaft, <u>Ranu</u>: Ranunculus-Gemeinschaft, <u>Pota</u>: Potamogeton-Gemeinschaft, <u>SpermB</u>: Spermatophyten-Bestand, <u>kPG</u>: keine Pflanzengemeinschaft, <u>kV</u>: keine Vegetation</p>					

3 Referenzwerte für Makrozoobenthos

Die Bewertungsansätze des Makrozoobenthos wurden von der Firma MariLim entwickelt (Meyer et al. 2008). Dieser Ansatz der Referenzwertbildung und der -bewertung des Makrozoobenthos basiert auf ökologischen Prinzipien bzw. Annahmen und bewertet die vier von der WRRL geforderten Kriterien:

- Abundanz
- Artenvielfalt
- Anteil störungsempfindlicher Arten
- Anteil toleranter Arten (Verschmutzungszeiger).

Jedes der vier oben genannten Kriterien wird mit einem Index bewertet, der unabhängig von den drei anderen Kriterien ist. Damit sollen Überschneidungen bzw. Redundanzen in der Bewertung minimiert bzw. ausgeschlossen werden. Die log-normale Verteilung der Abundanz gilt als Referenzzustand. Die Artenvielfalt wird über die taxonomische Spreizung (TSI, taxonomic spread index) bewertet. Dabei wird eine Referenzartenliste verwendet, deren TSI-Wert den Referenzzustand definiert. Störungsempfindliche und tolerante Arten werden über die Autökologie identifiziert. Der Referenzzustand bezüglich der störungsempfindlichen und toleranten Arten wird durch einen definierten Anteil dieser Arten an der Referenzartenliste berechnet, der sich von den normativen Bestimmungen in der WRRL ableitet (Meyer et al. 2008).

Die einzelnen Indizes liefern jeweils einen Wert, der auf den Bereich zwischen 0 und 1 normiert wird. Aus dem Median dieser Werte ergibt sich dann der WRRL-Index (Fünfstufige Bewertungsskala: „sehr guter“, „guter“, „mäßiger“, „unbefriedigender“ und „schlechter ökologischer Zustand“). Integraler Bestandteil – neben den Indizes – sind die bereits erwähnten Referenzartenlisten. Für jeden Gewässertyp (B1 – B4) wurden solche Referenzlisten erstellt und nach den drei Habitaten Weichboden, Hartsubstrat und Phytal aufgliedert. Bezogen auf das Oderhaff unterscheiden die Autoren dabei noch „innerste Gewässer“, in die die Gebiete Achterwasser und Kleines Haff fallen und „innere Gewässer“, worunter der Peenestrom eingeordnet wird.

Generell ist zu beachten, dass die Referenzartenlisten die potenziell maximal erreichbare Menge an Taxa darstellen, von denen ein Gebiet auf Grund der dort aktuell vorherrschenden ökologischen Bedingungen besiedelt werden kann. Die Artenlisten orientieren sich also weder an historischen Datensätzen noch an rezentem Probematerial. Auch sind sie nicht das Ergebnis einer Modellierung der möglichen Besiedelung des untersuchten Gebietes unter den Bedingungen eines prä-industriellen Zeitraumes.

Unter dem in der WRRL genannten Begriff Artenvielfalt verstehen Meyer et al. (2008) die Artzusammensetzung, für die nur die qualitative Aussage (Anwesenheit oder Abwesenheit) im Vergleich zur Referenzartenliste (potenzielle maximale Taxa-Anzahl des Gebietes) bewertet wurde. Das einfachste Maß ist dabei die reine Zahl der Taxa. Da Beprobungen aber immer Stichproben darstellen und (fast) nie das gesamte Arteninventar eines Gebietes widerspiegeln, entspricht die Artenzahl einer Probe nur im Einzelfall dem Gesamtinventar eines Gebietes. Die reine Anzahl der Taxa einer oder mehrerer Proben mit einer Referenz zu vergleichen, führt daher oft zu irreführenden Ergebnissen. Aus diesem und anderen hier nicht aufgeführten Gründen ist die reine Artenzahl daher als Kriterium für den ökologischen Zustand nicht geeignet. Sie kann nur einen Hilfsparameter darstellen, um eine gegebene Probe im Vergleich mit bekanntem Arteninventar einzuordnen.

