

Uwe SELIG* & Sigrid SAGERT

Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock

*uwe.selig@uni-rostock.de

Vergleich der drei biologischen Qualitätskomponenten zur Bewertung der Küstengewässer – Analyse eines Gesamtansatzes

Comparison of biological elements for the classification of the ecological status of coastal waters on the Southern Baltic Sea

Abstract

The biological elements phytoplankton, aquatic flora and benthic invertebrate fauna were used for the classification of the ecological status of coastal waters (Southern Baltic Sea). For each of these quality elements classification approaches were developed, based on the common national typology. The guidelines of the Water Framework Directive proposes the 'one out - all out'-approach for classification. On the other hand the guideline gives no framework for calculation strategies within a component between transects, habitats and years. An assessment data set of three coastal waters from the last six years was used to test and discuss the various calculation steps. At the end of this process the ecological status of the water bodies were determined.

The various evaluation parameters within the assessment tool of each quality component show a high variability. In addition, the quality elements detect different ecological status for the same water body. For all investigated water bodies, the highest ecological status was indicated by the quality component macrozoobenthos, whereas in all cases the phytoplankton component detects the lowest ecological value. These differences may be attributed to the different sensitivity of the assessment tools, to the different sensitivity of quality elements as well as to deficiencies in the monitoring. Therefore the authors propose the strict implementation of the monitoring strategies according to the requirements of the classification approaches.

Keywords: classification, phytoplankton, macroalgae and angiosperms, invertebrate fauna, Baltic Sea

1 Einführung und Zielsetzung

Die Richtlinie zur Inkraftsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus dem Jahr 2000 definiert die Komponenten, welche für die Bewertung der einzelnen Oberflächengewässer herangezogen werden müssen (EU 2000). Für die ökologische Zustandsbewertung der Küstengewässer sind die biologischen Quali-

tätskomponenten Phytoplankton, aquatische Flora (Makroalgen und Angiospermen) sowie das Makrozoobenthos zu berücksichtigen. In den letzten Jahren wurden für diese drei Komponenten Bewertungsverfahren entwickelt, welche die spezifischen Besonderheiten der Küstengewässer der deutschen Ostsee berücksichtigen.

Für das Phytoplankton liegen zwei Bewertungsansätze (SAGERT et al. 2008) vor, die sich durch ihre saisonale Ausrichtung und die verwendeten Bewertungsparameter unterscheiden. Beide Ansätze bewerten die verschiedenen Küstengewässertypen nach den jeweils gleichen Kriterien. Die Bewertung des Makrozoobenthos (MEYER et al. 2007) erfolgt in allen Küstengewässertypen mit Hilfe von vier Bewertungsparametern und unter Berücksichtigung von drei typischen Lebensräumen (Phytal, Hartboden und Weichboden). Für die Bewertung der Makroalgen und Angiospermen (im Weiteren als Makrophyten bezeichnet) wurden für innere (SELIG et al. 2008) und äußere Küstengewässer (FÜRHAUPTER et al. 2006 basierend auf SCHORIES et al. 2006) separate Bewertungsansätze entwickelt, die beide auf der Erfassung der Tiefengrenzen und der Charakterisierung der Zusammensetzung der Flora basieren.

Der durch die EU-WRRL festgelegte Bewertungszeitraum beträgt 6 Jahre. In dieser Zeit sind in Abhängigkeit vom jeweiligen Oberflächengewässer und der zu betrachtenden biologischen Qualitätskomponente unterschiedliche Untersuchungsperioden und -rhythmen festgelegt worden. Allgemein sollte die Überwachungsfrequenz dem Bewertungsverfahren sowie den natürlichen Gegebenheiten des Gewässers angepasst sein, so dass die natürliche Schwankungsbreite der untersuchten Parameter erfasst werden kann. Dabei sind die Zeitpunkte der Überwachung so zu wählen, dass die Auswirkungen jahreszeitlich bedingter Schwankungen auf die Ergebnisse so gering wie möglich sind, um die anthropogen bedingten Veränderungen des Wasserkörpers sicher ausweisen zu können. Um dieses Ziel zu erreichen, sind gegebenenfalls zusätzliche Überwachungen durchzuführen (EU-WRRL Anhang V).

Für alle drei Qualitätskomponenten ist bei der überblicksweisen Überwachung eine Zeitspanne von mindestens 3 Jahren vorgeschlagen. Innerhalb dieses Zeitraums ist für das Makrophyto- und Makrozoobenthos eine einmalige Beprobung vorgesehen. Das Phytoplankton muss innerhalb dieses Zeitintervalls 6 Mal innerhalb eines Jahres beprobt werden (LAWA 2005). Wird der „gute“ ökologische Zustand nicht erreicht, so ist ein intensives Monitoring (operatives Monitoring) erforderlich, dessen Ausgestaltung nicht näher spezifiziert ist.

Die Bewertung der Küstengewässer und die Evaluation der einzelnen Bewertungsstrategien setzen ein dem Bewertungssystem angepasstes Monitoring für alle Wasserkörper voraus. Die Erfüllung dieser Voraussetzung ist für die Küstengewässer derzeit noch nicht abgeschlossen. Deshalb konnten zunächst nur die aktuell vorliegenden Monitoringdaten zum Phytoplankton, zu den Makrophyten und zum Makrozoobenthos genutzt werden, um exemplarisch an drei Wasserkörpern eine Analyse der Verrechnungssysteme innerhalb der Komponenten als auch eine Betrachtung zur Gesamtbewertung vorzunehmen.

2 Material und Methoden

2.1 Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Im Rahmen dieser Analyse werden drei Küstengewässer an der mecklenburg-vorpommerischen Ostseeküste verglichen. Die Gewässer Wismarbuch (Nordteil),

Greifswalder Bodden und Kleines Haff unterscheiden sich hinsichtlich ihrer morphologischen und hydrographischen Kenngrößen. Nach der vorliegenden Typisierung (vgl. SAGERT et al. 2008) wird die Wismarbucht als B2(b)-, der Greifswalder Bodden als B2(a)- und das Kleine Haff als B1(a)-Wasserkörper eingestuft. Tab. 1 gibt einen Überblick über morphologische und hydrographische Kenndaten dieser drei Gewässer. Es wird deutlich, dass sie sich sowohl durch das Einzugsgebiet, den Wasseraustausch als auch die Salinität unterscheiden.

Tab. 1 Morphologische und hydrographische Kenngrößen der drei betrachteten Gewässer. *Klassifizierung der Gewässergüte nach der „Richtlinie zur Klassifizierung der Seegewässer“ (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 2003-2006) Klasse 1 - oligotroph, Klasse 2 - mesotroph, Klasse 3 – eutroph, Klasse 4 - stark eutroph, Klasse 5 - polytroph, Klasse 6 – hypertroph.

	Wismarer Bucht	Greifswalder Bodden	Kleines Haff
Fläche	169	510	660
maximale Tiefe [m]	12,1	13,5	8,5
mittlere Tiefe [m]	6,0	5,8	3,4
Wasservolumen [10^6 m^3]	1014	2960	3310
Oberflächen [km]	186,9	510	687
Einzugsgebiet [km ²]	1059	665	122712
Flächenquotient [EZG/Oberfläche]	6,3	1,3	186
Salinität mittl./min./max. [PSU]	13,2 / 11 / 24	7,3 / 4 / 8	1,4 / 0,2 / 5,4
Einstrom aus der Ostsee [$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$]		34620	7560
Ausstrom in der Ostsee [$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$]		34710	22370
Süßwasserzufluss [$10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$]		110	15050
Klassifizierung* Mittelwert 2002-06	2	3	4
Messpunkte Chemie/Phytoplankton	WB3, WB1, WB4	GB19, GB2, GB7	KHM, KHO, KHJ

2.2 Bewertungsverfahren Phytoplankton

Die Bewertungsansätze für das Phytoplankton werden ausführlich in SAGERT et al. (2008) dargestellt. Für die Bewertung werden die Mittelwerte von sommerlichen Beprobungen (Mai-September) herangezogen. Das Verfahren beruht auf der Verrechnung von vier Bewertungsparametern (Tab. 2) 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).