Aus diesem Grund wurde die taxonomische Spreizung (TSI, taxonomic spread index) untersucht. Dabei wird ähnlich wie bei dem taxonomic distinctness index (Warwick & Clarke 1995) versucht, die Artenvielfalt einer Probe zu berücksichtigen: Zusätzlich wird aber auch die Artenzahl bewertet. Bei dem TSI wird die taxonomische Hierarchie in Form eines Baumes dargestellt. Wenn eine Probe nur ein Taxon enthält, hat der Baum den Index 0 (keine Verzweigung), bei Hinzukommen einer neuen Art erhöht sich der Wert des Baumes um 2, bei einer neuen Gattung um 3, einer neuen Familie um 8, einer Ordnung um 13 und bei einem neuen Stamm um 21. Die Festlegung der Klassengrenzen erfolgt ausgehend vom TSI der Referenzartenliste, wobei der signifikante Unterschied zwischen den Klassen mit dem Fisher-Test überprüft wurde. Entspricht der TSI-Index der untersuchten Probe mehr als 90 % von dem der Referenzliste, ordnen Meyer et al. (2008) dieses dem „sehr guten Zustand“ zu, bei einer Übereinstimmung zwischen 80 und 90 % dem „guten“, bei Werten zwischen 60 und 80 % einem „mäßigen“ und bei 40 bis 60 % einem „unbefriedigendem Zustand“. Bei weniger als 40 % wird die Probe in die Kategorie „schlechter Zustand“ eingeordnet (Meyer et al. 2008).

Die Log-Normalverteilung der Abundanz wird im vorliegenden Modell mit dem Kolmogorow-Smirnov-Test, verbunden mit dem Lillefors-Test, überprüft. Zunächst werden aber alle Taxa aus der Probedatei entfernt, die nicht in der Referenzartenliste aufgeführt sind. Dann werden die Häufigkeiten der Abundanzen der Probe bestimmt. Anschließend wird der Lillefors-Test mit dem log-transformierten Abundanzen durchgeführt und schließlich die Probe in eine ökologische Klasse eingeordnet. Die Klassengrenzen werden aus der Statistik selbst abgeleitet. Die Grenze vom „sehr guten“ zum „guten Zustand“ wird bei $\square > 0,2$ gesetzt (vgl. Tabelle 7).

Die Bewertung des Vorkommens von störungsempfindlichen Taxa ist ein Kriterium, das sich auf die Zeigerwirkung bestimmter ökologischer Parameter stützt. Doch merken selbst Meyer et al. an, dass es in den Küstengewässern der Ostsee kaum Taxa gibt, die zweifelsfrei als besonders störungsempfindlich gelten. Daher wurden um ein objektiveres Maß für Störungsempfindlichkeit zu erhalten folgende Parameter als relevant für die Störungsempfindlichkeit der Taxa eingestuft (Meyer et al. 2008):

- Spezialisierung auf einen Lebensraum (z. B. Grobsand, nur epizoisch oder epiphytisch)
- Spezialisierung auf eine Nahrung
- Lebensstrategie (k-Strategen)
- Status auf der Roten Liste der Ostsee (als Grad des Einflusses der Eutrophierung, da dieser Faktor der am häufigsten genannte Gefährdungsgrund in der Roten Liste darstellt).