Tab. 2 Referenzwerte und Klassengrenzen der Chl a-Konzentration, des Phytoplankton-Gesamtbio- volumens, des Biovolumens der Cyanophyceae und der Cryptophyceae für die Gewässertypen B1a/b, B2a und B2b.. Ref. wert: Referenzwert, Biovol.: Gesamtbiovolumen, Cyanoph.: Cyanophyceae, Chloroph.: Chlorophyceae, nb: nicht bewertet.

Typ	Bewertungs- parameter [EQR _{norm}]	Ref. wert	sehr gut	gut	mäßig	unbefrie- digend	schlecht
			1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,0
B1a/b	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	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
B2a	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,6	1,6-1,8	1,8-2,4	2,4-4,2	4,2-21,5	>21,5
	Biovol. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,48	0,48-0,52	0,52-0,66	0,66-1,01	1,01-3,89	>3,89
	Cyanoph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,14	0,14-0,16	0,16-0,21	0,21-0,37	0,37-2,1	>2,1
	Chloroph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,009)	nb	nb	0,015-0,03	0,030-0,267	>0,267
B2b	Chl a [$\mu\text{g l}^{-1}$]	1,3	1,3-1,4	1,4-1,95	1,95-3,2	3,2-15,7	>15,7
	Biovol. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,4	0,4-0,45	0,45-0,55	0,55-0,85	0,85-3	>3
	Cyanoph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	0,11	0,11-0,12	0,12-0,17	0,17-0,29	0,29-1,5	>1,5
	Chloroph. [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$]	(0,007)	nb	nb	0,011-0,022	0,022-0,176	>0,176

2.3 Bewertungsverfahren Makrophyten

Für innere Küstengewässer wurden die Bewertungsansätze für die Qualitätskomponente Makrophyten durch SCHUBERT et al. (2003) 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. Die drei Bewertungsparameter werden über den Median verrechnet. Dazu werden die unteren Verbreitungsgrenzen auf einer Skala von 0 bis 1 entsprechend den Klassengrenzen in Tab. 3 zu einem EQR_{norm}-Wert transformiert. Für den Bewertungsparameter „Pflanzengemeinschaften“ erfolgt die Zuordnung einer ökologischen Wertigkeit („ecological value“ EV) an Hand der aufgestellten Degrada-tionsreihen (SELIG et al. 2008). Für die Verrechnung mit den unteren Verbreitungsgrenzen wird nur die Pflanzengemeinschaft mit der höchsten Wertigkeit in allen Tie-fenstufen des Untersuchungstransektes berücksichtigt.

2.4 Bewertungsverfahren Makrozoobenthos

Die Bewertungsansätze des Makrozoobenthos wurden durch MEYER et al. (2007) entwickelt. Der als MARBIT bezeichnete Index charakterisiert die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft anhand der vier Bewertungsparameter Artenvielfalt, Abundanz, störungsempfindliche sowie -tolerante Taxa. Für jede der 11 ausgewie-senen Bewertungseinheiten (vgl. SAGERT et al. 2008) stehen Referenzlisten für drei Habitate (Phytal, Hartboden und Weichboden) zur Verfügung. Die Artenvielfalt wird über die taxonomische Spreizung (TSI - taxonomic spread index) bewertet. Stör-ungsempfindliche und -tolerante Arten wurden mit Hilfe der Autökologie der Arten identifiziert. Dabei wurden nur die Arten berücksichtigt, welche auch in den Refe-renzlisten aufgeführt sind. Die Beprobung und Bewertung erfolgt immer substratspe-zifisch. Dazu wird jeweils ein Index für jeden der vier Bewertungsparameter berech-net. Diese Indizes werden auf das Intervall zwischen 0 und 1 normiert (EQR_{norm}). Die

Verrechnung der vier normierten EQR-Werte erfolgt über den Median. In Tab. 4 sind die Klassengrenzen der Indizes für die vier Bewertungsparameter dargestellt.

Tab. 3 Klassengrenzen der unteren Verbreitungsgrenzen der Characeen- und Spermatophyten-Gemeinschaften und Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Degradationsstufen. Pflanzengemeinschaften: BGrArm Bodden-Großarmleuchteralgen, BKIArm Bodden-Kleinarmleuchteralgen, ChRuci Characeen- *Ruppia cirrhosa*-Gemeinschaft, ChZoma Characeen-*Zostera marina*-Gemeinschaft, MP *Myriophyllum-Potamogeton*-Gemeinschaft, Nm *Najas marina*-Gemeinschaft, Ruci *Ruppia cirrhosa*-Gemeinschaft, Zoma *Zostera marina*-Gemeinschaft, CharaB Characeen-Bestand, CeraPot *Ceratophyllum-Potamogeton*-Gemeinschaft, Ranu *Ranunculus*-Gemeinschaft, Pota *Potamogeton*-Gemeinschaft, SpermB Spermatophyten-Bestand, kPG keine Pflanzengemeinschaft, kV keine Vegetation

Bewertungsparameter	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
[EQR _{norm}]	1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,0
<u>Wismarbuch</u>					
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	8,0 – 7,6	7,6 – 6,3	6,3 – 3,5	3,5 – 1,8	1,8 – 0,0
Characeen	5,2 – 4,5	4,5 – 2,8	2,8 – 0,5	< 0,5	
Pflanzengemeinschaft	BKIArm	ChZoma ChRuci	CharaB Zoma Ruci	MP	SpermB kPG kV
<u>Greifswalder Bodden</u>					
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	7,3 – 7,0	7,0 – 5,9	5,9 – 3,3	3,3 – 1,7	1,7 – 0,0
Characeen	5,0 – 4,4	4,4 – 2,7	2,7 – 0,5	< 0,5	
Pflanzengemeinschaft	BKIArm	ChZoma ChRuci	CharaB Nm, Ruci Zoma	MP	SpermB kPG kV
<u>Kleines Haff</u>					
Untere Verbreitungsgrenze der Spermatophyten	3,0 – 1,9	1,9 – 1,3	1,3 – 0,6	0,6 – 0,3	0,3 – 0,0
Characeen	2,0 – 1,2	1,2 – 1,0	1,0 – 0,3	< 0,3	
Pflanzengemeinschaft	BKIArm BGrArm	ChRuci	CharaB, Ruci Nm, Pota CeraPot	MP Ranu	SpermB kPG kV

Tab. 4 Klassengrenzen der Indizes für die vier Bewertungsparameter des Makrozoobenthos.