Arten, die einem oder mehreren dieser Kriterien entsprechen, wurden als störungsempfindlich eingestuft (derzeit 161 Arten). Um das Vorkommen störungsempfindlicher Arten bewerten zu können, ist die Stetigkeit von Bedeutung: Für jede Referenzartenliste wurden einige der empfindlichen Arten als obligatorisch eingestuft, deren Vorkommen gegeben sein muss, um den Referenzzustand zu erreichen. Die Liste dieser obligatorischen Arten wurde auf Grundlage historischer und rezenter Daten erstellt (Meyer et al. 2008). Eine Anwesenheit von empfindlichen Arten, die nicht als obligatorisch eingestuft wurden, wird als positiv bewertet. Meyer et al. legten fest, dass das Vorkommen von zwei nicht-obligatorischen Arten die Abwesenheit einer obligatorischen Art ausgleichen kann. Ein „sehr guter“ ökologischer Zustand hinsichtlich des Vorkommens störungsempfindlicher Arten ist erreicht, wenn keine Abweichung von der Referenzliste vorliegt, d.h. alle obligatorischen empfindlichen Arten vorhanden sind (oder wenn ein Nichtvorkommen durch andere (nicht-obligatorische) Arten kompensiert wird). Der „gute Zustand“ ist definiert durch eine nur geringfügige Abweichung von der Referenz: Die meisten empfindlichen Arten sind vorhanden. Die meisten bedeutet in diesem Fall, dass es sich um mehr als 66 % (Zwei-Drittel-Mehrheit) der Referenz handeln muss. In den weiteren Einteilungen („mäßiger Zustand“ und „unbefriedigender Zustand“) fehlen dann immer mehr empfindliche Arten bis schließlich der „schlechte Zustand“ mit erheblichen Abweichungen von der Referenz erreicht wird, in dem große Teile der Biozönose fehlen. Die Grenzen zwischen diesen Einteilungen werden mit dem Fisher-Test statistisch abgesichert. Ein Nachteil dieses Indizes ist, dass sich eine Fehlklassifizierung einer Art als störungsempfindlich sich direkt auf den Index auswirkt (Meyer et al. 2008).

Für die Bewertung des Vorkommens von toleranten Taxa wurde ebenfalls auf die bekannte Ökologie der Arten zurückgegriffen, um eine Identifizierung als tolerante Art zu ermöglichen. Die zur Identifizierung herangezogenen Faktoren für eine solche Identifizierung sind Eutrophierungstoleranz u/o die Einstufung der Art als r-Strategie. Dieses ergab eine Liste von 30 Arten. Auch hier wurden Referenzlisten erstellt. Da alle diese 30 Arten stetige Vertreter des Benthos sind, war eine Unterteilung in stetig und nicht-stetig wie bei den störungsempfindlichen Arten also nicht notwendig. Ein höherer Anteil von toleranten Arten als in der Referenzliste ist als „schlechterer ökologischer Zustand“ zu werten. Die Festlegung der Klassengrenzen erfolgte analog zu den empfindlichen Arten und wurde ebenfalls mit dem Fisher-Test statistisch abgesichert. Dazu merken Meyer et al. (2008) an, dass die beiden B1-Bewertungseinheiten - also damit auch das Oderhaff - vergleichsweise geringe Taxazahlen aufweisen, daher eine statistisch signifikante Abstufung der Anwesenheit von toleranten Arten nur schwer abzusichern ist.

Die gerade aufgeführten Bewertungsindizes haben alle unterschiedliche Klassengrenzen und Wertebereiche. Der nächste Schritt besteht in der Normierung dieser Indizes und der anschließenden Übertragung auf die fünfstufige Bewertungsskala nach WRRL.

Tab. 7: Klassengrenzen der Indizes für die vier Bewertungsparameter des Makrozoobenthos. Nach Selig & Sagert (2008).

Bewertungsparameter EQR _{NORM}	Sehr gut 1,0-0,8	Gut 0,8-0,6	Mäßig 0,6-0,4	Unbefriedigend 0,4-0,2	Schlecht 0,2-0,0
Artenvielfalt [TSI Index]	1,0-0,91	0,9-0,8	0,8-0,6	0,6-0,4	0,4
Abundanz [Lillefors-Test]	<0,775	0,775- 0,819	0,819- 0,895	0,895-1,035	>1,035
Empfindliche Arten [I _{sensi}]	1	1-0,7	0,7-0,5	0,5-0,25	0,25-0,0
Tolerante Arten [I _{tolerant}]	1	1-0,64	0,64-0,43	0,43-0,21	0,21-0,0