Bewertungsparameter	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
EQR _{norm}	1,0 - 0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	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 - 0,0
Abundanz [Lilliefors-Test]	< 0,775	0,775 – 0,819	0,819 - 0,895	0,895 - 1,035	> 1,035
empfindliche Taxa [I _{sensi}]	1	1 - 0,7	0,7 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25 - 0,00
tolerante Arten [I _{tolerant}]	1	1 - 0,64	0,64 - 0,43	0,43 - 0,21	0,21 - 0,0

3 Ergebnisse

3.1 Bewertung des Phytoplanktons

3.1.1 Bewertung anhand der Chlorophyll *a*-Konzentration

International kommt in der Phytoplanktonbewertung bisher nur der Bewertungsparameter Chl *a*-Konzentration zum Einsatz. Die international festgelegten Referenzwerte gelten im Bereich der äußeren Küstengewässer der südlichen Ostsee. Ihre Festlegung beruht auf Rückrechnungsverfahren der Gesamt-Stickstoffkonzentration. Für die Berechnung der typspezifischen Referenzwerte der deutschen Küstengewässer wurde auch auf dieses Verfahren zurückgegriffen. Die Bewertung der Chl *a*-Konzentration ist demnach sehr eng an die modellierten Hintergrundkonzentrationen des Gesamtstickstoffs gekoppelt (SAGERT et al. 2008). Die in der Bewertung der Jahre 2002-2007 berechneten Bewertungen zeigen für alle Gewässer einen „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand an (Tab. 5). Einzig für die Wismarbucht konnten in den Jahren 2005 und 2007 „mäßige“ Zustandseinschätzungen getroffen werden.

Tab. 5 Ermittlung der Bewertungsklasse der Gewässer Wismarbucht (WB), Greifswalder Bodden (GB) und Kleines Haff (KH) auf Basis der Chl *a*-Konzentration [$\mu\text{g l}^{-1}$].

		B1a			B2a			B2b		
		KHM	KHO	KHJ	GB19	GB2	GB7	WB3	WB1	WB4
2002	EQR	0,12	0,12	0,11	0,11	0,09	0,12	0,29	0,11	0,20
	EQR _{norm}	0,23	0,23	0,23	0,23	0,21	0,23	0,34	0,23	0,28
2002	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2003	EQR	0,10	0,08	0,13	0,12	0,17	0,13	0,16	0,09	0,49
	EQR _{norm}	0,22	0,21	0,24	0,23	0,26	0,24	0,26	0,21	0,48
2003	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	3
2004	EQR	0,11	0,15	0,15	0,11	0,13	0,15	0,29	0,18	0,34
	EQR _{norm}	0,23	0,25	0,25	0,23	0,24	0,25	0,34	0,27	0,37
2004	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2005	EQR	0,10	0,11	0,11	0,16	0,13	0,16	0,43	0,18	0,53
	EQR _{norm}	0,22	0,23	0,23	0,26	0,24	0,26	0,43	0,27	0,50
2005	Klasse	4	4	4	4	4	4	3	4	3
2006	EQR	0,19	0,14	0,17	0,09	0,10	0,11	0,15	0,22	0,17
	EQR _{norm}	0,28	0,24	0,26	0,21	0,22	0,23	0,25	0,30	0,26
2006	Klasse	4	4	4	4	4	4	4	4	4
2007	EQR	0,08	0,09	0,10	0,18	0,20	0,24	0,55	0,15	
	EQR _{norm}	0,21	0,21	0,22	0,27	0,28	0,31	0,52	0,25	
2007	Klasse	4	4	4	4	4	4	3	4	

3.1.2 Bewertung anhand des Phytoplanktonindex PPI_{cw}

Für die Wasserkörper Wismarbucht (WB3) und Kleines Haff (KHM) liegen im Bewertungszeitraum keine jährlichen Beprobungen vor. Es stehen nur Daten für die Jahre 2002-2004 zur Verfügung (Tab. 6). Die Bewertungsergebnisse des Phytoplanktonindex PPI_{cw} zeigen für die Stationen GB19 und KHM bei leicht erhöhten gesamt EQR-Werten die gleichen Ergebnisse wie die isolierte Bewertung durch den Bewertungsparameter Chl *a*. In der Wismarbucht wird die schlechte Bewertung durch den Einzelbewertungsparameter Chl *a* durch das Fehlen des Störungsanzeigers

„Cyanophyceae“ und die geringen Gesamtbiovolumina im PPI-Gesamtindex wesentlich verbessert. Hier können „gute“ bis „mäßige“ ökologische Zustände berechnet werden. Es ist jedoch anzumerken, dass die Diskrepanz zwischen hohen Chl a-Konzentrationen und geringen Biovolumina in der Wismarbucht z. T. methodisch bedingt sein kann. In diesem Falle könnten Organismen mit sehr kleinen Biovolumina mikroskopisch nicht erfasst worden sein, die in die Chl a-Konzentrationsberechnung jedoch mit eingehen. Dies würde zu einer Überbewertung der ökologischen Qualität durch den PPI_{cw} führen.

Tab. 6 Ermittlung des PPI_{cw} der Stationen WB3, GB19 und KHM auf Basis der Einzelbewertungsparameter. Zur Mittelwertbildung wurden die Bewertungsparameter gewichtet (Wichtungsfaktoren: Chl a 4, Gesamtbiovolumen 2, Cyanophyceae 1, Chlorophyceae 0,5). Cy Bewertungsparameter Biovolumen Cyanophyceae, Cho Bewertungsparameter Biovolumen Chlorophyceae, Ges Bewertungsparameter Gesamtbiovolumen, Chl Bewertungsparameter Chl a. nb nicht bewertet

Jahr	Messwert [$mm^3 l^{-1}$]			EQR			EQR _{norm}			Chl	PPI_{cw}
	Cy	Cho	Ges	Cy	Cho	Ges	Cy	Cho	Ges		
WB3											
2002	0,04	0,051	0,7	1,00	0,14	0,54	1,00	0,26	0,45	0,34	0,45
2003	0,01	0,015	0,5	1,00	0,47	0,89	1,00	0,47	0,80	0,26	0,51
2004	0,00	0,001	0,2	1,00	1,00	1,00	1,00	nb	1,00	0,34	0,62
GB19											
2002	1,39	0,021	2,7	0,10	0,42	0,18	0,21	0,56	0,23	0,23	0,25
2003	0,27	0,007	1,5	0,53	1,00	0,33	0,50	nb	0,32	0,24	0,30
2004	1,20	0,076	1,6	0,12	0,12	0,29	0,23	0,27	0,30	0,23	0,25
2005	1,20	0,000	2,0	0,12	1,00	0,24	0,23	nb	0,27	0,28	0,27
2006	1,00	0,000	1,9	0,14	1,00	0,25	0,24	nb	0,27	0,21	0,23
2007	0,63	0,100	1,6	0,22	0,09	0,31	0,29	0,24	0,31	0,32	0,31
KHM											
2002	7,90	0,236	8,9	0,10	0,33	0,20	0,21	0,43	0,24	0,23	0,24
2003	4,95	0,007	15,9	0,16	1,00	0,11	0,25	nb	0,16	0,22	0,21
2004	3,29	0,174	5,1	0,24	0,45	0,35	0,31	0,47	0,33	0,23	0,28

3.2 Bewertung der Makrophyten

Die Wismarbucht wurde 2002 im ELBO-Projekt, sowie 2004, 2005 und 2007 im Rahmen des Monitoringpraxistests der Küstengewässer (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2005, 2007) untersucht. Die untere Verbreitungsgrenze der Makrophyten variierte zwischen 1,15 m und 5,70 m. Im Jahr 2002 konnten keine Characeengemeinschaften beobachtet werden, während in den Jahren 2004 und 2007 Mischgemeinschaften von Characeen und *Ruppia cirrhosa* bzw. *Zostera marina* gesichtet wurden (Tab. 7).