4 Referenzwerte der Fischfauna

In Deutschland werden die Küstengewässer der Ostsee in Innere und Äußere Küstengewässer unterteilt und die Einstufung der Inneren Küstengewässer als Übergangsgewässer entfällt. Das deutsche Gebiet des Stettiner Haffs ist somit als ein Inneres Küstengewässer eingestuft, weswegen die Fischfauna auch im Monitoring eigentlich keine Berücksichtigung findet (Stavenhagen 2006). Polen stuft das Große Haff dagegen als Übergangsgewässer ein und berücksichtigt bei der Bewertung auch die Fischfauna. Wegen der besseren internationalen Vergleichbarkeit erscheint es daher sinnvoll, die Fischfauna als Parameter bei der Bewertung des Stettiner Haffs mit zu berücksichtigen (Stavenhagen 2006). Um eine Vergleichbarkeit mit den polnischen Ergebnissen gewährleisten zu können, sollten die polnischen Referenzwerte für die Fischfauna verwendet werden.

5 Referenzwerte der hydromorphologischen Komponenten

Nach von Weber (2005) ist die Morphologie für die Einstufung von Küstengewässern nur von Bedeutung, wenn diese für die Ökologie relevant ist. Die bekannten Belastungen wurden anhand der vorliegenden Informationen in „nicht signifikant“ „potenziell signifikant“ und „signifikant“ differenziert. Eine potenziell signifikante bzw. signifikante Belastung ist dann gegeben, wenn sie dazu beitragen kann, dass ein Wasserkörper die Umweltziele laut Wasserrahmenrichtlinie - also den „guten Zustand“ - verfehlt.

Hinsichtlich der hydromorphologischen Komponenten erscheint es sinnvoll, den Status quo als Referenzwert zu akzeptieren. Alternativ bestünde die Möglichkeit aufgrund der starken anthropogenen Nutzung und morphometrischen Beeinträchtigung des Oderhaffs als „erheblich veränderten Wasserkörper“ einzustufen.

Der Begriff „erheblich veränderter Wasserkörper“ wurde in die WRRL aufgenommen, weil zahlreiche Wasserkörper in Europa in der Vergangenheit in großem Umfang physikalisch verändert wurden, um so verschiedenste Wassernutzungen zu ermöglichen. In Artikel 4(3)(a) sind folgende Eingriffe durch den Menschen aufgeführt, aufgrund derer ein Wasserkörper unter bestimmten Bedingungen als erheblich verändert ausgewiesen werden kann (CIS-Arbeitsgruppe 2002):

- Schifffahrt (einschließlich Hafenanlagen), Freizeit und Erholung,
- Eingriffe zur Speicherung des Wassers, z.B. für die Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung,
- Wasserregulierung, Hochwasserschutz, Landentwässerung,
- sonstige gleichermaßen bedeutende nachhaltige Eingriffe durch den Menschen.

Für diese spezifizierten Nutzungen müssen die Wasserkörper oftmals umfangreichen hydromorphologischen Veränderungen unterworfen werden, so dass eine Renaturierung bis hin zum „guten ökologischen Zustand“ selbst langfristig nicht erreichbar ist, ohne dass dabei die spezifizierten Nutzungen signifikant beeinträchtigt würden (CIS-Arbeitsgruppe 2002).

6 Referenzwerte physikalisch-chemischer Komponenten

Hinsichtlich der physikalisch-chemischen Komponenten liegen für die spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe genaue Grenzwerte vor, nach denen der ökologische und der chemische Zustand eines Gewässers eingestuft bewertet werden kann, aber für die allgemeinen Komponenten wie Sichttiefe, Sauerstoffhaushalt und Nährstoffverhältnisse existieren solche Vorgaben nicht. Die Festlegung diesbezüglicher Referenzwerte, die einen „sehr guten Zustand“ des Stettiner Haffs darstellen, erweist sich als kompliziert. Wie bereits erwähnt gibt es im gesamten Ostseegebiet keine vergleichbaren Ökosysteme in unbelastetem Zustand. Auch der Vergleich mit historischen

Bedingungen, wie sie Anfang des 20. Jahrhunderts herrschten, gestaltet sich mangels ausreichender Datenbasis als schwierig. Aus diesem Grund wird auf Expertenmeinungen, die Gewässergüteklassifizierung nach LAWA und das Modell von Schernewski et al. (2006) zurückgegriffen.

Die Nährstoffkonzentrationen und die Produktivität der Ostsee hängen von den Nährstoffeinträgen aus den Flusseinzugsgebieten ab. Die Ableitung von Referenzwerten für die Ostsee muss also in den Flusseinzugsgebieten ansetzen (Schernewski et al. 2006).

Schernewski et al. (2006) legten als Leitbild für ihre Modellierung die Obergrenzen der LAWA Güteklasse I zugrunde. Die Zielvorgaben der LAWA (1998) wurden von einer Expertenkommission erarbeitet und sind für Deutschland verbindlich. Bei den Zielvorgaben der Güteklasse 1 wird angenommen, dass sie eine Situation mit mäßiger Industrialisierung und einer Landwirtschaft ohne den Einsatz von Düngemittel widerspiegeln. Schernewski et al. (2006) datieren einen solchen Zustand auf einen Zeitpunkt vor etwa 100 Jahren. Allerdings merken die Autoren an, dass vor allem die großen Flusseinzugsgebiete auch schon vor 1900 vergleichsweise intensiv genutzt wurden und somit bereits von einer merklichen anthropogenen Belastung auszugehen sei.

Für die Modellbildung war es nötig die so genannte Grundfracht der Oder – d.h. der natürliche Transport an Stickstoff und Phosphor, der auch ohne anthropogene Einflüsse stattfindet – zu kalkulieren. Die Berechnung dieser Grundfrachten geschah analog zu Lübbe (1992, in Hamm 1993), zusätzlich wurden die Referenzwerte der Gewässergüte 1 nach LAWA (1998) errechnet und beide Ergebnisse verglichen. Dazu waren Eingangsdaten notwendig. Es wurden Datensätze der 1980er Jahre gewählt, da für diesen Zeitraum vollständige Wetter- und Abflussdaten vorliegen und zudem keine Extremjahre auftraten, wie beispielsweise in den frühen 1990er Jahren.

Für die späten 1980er Jahre betrug die Gesamtfracht der Oder an gelösten Stickstoffverbindungen etwa 70.000 t a^{-1} und an gelösten Phosphorverbindungen 5.000 t a^{-1} . Nach Lübbe (1992, in Hamm 1993) errechnen sich daraus Grundfrachten von 30.000 t a^{-1} Stickstoff und 600 t a^{-1} Phosphor (jeweils gelöste Verbindungen). Nach LAWA (1998) ergaben sich Referenzwerte von $24.073 \text{ t N a}^{-1}$ und 481 P a^{-1} . Schernewski et al. (2006) bezeichnen diese Ergebnisse als vergleichbar. Die Nährstoff- und Phytoplanktonkonzentrationen des präindustriellen Szenarios (1900) wurden unter Verwendung von gekoppelten, räumlich integrierenden Modellen, die das Odereinzugsgebiet, das Oderästuar und die gesamte Ostsee einbeziehen, berechnet. Die Modellierung ergab, dass das Phytoplanktonwachstum im Oderhaff vor 100 Jahren um etwa 70 % geringer war als heute.

In der Wasserrahmenrichtlinie werden Konzentrationen für Nährstoffe gefordert, die eine sehr gute Wasserqualität beschreiben. Die Ostsee und vor allem ihre Küstengewässer werden aber schon seit Jahrhunderten durch Besiedlung und die landwirtschaftliche Nutzung der Flusseinzugsgebiete beeinflusst. Schernewski et al. (2006) gehen davon aus, dass die Konzentrationen vor etwa einem Jahrhundert noch einen „sehr guten Zustand“ widerspiegeln und als Referenzwerte bezeichnet werden können. Zu dieser Zeit hat aber schon ein erheblicher menschlicher Einfluss vorgelegen und die Werte sind dadurch sowohl in den Flüssen als auch in den Küstengewässern höher als die natürlichen Grundfrachten.

Aktuell ist das Stettiner Haff wesentlich durch Licht limitiert und weist hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasser auch während der Vegetationsperiode auf. Entsprechend der Modellberechnungen des präindustriellen Szenarios war dies um 1900 anders und der Nährstoffgehalt hatte eine dominierende limitierende Funktion. Allerdings war das Haff auch schon zu diesem Zeitpunkt in einem eutrophen Zustand (Schernewski et al. 2006).