Der Greifswalder Bodden wurde seit dem Jahr 2002 vier Mal an verschiedenen Transekten beprobt. In allen Jahren wurden Characeengemeinschaften gefunden, deren untere Verbreitungsgrenze zwischen 0,5 und 1,5 m schwankte. Die Verbreitungsgrenze der gesamten submersen Vegetation variierte sehr stark zwischen den einzelnen Untersuchungstransekten und lag zwischen 1,5 und 3,6 m (Tab. 8).

Tab. 7 Bewertung der Makrophyten der Wismarbuch (Nordteil) basierend auf den Untersuchungen von 2002, 2004, 2005 und 2007 - Ergebnisse des ELBO-Projekts (SCHUBERT et al. 2003) sowie der Praxistests 2004 und 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 3, Stationsnamen: Ki/KIR Kirchsee, Br Breitling Poel, EGG Eggers Wiek, WOH Wohlenberger Wiek

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzengemeinschaft	EVR _{PG}	EQR _{MP}
	[m]	EQR	[m]	EQR			Median/Mittel
2002							
Ki1	1,50	0,17	-	0,00	Ruci	0,5	0,17/ 22
Br	1,15	0,13	-	0,00	Ruci	0,5	0,13/ 0,21
2004							
Ki1	2,00	0,22	2,00	0,53	ChZoma	0,8	0,53/ 52
2007							
KIR 1	3,70	0,41	1,50	0,49	ChZoma	0,8	0,49/ 0,57
EGG 1	5,70	0,56	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,56/ 0,56
WOH 1	4,80	0,49	2,00	0,53	ChZoma	0,8	0,53/ 0,53

Tab. 8 Bewertung der Makrophyten des Greifswalder Boddens basierend auf den Untersuchungen von 2002, 2004, 2005 und 2007 - Ergebnisse des ELBO-Projekts (SCHUBERT et al. 2003) sowie der Praxistests 2004, 2005 und 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2005, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 3, Stationsnamen HW Hagensche Wieck, SS Selliner See, G Ludwigsburg, VL Vilm, ZIC Kanin, ZUD Zudar, LUB Lubmin

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzengemeinschaft	EVR _{PG}	EQR _{MP}
	[m]	EQR	[m]	EQR			Median/Mittel
2002							
HW	1,50	0,18	-	0,00	Zoma	0,5	0,18/ 0,23
SS	1,50	0,18	0,50	0,40	ChRuci	0,8	0,40/ 0,46
2004							
G-1	2,00	0,24	-	0,00	Zoma	0,5	0,24/ 0,25
HW	3,00	0,36	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,55
R1	2,00	0,24		0,00	Ruci	0,5	0,24/ 0,25
2005							
VL1	3,00	0,42	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,57
2007							
VL1	3,10	0,38	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,56
ZIC	3,20	0,39	1,50	0,49	ChRuci	0,8	0,49/ 0,56
ZUD	3,00	0,36	-	0,00	Zoma	0,5	0,36/ 0,29
LUB	3,60	0,42	-	0,00	Zoma	0,5	0,42/ 0,31

Das Kleine Haff wurde im vergangenen 6-Jahreszeitraum nur in zwei Jahren untersucht. 2005 erfolgte eine Untersuchung an fünf Transekten des Nord- und Südufers, während 2007 nur ein Transekt beprobt wurde. Characeen konnten nicht nachgewiesen werden. Es dominierten *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus* und *P. pectinatus*. Die untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation schwankte zwischen 1,1 und 2,5 m (Tab. 9).

Tab. 9 Bewertung der Makrophyten des Kleinen Haffs basierend auf den Untersuchungen von 2007 (Ergebnisse des ÖKOBE-Projektes, unveröffentlicht) sowie des Praxistests 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 3, Stationsnamen: AW Altwarp, Be Bellin, GU Gummlin, NE Neverow, WE Welzin, KAR Karnin Ost

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzenge- meinschaft	EVR _{PG}	EQR _{MP} Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR			
2005							
AW	1,30	0,60	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,37
BE	1,35	0,62	-	0,00	Pota	0,5	0,507 0,37
GU	2,50	0,91	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,47
NE	1,50	0,67	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,39
WE	1,10	0,54	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,35
2007							
KAR1	2,20	0,85	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,45

Während die untere Verbreitungsgrenze in den Praxistests bereits gezielt untersucht und erfasst wurde, sind während der Projektuntersuchungen nur definierte Tiefenstufen beprobt worden, da diese Untersuchungen nicht auf die Bewertung mit Hilfe dieses Parameters ausgerichtet waren. Die ungenaue Erfassung der unteren Verbreitungsgrenze dürfte der Grund für die auffallend geringen EQR-Werte im Jahre 2002 sein. Darüber hinaus erfolgte die Beprobung in den einzelnen Jahren an verschiedenen Transekten, womit die starken Schwankungen der Verbreitungsgrenzen, insbesondere in der Wismarbucht, zu erklären sind.

3.3 Bewertung des Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos wurde 2007 erstmalig mit den neuen Beprobungs- und Bewertungsverfahren untersucht. Dabei sind die Habitate Phytal und Weichboden an zwei (Greifswalder Bodden) bzw. einem Standort je Gewässer untersucht worden. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen z. T. eine hohe Abweichung in Abhängigkeit von den einzelnen Bewertungsparametern. So wurde das Phytal des Standortes Lubmin im Greifswalder Bodden anhand der Einzelindizes mit „unbefriedigend“ (Artenvielfalt), „sehr gut“ (Abundanz), „mäßig“ (empfindliche Arten) und „gut“ (tolerante Arten) bewertet (Tab. 10). Die Bewertung des Weichbodens schwankte im gleichen Untersuchungsgebiet dagegen nur zwischen „gut“ und „mäßig“. Für beide Habitate wurde dieser Standort durch Bildung des Medians mit „gut“ bewertet, wohingegen der Standort Vilm anhand beider Habitate mit „mäßig“ bewertet wurde.

Für die Gewässer Kleines Haff und Wismarbucht wurde auch eine große Schwankungsbreite in Abhängigkeit von den betrachteten Einzelindizes errechnet (Tab. 11). Während die Wismarbucht in beiden Habitaten mit „gut“ eingestuft wurde, wurde das Kleine Haff an zwei Standorten mit Weichbodensubstrat mit „mäßig“ und „unbefriedigend“ bewertet.

Tab. 10 Bewertung des Greifswalder Boddens (GB) anhand des Makrozoobenthos im Jahr 2007. Die Beprobung und Berechnung erfolgte durch das Institut für Angewandte Ökologie (Broderstorf).

	Wasserkörper Transekt Habitat	GB Lubmin Phytal	GB Lubmin Weichb.	GB Vilm Phytal	GB Vilm Weichb.
TSI	Index	0,572	0,617	0,557	0,708
	EQR _{norm}	0,372	0,417	0,357	0,508
	Klasse	4	3	4	3
Lilliefors	Index	0,500	0,569	0,500	0,699
	EQR _{norm}	0,800	0,662	0,800	0,487
	Klasse	1	2	1	3
empfindliche Taxa	Index	0,533	0,750	0,367	0,625
	EQR _{norm}	0,433	0,633	0,293	0,525
	Klasse	3	2	4	3
tolerante Taxa	Index	0,988	0,833	0,706	0,857
	EQR _{norm}	0,795	0,725	0,668	0,736
	Klasse	2	2	2	2
MARBIT	EQR _{Marbit}	0,614	0,648	0,512	0,517
	Klasse	2	2	3	3

Tab. 11 Bewertung des Kleinen Haffs (KH) und der Wismarbucht (WB) anhand des Makrozoobenthos im Jahr 2007. Die Beprobung und Berechnung erfolgte durch Institut für Angewandte Ökologie (Broderstorf).