7 Schlussfolgerung

Die Referenzwertfestlegung des „sehr guten ökologischen“ Zustandes im Oderhaff stellt sich als sehr kompliziert dar. Das Oderhaff selbst unterliegt zu stark anthropogenen Einflüssen: Hier sind keine weitgehend unbeeinflussten Stellen mehr vorhanden, wie sie die WRRL zur Referenzwertfindung fordert. Typgleiche unbeeinflusste Gewässer sind im gesamten Ostseeraum ebenfalls nicht anzutreffen. Man ist also zur Festlegung von Referenzwerten auf die Erstellung von Modellen bzw. die Auswertung von historischen Daten angewiesen. Die hier vorgestellten Verfahren der Referenzwertfindung und der Beurteilung der biologischen Qualitätskomponenten Phytoplankton, aquatische Flora (Makroalgen und Angiospermen) sowie das Makrozoobenthos sind schlüssig und eignen sich sicher zu einer ökologischen Beurteilung eines Gewässers, entsprechen aber streng genommen nicht den Richtlinien der WRRL.

Um die Referenzwertbildung für das Phytoplankton durchführen zu können, griffen Sagert et al. (2008) auf die modellierten Referenzwerte der TN-Konzentrationen der Odermündungsregion von Schernewski et al. (2006) zurück (vgl. Kapitel 6). Diese sind das Ergebnis der Modellierung eines prä-industriellen Zustandes, stellen aber nicht den von der WRRL zur Referenzwertfindung geforderten Zustand eines vom Menschen nahezu unbeeinflussten Gewässers dar. Auch Schernewski et al. (2006) erklären, dass sich das Haff bereits in diesem prä-industriellen Zeitraum in einem eutrophen Zustand befand. Aus diesem Grund stellen die von Sagert et al. (2008) entwickelten Referenzkriterien des Phytoplanktons nicht den in der WRRL beschriebenen „sehr guten ökologischen Zustand“ dar, sondern den eines bereits vom Menschen beeinflussten eutrophen Oberflächengewässers.

Selig et al. (2006) schufen ein Bewertungskriterium für die Makrophyten. Dadurch ist es möglich, das Gewässer aufgrund der Verringerung der unteren Verbreitungsgrenze der Makrophyten und der Annahme der prozentualen (logarithmischen) Verringerung der Lichteindringtiefe sowie der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften in fünf verschiedene ökologische Stufen einzuteilen und damit auch Referenzwerte für den „sehr guten“ ökologischen Zustand zu definieren. Der für andere Küstengewässer entworfene Ansatz der Verringerung der Lichteindringtiefe konnte auf die B1-Wasserkörper jedoch nicht übertragen werden, da die daraus resultierenden sehr geringen Verbreitungstiefen bereits den „guten“ ökologischen Zustand widerspiegeln würden, was jedoch nicht den realen Bedingungen entspricht. Es musste daher für diese Wasserkörper eine „Aufwertung“ der Klassengrenzen der Tiefenverbreitung erfolgen. Die Klasse „sehr gut/gut“ orientiert sich am 1 %-igen Rückgang des Oberflächenlichtes, die Klasse „gut/mäßig“ am 5 %-igen Rückgang des Lichteinfalls. Die Klasse „mäßig/unbefriedigend“ wurde mit einem 50 %-igen Rückgang der Lichteindringtiefe festgesetzt. Allerdings schreiben Selig et al. (2008) auch, dass die Ausweisung der Tiefengrenzen in den sehr flachen B1-Wasserkörpern als problematisch zu betrachten sei. Hier seien auch deutlich die Grenzen (Schwächen) dieser Bewertungsmethodik erkennbar (Selig et al. 2008).

Für das Makrozoobenthos schufen Meyer et al. (2008) einen Ansatz der Referenzwertbildung, der auf Abundanz, Artenvielfalt und Anteil störungsempfindlicher sowie toleranter Arten basiert. Für jeden dieser Kriterien wird ein Index ermittelt. Der Gesamtmedian aller Indizes ergibt dann die ökologische Charakterisierung gemäß WRRL. Ein weiteres grundlegendes Element dieses Ansatzes ist die Erstellung von Referenzartenlisten. Diese Referenzlisten stellen die potenzielle maximale Artenzahl für den jeweiligen Gewässer- und Substrattyp unter den aktuell vorherrschenden ökologischen Bedingungen dar oder die potenzielle maximale Artenzahl, die sich aus der Auswertung historischer Daten ergibt. Dieses entspricht aber nicht den Vorgaben der WRRL, die vorsieht, dass Referenzen gesucht bzw. erarbeitet werden, die einen „sehr guten ökologischen Zustand“ widerspiegeln, d.h. einen Zustand, ohne anthropogene Einflüsse. Bei dem Ansatz von Meyer et al. (2008) wird dagegen die bestmögliche potenzielle naturräumliche Ausstattung der aktuellen bzw. einer historischen Situation als Referenz herangezogen. Dabei wird nicht Rechnung getragen, inwieweit diese Situation (z.B. die Nährstoffsituation) vom „sehr guten ökologischen Zustand“ entfernt ist.

Hinsichtlich der Fischfauna existiert noch kein Referenzwert für das deutsche Oderhaffgebiet. Gemäß der Einstufung als Küstengewässer ist dieses auch nicht notwendig. Da aber Polen das Oderhaff als Übergangsgewässer einstuft, wäre es für die bessere Vergleichbarkeit ratsam, auch für die Fischfauna einen Referenzwert zu erarbeiten oder die polnischen Referenzwerte zu übernehmen.

Auch für die hydromorphologischen Komponenten wurde noch kein Bewertungsverfahren sprich Referenzwerte erarbeitet. Sinnvoll könnte es aber sein den Status quo als Referenzwert zu akzeptieren, obgleich dieses nicht den Vorgaben der WRRL entspräche. Alternativ bestände die Möglichkeit aufgrund der starken anthropogenen Nutzung und morphologischen Beeinträchtigung das Oderhaff nicht als Küstengewässer, sondern als „stark veränderten Wasserkörper“ einzustufen. Eine solche Einstufung wäre aufgrund der im Oderhaff durchgeführten anthropogenen langfristigen morphologischen Veränderungen wie Hafenanlagen oder Küsten- bzw. Hochwasserschutz durchaus denkbar.

Bezüglich der physikalisch-chemischen Komponenten liegen zwar für die spezifischen synthetischen und nichtsynthetischen Schadstoffe genaue Grenzwerte vor, die zur Bewertung des ökologischen und chemischen Zustandes eines Gewässers herangezogen werden können, aber für die allgemeinen Komponenten wie Sichttiefe, Sauerstoffhaushalt und Nährstoffverhältnisse existieren solche Vorgaben nicht. Da es auch hier keine Referenzwerte von anderen Gebieten der Ostsee gibt, müssen auch für diese Komponenten Modelle erstellt werden. Auch hier soll der Referenzwert laut WRRL einen vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Zustand widerspiegeln. Schernewski et al. (2006) datieren einen solchen Zustand auf einen Zeitpunkt vor etwa 100 Jahren, also etwa vor 1900. Schernewski et al. (2006) gehen davon aus, dass die Konzentrationen vor etwa einem Jahrhundert noch einen „sehr guten Zustand“ widerspiegeln und als Referenzwerte bezeichnet werden können. Zu dieser Zeit hat aber auch schon ein erheblicher menschlicher Einfluss vorgelegen und die Werte sind dadurch sowohl in den Flüssen als auch in den Küstengewässern höher als die natürlichen Grundfrachten, so dass sich das Haff auch schon damals in einem eutrophen Zustand befand (Schernewski et al. 2006).

Der in der WRRL gewählte Ansatz, den Zielzustand anhand der Gewässerqualität in prä-industriellen Zeiten zu definieren, ist generell nicht unumstritten, denn für zahlreiche Gewässer – wie auch das Oderhaff – ist es fragwürdig, ob dieser Zustand praktisch überhaupt wiederhergestellt werden kann. Ein Managementziel, das auch langfristig nicht erreicht werden kann, ist aber wenig sinnvoll.