	Wasserkörper Transekt Habitat	KH Bassin Weichb.	KH Ueckermünde Weichb.	WB-Nord Eggers Wiek Phytal	WB-Nord Wisch. Huk Weichb.
TSI	Index	0,615	0,469	0,526	0,74
	EQR _{norm}	0,415	0,269	0,326	0,540
	Klasse	3	4	4	3
Lilliefors	Index	0,500	0,685	0,575	0,595
	EQR _{norm}	0,800	0,503	0,651	0,611
	Klasse	1	3	2	2
empfindliche Taxa	Index	0,500	0,167	0,682	0,857
	EQR _{norm}	0,400	0,133	0,582	0,705
	Klasse	3	5	3	2
tolerante Taxa	Index	0,600	0,450	0,619	0,846
	EQR _{norm}	0,620	0,428	0,628	0,731
	Klasse	2	3	2	2
MARBIT	EQR _{Marbit}	0,517	0,349	0,605	0,658
	Klasse	3	4	2	2

3.4 Gesamtbewertung

In Tab. 12 sind die Bewertungsergebnisse der drei Qualitätskomponenten für die untersuchten Gewässer und Jahre gegenübergestellt. Die Ergebnisse umfassen den 6-Jahreszeitraum von 2002 bis 2007. Der Vergleich zwischen den drei Qualitätskomponenten zeigt, dass das Phytoplankton in allen drei Gewässern den jeweils schlechtesten Zustand ausweist. Der Bewertungsparameter Chl a-Konzentration indiziert nahezu durchgängig einen „unbefriedigenden“ Zustand. Die Komponenten Makrophyten und Makrozoobenthos bewerten die Gewässer fast immer um eine

Klasse besser, wobei zum Teil unterschiedliche Bewertungen zwischen den Jahren (Makrophyten) und Habitaten (Makrozoobenthos) vorliegen.

Tab. 12 Bewertungsergebnisse der drei Qualitätskomponenten für die drei Untersuchungsgewässer für den Zeitraum 2002 bis 2007.

Gewässer	Jahr	Chl a	Phyto-plankton	Makro-phyten	Makrozoobenthos Weichboden / Phytal	
Wismarbuch	2002	4	3	4		
	2003	4	3			
	2004	4	2	3		
	2005	3				
	2006	4				
	2007	4			2-3	2
Greifswalder Bodden	2002	4	4	3-4		
	2003	4	4			
	2004	4	4	3-4		
	2005	4	4	3		
	2006	4	4			
	2007	4	4		3-4	2-3
Kleines Haff	2002	4	4			
	2003	4	4			
	2004	4	4			
	2005	4		3-4		
	2006	4				
	2007	4			3	3-4

4 Diskussion

In der vorliegenden Betrachtung wurden drei innere Küstengewässer der Ostsee, die verschiedenen Gewässertypen zugeordnet sind, erstmalig anhand der aktuellen Verfahren für die drei Qualitätskomponenten bewertet. Exemplarisch soll mit Hilfe dieser Daten die Verrechnung der ermittelten Parameter innerhalb der Komponenten, die Verrechnung der Untersuchungsjahre und die Verrechnung der Gesamtergebnisse diskutiert werden.

4.1 Verrechnung einer Bewertungskomponente innerhalb eines Jahres

4.1.1 Verrechnung der einzelnen Bewertungsparameter je Untersuchungsstation und –habitat

Zur Bewertung jeder biologischen Qualitätskomponente werden pro Untersuchungsstandort bzw. Habitat mehrere Bewertungsparameter (Indizes) herangezogen (Tab. 2-4). Im Rahmen der vorliegenden Bewertungsverfahren für die drei Qualitätskomponenten wird vorgeschlagen, die einzelnen Bewertungsparameter über gewichtete Mittelwerte (Phytoplankton) oder Mediane (Makrophyten, Makrozoobenthos) zu einer Gesamteinschätzung der Qualitätskomponente zu verrechnen.

In den vorliegenden Bewertungen der drei Gewässer fällt auf, dass die einzelnen Bewertungsparameter große Unterschiede in der Bewertung für alle drei Qualitätskomponenten hervorrufen. Während diese starken Unterschiede für die Komponente Phytoplankton nur in der Wismarbuch auftraten, weisen die Einzelparameter

der anderen beiden Qualitätskomponenten in allen Untersuchungsgewässern große Differenzen auf. Dies verwundert zunächst, da davon ausgegangen werden sollte, dass alle Bewertungsparameter gleich sensitiv wirken und den jeweiligen ökologischen Zustand gleichermaßen anzeigen. Dieser Anspruch ist in den Bewertungsverfahren jedoch nicht immer gewährleistet, da die Bewertungsparameter z. T. unterschiedliche Degradationsstufen kennzeichnen. So charakterisieren die Characeengemeinschaften die submersive Vegetation bis in den „mäßigen“ Zustand, wohingegen der Ausfall der Spermatophytengemeinschaften den Übergang von „unbefriedigend“ zu „schlecht“ kennzeichnet. Für das Phytoplankton ist eine ähnliche „Zweistufigkeit“ durch den Einzelparameter „Biovolumen der Chlorophyceen“ gegeben (Indikation ab Stufe „mäßig“). Ähnliche Wirkprinzipien liegen der Einteilung des Makrozoobenthos in störungsempfindliche und -tolerante Arten zu Grunde. Daraus ergibt sich für die Bewertung der jeweiligen Qualitätskomponente die Notwendigkeit einer Verrechnung der einzelnen Bewertungsparameter, wie sie in den Einzelansätzen durch die verschiedenen Autoren vorgeschlagen wird. Die isolierte Betrachtung einzelner Bewertungsparameter ist in keinem der Verfahren vorgesehen und sollte auch nicht in Ausnahmefällen (z. B. Ausfall von Bewertungsparametern durch Schwächen des Monitorings) zur Bewertung herangezogen werden, da falsche oder zumindest ungesicherte Zustandseinschätzungen die Folge wären. Eine Sonderstellung nimmt die Bewertung durch den Bewertungsparameter Chl a-Konzentration ein. Hier können internationale Vorgaben die isolierte Betrachtung notwendig machen.

4.1.2 Verrechnung der Standorte, Transekte bzw. Habitate innerhalb einer Komponente

Nach der Verrechnung der einzelnen Bewertungsparameter von Qualitätskomponenten für den konkreten Beprobungsstandort erfolgt die Verrechnung mehrerer Standorte, Transekte oder Habitate zur Bewertung des Wasserkörpers. So sieht die Bewertung des Makrozoobenthos eine separate Beprobung von drei Habitattypen je Wasserkörper vor. Für die Makrophyten sollten - insbesondere für größere Wasserkörper mit einem ausgeprägten Salinitätsgradienten - mehrere örtlich getrennte Transektbeprobungen durchgeführt werden. Für die Bewertung des Phytoplanktons (Chlorophyll) stehen in der Regel bis zu drei Stationen pro Wasserkörper zur Verfügung. Die Zusammenführung dieser Einzelbewertungen ist die Grundlage der Bewertung der Qualitätskomponente für den jeweiligen Wasserkörper und das jeweilige Untersuchungsjahr.