Literatur

- Brandt, K. (1896/97): Über das Stettiner Haff. – Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung Deutscher Meere). Bd. 1 (Heft 2): 107-130.
- Blümel, C., Domin, A., Krause, J.C., Schubert, M. Schiewer, U. & Schubert, H. (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 10, S. 5-111.
- CIS-Arbeitsgruppe 2.2 (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern. Übersetzung der englischen Originalfassung. Umweltbundesamt.
- Domin, A., Schubert, H., Krause, J.C. & Schiewer, U. (2004): Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern baltic sea. *Hydrobiologia*. 514. 29-39.
- Hamm, A. (1993): Problembereich Nährstoffe aus wasserwirtschaftlicher Sicht. *Agrospektrum* 21: 11-21.
- LAWA (1998): Gewässerbewertung – Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fliessgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- Meyer, Th., Berg, T. & Fürhaupter, K. (2008): Ostsee-Makrozoobenthos – Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. MARILIM.
- Sagert, S.; Schubert, H. & Rieling, T.: (2006): Umsetzung der WRRL an der deutschen Ostseeküste – Entwicklung eines Bewertungsansatzes für die Qualitätskomponente Phytoplankton auf der Basis von Langzeitmonitoringdaten. In: 11. Gewässersymposium des LUNG: Zum Zustand der Küstengewässer

- Mecklenburg-Vorpommerns – gestern, heute und morgen. Güstrow. Juni 2006. www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3_pub_gewsymp11_vortrag00_abstracts.pdf
- Sagert, S., Selig, U., & Schubert, H. (2008): Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Rostock. Heft 20, S. 45-69.
- Schernewski, G., Neumann, T. & Wielgat, M. (2006): Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 15. 7-23.
- Schubert, H.; Bahnwart, M.; Blümel, C.; Eggert, A.; Krause, J.; Rieling, T.; Sagert, S.; Schubert, M. & Selig, U. (2005): Ökologische Bewertung innerer Küstengewässer mittels Phytoplankton und Makroalgen und Angiospermen. In: Feld, C.; Rödiger, S.; Sommerhäuser, M.; & Friedrich, G., Typologie, Bewertung und Management von Oberflächengewässern. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 151-164
- Selig, U., Schories, D. & Schubert, H. (2006): Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie an der deutschen Ostseeküste - Erarbeitung eines Bewertungsansatzes und Monitoringschemas für die biologische Qualitätskomponente Makroalgen und Angiospermen. In: 11. Gewässersymposium des LUNG: Zum Zustand der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – gestern, heute und morgen. Güstrow. 2006. www.lung.mv-regierung.de/dateien/a3_pub_gewsymp11_vortrag00_abstracts.pdf
- Selig, U., Schories, D. Pehlke, C. & Schubert, H. (2008): Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Rostock. Heft 20, S. 25-44.
- Selig, U. & Sagert, S. (2008): Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Rostock. Heft 20, S. 91-108.
- Stavenhagen, P. (2006): Anwendung ökologischer Indikatoren zur Beschreibung der Umweltqualität von inneren Küstengewässern, am Beispiel des Stettiner Haffs. IKZM-Oder Berichte 26.
- Warwick, R.M. & Clarke, K.M. (1995): New biodiversity measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Mar. Ecol. Prog. Ser. 129, 301-305.
- Weber, M. von (2005): Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. Heft 14. S. 7-15.
- Wielgat, M. & Witek, Z. (2004): A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget. In: G. Schernewski & T. Dolch (Hrsg.): The Oder estuary, against the background of the Water Framework Directive. In: Mar. Sci. Rep. 57, 99-125.

Danksagung

Die Arbeit ist im Rahmen des Projektes "Forschung für ein integriertes Küstenzonenmanagement in der Odermündungsregion (IKZM-Oder)" entstanden und wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert.

Adresse

Hendrik Pehlke
Institut für Angewandte Ökologie (IfAÖ)
Alte Dorfstr. 11
18184 Neu-Broderstorf, Deutschland

pehlke@ifaoe.de