MEYER et al. (2007) schlagen für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos die Medianbildung zwischen den verschiedenen Habitaten vor, da in der Regel nur wenige Einzelwerte mit ggf. nicht-symmetrischen Verteilungen vorliegen. Zusätzlich vermeidet man durch dieses Verfahren die Bewertung von Extremwerten (Ausreißern). Gleiches gilt für die Verrechnung verschiedener Transekte bei der Bewertung der Qualitätskomponente, da im bisherigen Monitoring die Anzahl der untersuchten Transekte je Gewässer und Jahr sehr unterschiedlich war. Für die Qualitätskomponente Phytoplankton werden bei Vorliegen mehrerer Stationen je Wasserkörper ebenfalls die Medianwerte gebildet.

4.2 Verrechnung einer Bewertungskomponente über den Bewertungszeitraum von 6 Jahren

Die vorliegenden Bewertungsverfahren der drei Qualitätskomponenten schlagen eine intensivere Beprobungsfrequenz vor als sie durch die EU-WRRL im Überblicksmonitoring verlangt wird. Diese Forderung begründet sich durch die starke natürliche Variabilität der Küstengewässer. Den ökologischen Hauptfaktor stellt dabei die Schwankungsbreite der Salinität dar, die im Kontext aller Qualitätskomponenten zu Veränderungen in der Artzusammensetzung und der Abundanz der Gemeinschaft führt. Um unter diesen Umständen die natürlichen Veränderungen von den anthropogen bedingten Einflüssen unterscheiden zu können, ist ein größerer Beprobungsumfang in größerer zeitlicher und räumlicher Auflösung notwendig.

Die vorgeschlagenen Monitoringstrategien für die Qualitätskomponenten orientieren in der Regel auf die mehrmalige Beprobung von Dauerstationen bzw. -transekten innerhalb des Bewertungszeitraumes von 6 Jahren. Für die Gesamtbewertung der Einzelkomponenten müssen diese mehrmaligen Jahresbewertungen zusammengeführt werden. In der EU-WRRL wurden zu diesem Aspekt des Bewertungsverfahrens bisher keine Vorgaben gemacht. Im Rahmen des hier vorliegenden Ansatzes wird vorgeschlagen, die jeweiligen Jahresbewertungen der Dauerstationen und -transekte durch die Bildung des Medians zu verrechnen, um der natürlichen Variabilität der Küstengewässer gerecht zu werden. Auch in anderen Bewertungsansätzen wurde versucht, die natürliche Variabilität der Qualitätskomponenten zu berücksichtigen. Dabei wird aber nicht immer die Verrechnung der Daten aller Jahre als geeignete Methode angesehen. So wird z. B. durch KUHLENKAMP & BARTSCH (2008) das „one good - all good“-Prinzip für die Betrachtung des Bewertungszeitraumes vorgeschlagen, welches auf die Bewertung des jeweils besten Messwertes abzielt. Im konkreten Fall wird davon ausgegangen, dass die vor Helgoland vorkommenden Sägerangbestände durch Sturmaktivitäten stark dezimiert werden können, ohne dass anthropogene Einflüsse nachweisbar wären. Für die Bewertung würde dann der jeweils beste Entwicklungszustand der Bestände berücksichtigt werden.

Für die vorliegenden Verfahren der Ostsee wird eine solche Vorgehensweise bisher nicht als notwendig angesehen. Das „one good - all good“-Prinzip wurde bisher nur bei der Verrechnung der Bewertungsparameter einer Qualitätskomponente diskutiert (SCHORIES et al. 2006). Mit dieser Vorgehensweise sollte der Hartsubstratmangel an der Außenküste Berücksichtigung finden, da das Fehlen von Hartsubstrat und das damit verbundene Fehlen der spezifischen Flora dieses Habitats nicht automatisch zur Abwertung der Gesamtkomponente führen sollte.

Da die meisten Küstengewässer den „guten“ ökologischen Zustand nicht erreichen werden, ist in den nächsten Jahren nicht von einer Beprobung in der minimal vorgeschlagenen Überwachungsfrequenz (Überblicksmonitoring) auszugehen. Vielmehr muss voraussichtlich ein operatives Monitoring erfolgen, das die Ursachen der Degradation sowie die Entwicklungstrends der Gewässer aufzeigen kann. Dieses operative Monitoring ist in seiner Gestaltung bisher nicht festgelegt. Ein Monitoringprogramm mit gleich hoher Intensität an allen Stationen ist auf Grund ökonomischer Erwägungen nicht zu erwarten. Vielmehr zeigen die bisherigen Vorschläge, dass von sehr unterschiedlichen Anzahlen von Beprobungsstandorten und unterschiedlicher Lokalisation der Transekte je Wasserkörper und Beprobungsjahr auszugehen ist. Dies ist insbesondere für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos problematisch, welche innerhalb eines Wasserkörpers eine große räumliche Heterogenität aufweisen. Es stellt sich die Frage, ob unter derartigen Umständen (unterschiedliche Transekte in unterschiedlichen Untersuchungsjahren) alle

erhobenen Daten in die Bewertung einfließen können. In den letzten Jahren wurden u. a. die Dauertransekte des Makrophytenmonitorings nicht jährlich beprobt. Die Tabellen 7-9 verdeutlichen die starke Variabilität bei der Wahl der Untersuchungstransekten in den letzten Jahren. Diese wechselnde Auswahl war im Rahmen der Praxistests durchaus begründet, diente sie doch der Bestimmung und Evaluierung von optimalen Standorten, welche die räumliche und zeitliche Heterogenität der Gewässer widerspiegeln können.

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes in einem 6-Jahres-Bewertungszeitraum sind die auf dieser Grundlage gewonnenen Daten jedoch wenig aussagekräftig, da sie Trendbetrachtungen nur auf der Basis von Einzeltransekten oder Messstationen ermöglichen, das Gewässer aber nicht als Ganzes widerspiegeln können. Für die Beprobung des Makrozoobenthos liegen noch keine Erfahrungen zur räumlichen und zeitlichen Variabilität vor. Derzeit wird versucht dieser Fragestellung über eine ausreichende Anzahl von Unterproben des jeweiligen Gewässers gerecht zu werden.

Die gezielte Degradationsanalyse wird in den nächsten Jahren ein intensives Monitoring erfordern. Im Hinblick auf Aussagen zur Entwicklung des Gewässers sollten aber in die Bewertung nur gleichmäßige Datensätze einbezogen werden, um Veränderungen ökologisch begründbar aufzeigen zu können. Werden inhomogene Datensätze in die Bewertung integriert, so sollte die Verrechnung über den Median vorgenommen werden, um der Heterogenität des Datensatzes gerecht zu werden.

Ungeachtet dessen sollte die Erhebung von vergleichbaren und konsistenten Datensätzen, die eine mathematisch und statistisch sichere Bestimmung des ökologischen Zustandes mit Hilfe der einzelnen Qualitätskomponenten erlauben, im Mittelpunkt der Planungen zum Monitoring stehen.

4.3 Verrechnung der drei Qualitätskomponenten im Betrachtungszeitraum von 6 Jahren

Die EU-WRRL fordert das „one out - all out“-Prinzip für die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers. Zur Bestimmung der Gesamtzustandsklasse eines Gewässers wird somit nach dem Grundsatz »Kriterium für eine Qualitätskomponente verfehlt - alle verfehlt« verfahren. Dieser Grundsatz wird derzeit weder national noch international in Frage gestellt und soll deshalb auch im Gesamtansatz für die Küstengewässer der deutschen Ostsee Berücksichtigung finden (Abb. 1). Es ist jedoch anzumerken, dass alle bisher vorliegenden Verfahren der Bewertung der Qualitätskomponenten nicht ausreichend evaluiert sind. Die „Belastbarkeit“ der Bewertungsverfahren wird sich erst durch die in den nächsten Jahren erfolgenden Anwendungen herausstellen.

Dazu ist es unerlässlich, dass die durch die Verfahren geforderten Mindestbeprobungen und Monitoringtechniken im vollen Umfang berücksichtigt werden. Dies ist bei den hier vorliegenden Daten noch nicht der Fall. So ist es ganz entscheidend, ob die Beprobung der Makrophyten und des Makrozoobenthos in den vorgegebenen saisonalen Beprobungszeiträumen erfolgt, um belastbare Ergebnisse zu erzielen. Die Bewertung des Phytoplanktons erfordert eine mindestens 5-malige Beprobung im saisonalen Zeitraum Mai bis September, wobei es sich hier um die Minimalanforderung bei Einhaltung von weitgehend gleichförmigen Zeitabständen zwischen den Probenahmen handelt. Die gesicherte Berücksichtigung aller Ansprüche an das Monitoring ist unabdingbare Voraussetzung für eine Bewertung und die Ableitung

von Handlungszielen, da die letztlich zur Gesamtbewertung herangezogenen Daten der Einzelkomponenten in der Regel Verrechnungen mehrerer Einzelparameter, Standorte und Jahre darstellen und aus diesen Gesamtdaten kein Rückschluss auf die einzelnen Schritte der Bewertung möglich ist.

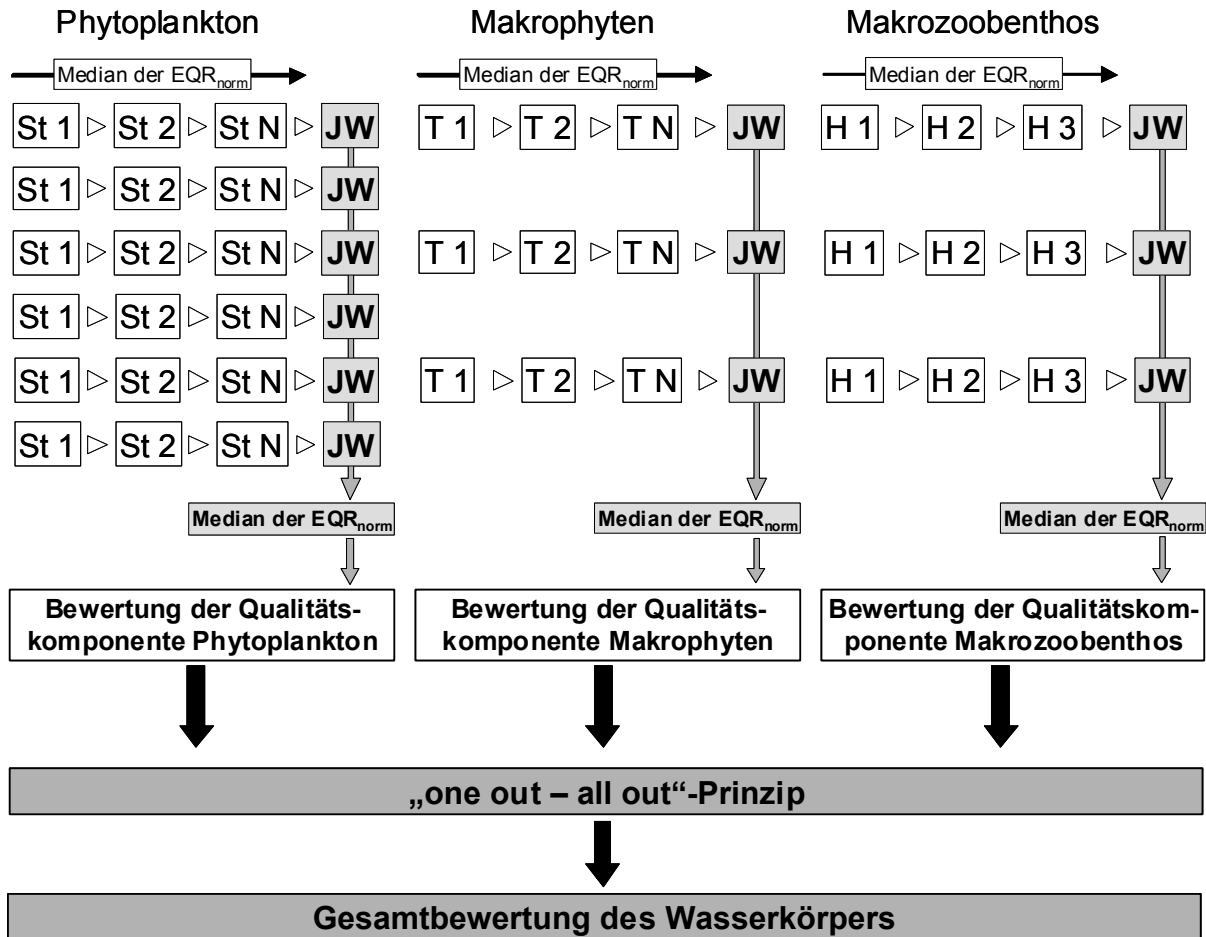


Abb. 1 Bewertungsstrategie für die einzelnen Qualitätskomponenten und Zusammenführung zur Gesamtbewertung des Wasserkörpers. St: Station, T: Transekt, H: Habitat, JW: Jahreswert der EQR_{norm} je Qualitätskomponente

Da die bisher erhobenen Datensätze diese Inkonsistenzen z. T. aufweisen, soll in den Vergleich der Qualitätskomponenten neben dem „one out - all out“-Prinzip auch die Möglichkeit der Verrechnung in die Diskussion einbezogen werden. Dazu wurden die Phytoplanktonwerte aller verfügbarer Jahre sowie die Daten der Makrophyten und des Makrozoobenthos von 2007 verglichen (Tab. 13). Auf die Daten der früheren Jahre wurde für die Qualitätskomponente Makrophyten verzichtet, da die untere Vegetationsgrenze in diesen Jahren nicht mit ausreichender Genauigkeit erfasst wurde. Die Verrechnung innerhalb der Qualitätskomponenten (Habitate, Transekte, Stationen und Jahre) erfolgt über den Median der normierten EQR-Werte. Daraus resultiert für jede Qualitätskomponente ein normierter EQR-Gesamtwert.

Der Vergleich der EQR-Werte der drei Qualitätskomponenten zeigt eine gute Übereinstimmung für die Wismarbuch. Für die beiden anderen Gewässer zeigen die Makrophyten und das Makrozoobenthos vergleichbare Werte, während das Phy-

toplankton eine schlechtere Einstufung anzeigt. Da das Phytoplankton von allen drei Qualitätskomponenten am sensitivsten auf die Eutrophierung reagieren sollte, verwundert die schlechtere Bewertung zunächst nicht. Die Eutrophierung stellt die Hauptdegradationsursache der inneren Küstengewässer dar.

Die Verrechnung der drei Qualitätskomponenten über den Median ergibt sowohl für den Greifswalder Bodden als auch für das Kleine Haff eine bessere Bewertung als die Anwendung des „one out - all out“-Prinzips, jedoch sind die errechneten Werte mit 0,43 und 0,46 sehr nah an der Grenze zum „ungenügenden“ Zustand. Somit ergeben sich für die untersuchten Gewässer zunächst keine wesentlichen Unterschiede zwischen den zwei verglichenen Bewertungsprinzipien.

Tab. 13 EQR_{norm}-Werte für die Komponente Phytoplankton über drei (WB, KH) bzw. sechs Jahre (GB) sowie für die Komponenten Makrophyten und Makrozoobenthos (2007). Die Bewertung der Wasserkörper erfolgte vergleichend über den normierten EQR-Wert (Median) und nach dem „one out - all out“-Prinzip.

Gewässer	Phytoplankton EQR	Makrophyten EQR	Makrozoobenthos EQR	Gesamt-EQR	Bewertung über Gesamt-EQR	Bewertung über „one out - all out“-Prinzip
WB	0,51	0,53	0,63	0,53	3	3
GB	0,26	0,46	0,57	0,46	3	4
KH	0,24	0,50	0,43	0,43	3	4

4.4 Ableitung von Monitoringempfehlungen

Bisherige Erfahrungen mit dem Monitoring haben gezeigt, dass die Einhaltung gleicher Beprobungsfrequenzen bei begrenzten Boots- und Laborkapazitäten nicht immer realisierbar ist. So sind in der Phytoplanktonbeprobung neben vollständigen Datenausfällen auch Verschiebungen im monatlichen Rhythmus zu verzeichnen, die die Mittelwertbildung beeinflussen. Auch methodische Probleme der quantitativen und qualitativen Erfassung jeglicher Art können zu Fehlinterpretationen in den Bewertungsparametern führen.

Darüber hinaus sind Datenausfälle durch die singuläre Beprobung im Vorfeld festgelegter Standorte möglich. Dies trifft besonders auf Gewässer zu, deren Habitate (Weichboden, Phytal, Hartboden) mosaikartig verteilt sind. Erste Praxistests zur Untersuchung der Makrophyten und des Makrozoobenthos belegen, dass nicht an allen festgelegten Untersuchungsstandorten alle Habitate vorhanden sind, die in der Bewertung zu berücksichtigen sind, so dass für diese Standorte nicht alle Bewertungsparameter eines Bewertungsansatzes vorliegen. Bisherige Erfahrungen bei der Anwendung von Bewertungsverfahren haben gezeigt, dass diese „unvollständigen Datensätze“ trotzdem, und zumeist ungeprüft, zur Bewertung herangezogen werden. Für die neuen Bewertungsverfahren ist bisher nicht geklärt, ob sie auch mit derartigen „Datenlücken“ (Ausfall eines Bewertungsparameters innerhalb einer Qualitätskomponente oder Wegfall eines Habitats) aussagekräftig bleiben. Dies betrifft in den inneren Küstengewässern besonders die Untersuchung von Hartsubstraten, die nur selten strukturbildend sind und in der Regel sehr vereinzelt vorkommen. Für die drei betrachteten Gewässer liegen bisher keine Untersuchungen von Hartsubstraten vor. Die Bewertung wurde für das Makrozoobenthos daher nur anhand von zwei Habitaten vorgenommen. Ob dies den Anforderungen des Bewertungsverfahrens und den Vorgaben der EU-WRRL gerecht wird, ist derzeit ungeklärt. Um hier sichere Aussa-

gen zu ermöglichen, ist die vergleichende Erhebung von Datensätzen nötig. Deshalb wird in der jetzigen Phase der Umsetzung der EU-WRRL eine der dringlichsten Aufgaben darin gesehen, das in den Bewertungsansätzen geforderte Monitoring vollständig umzusetzen. Erst wenn die Mindestqualität der Datengrundlage erreicht ist, werden sich mögliche Defizite der Bewertungsverfahren aufzeigen lassen.

Für alle drei Qualitätskomponenten wird ein jährliches Monitoring als wünschenswert angesehen. Diese Forderung ist jedoch aufgrund der begrenzten Mittel im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms als unrealistisch anzusehen. Aus Sicht der Autoren ist zumindest für die Qualitätskomponente Phytoplankton ein jährliches Monitoring unverzichtbar, da diese Qualitätskomponente am schnellsten und sensitivsten sowohl auf die natürliche Variabilität (Salinitätsschwankungen) als auch auf anthropogene Einflüsse reagiert. Die Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos sollten innerhalb des Bewertungszeitraumes von 6 Jahren mindestens drei Mal untersucht werden, wobei die Voraussetzung für diesen minimalen Untersuchungszyklus die Berücksichtigung aller Habitats (Makrozoobenthos) und mehrerer Tiefen transekte (Makrophyten) voraussetzt. Weiterhin sollte die parallele Untersuchung beider Komponenten pro Wasserkörper angestrebt werden, da annuelle Effekte sonst nicht ausgeschlossen werden können und gleichzeitig zusätzliche Informationen zu Raumkonkurrenz und Fraßdruck vorliegen. Darüber hinaus steigert die gekoppelte Probennahme die Kosteneffizienz des Monitorings.

5 Zusammenfassung

Für die drei Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos liegen Bewertungsverfahren vor, die den Erfordernissen der EU-WRRL gerecht werden. Jedes der Verfahren berücksichtigt mehrere Bewertungsparameter, welche über gewichtete Mittelwerte oder Mediane verrechnet werden. Im Verrechnungsprozess wird zuerst ein Bewertungsergebnis pro Untersuchungsstandort und -transekt ermittelt. Liegen pro Wasserkörper mehrere Stationen bzw. verschiedene Habitats vor, werden die Bewertungsergebnisse mit Hilfe der normierten EQR-Werte innerhalb der Qualitätskomponente verrechnet. Die Gesamtbewertung des 6-Jahres-Zeitraumes erfolgt zunächst auch innerhalb der Qualitätskomponente. Erst auf dieser letzten Betrachtungsebene wird durch den Vergleich der drei Qualitätskomponenten der ökologische Zustand eines Gewässers nach dem „one out-all out“-Prinzip festgelegt.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderten Forschungsvorhabens „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) finanziert. Die Autoren danken Mario von Weber für die Bereitstellung der Phytoplankton- und Makrophytendaten aus dem Monitoringprogramm des Landesamtes für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommerns. Die Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchungen wurden uns freundlicherweise vom Institut für Angewandte Ökologie in Broderstorf zur Verfügung gestellt.

Literatur

- LAWA, 2005. „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer“ (LAWA-AO) Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern - Empfehlung - Stand 15.2.2005, 44 pp.
- EU, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. veröffentlicht am 22.12.2000. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft L 327/1
- Fürhaupter, K. & T. Meyer, 2004. Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 85 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2005. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. 2. Praxistest zum Makrophyten-monitoring der inneren Küstengewässer Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 141 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken & T. Meyer, 2007. WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 pp.
- Gewässergütebericht 2003 / 2004 / 2005 / 2006. Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern. 204 pp.
- Kuhlenkamp, R. & I. Bartsch, 2008. Marines Monitoring Helgoland. Benthosuntersuchungen gemäß Wasserrahmenrichtlinie. Handlungsanweisung Makrophytobenthos. Im Auftrag des LANU-SH, Flintbek, 50 pp.
- Meyer, T., T. Berg & K. Fürhaupter, 2007. Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie - Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Forschungsbericht an die Universität Rostock im Rahmen des BMBF-Projektes ÖKOBE. 127 pp.
- Sagert, S., U. Selig & H. Schubert, 2008. Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 45-69.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer. Forschungsbericht, 187 pp.
- Schubert, H., C. Blümel, A. Eggert, T. Rieling, M. Schubert & U. Selig, 2003. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. BMBF Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 pp.
- Selig, U., D. Schories, C. Pehlke & H. Schubert, 2008. Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 25-44.