

Uwe SELIG

## **Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie – Ansätze und Konzepte zur Erreichung des guten ökologischen Zustand für Küstengewässer**

**Implementation of the EU Water Framework Directive – basis approach and restoration strategy to archive the good ecological status for coastal waters**

### **Abstract**

The aim of the EU Water Framework Directive is to reach a “good ecological status” of all water bodies until the year 2015. The reason and effects of the degradation of the coastal waters are well known, but knowledge about management activities to reverse the actual impact is sparse. Present activities for improvement are aimed at reducing the external nutrient input. With the implementation of the HELCOM agreement the input of phosphorus and nitrogen was reduced by 61 % and 23 % respectively along the German Baltic Coast. Today the internal P pool of most coastal waters is much higher than the external P load. Therefore a good ecological state cannot be achieved within the next 10 years without the reduction of the internal P load. Since little is known about restoration strategies in coastal waters, the development of suitable management plans must start as soon as possible to guarantee the good ecological state in 2015.

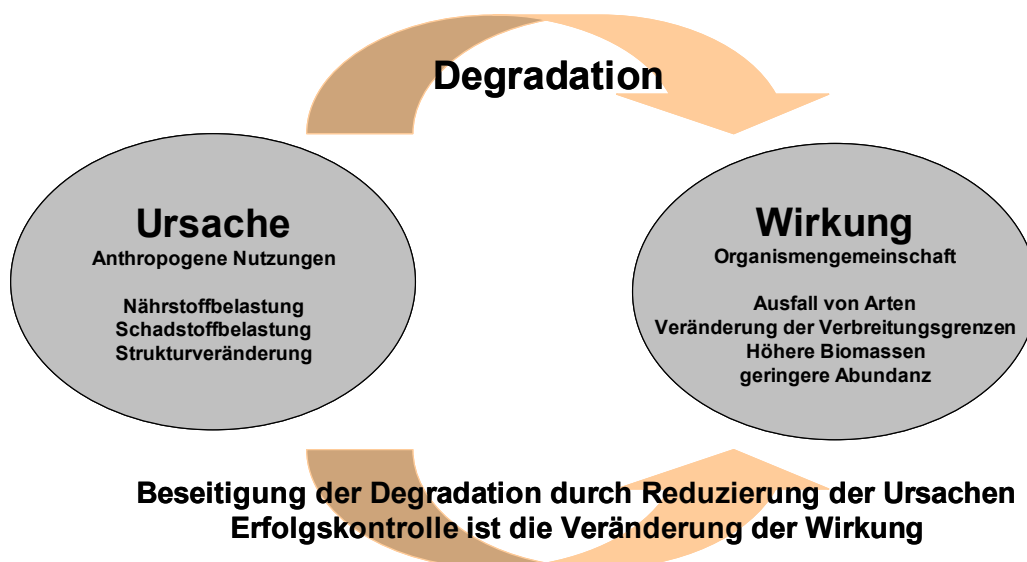
**Keywords:** coastal water, Water Framework Directive, eutrophication, restoration strategy, nutrient load

## **1 Einleitung und Problemstellung**

Küstengewässer sind einerseits Randgewässer der Meere und Ozeane, andererseits Übergangszonen von Binnengewässersystemen (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2000). Als „Vorfluter“ der Meere sind sie besonders stark den Auswirkungen der anthropogenen Nutzungen ausgesetzt, da sich über die Zuflüsse meist ein großes Einzugsgebiet (EZG) in diese Gewässer entwässert. Trotzdem standen die Küstengewässer bisher kaum im Blickpunkt des Gewässerschutzes, während sowohl für limnische Gewässer als auch für den Meeresschutz umfangreiche Programme existieren. So gibt es bisher wenige Ansätze und Erfahrungen bei der Sanierung/Restaurierung von Küstengewässern. Dagegen gab es für die limnischen Gewässer mehrere größere Verbundvorhaben in den 1990er Jahren, welche sich sowohl mit der Sanierung von Fließgewässern als auch Standgewässern befassten

(JÄGER & KOSCHEL 1995, HUPFER & SCHARF 2002, THIELE & MEHL 1995). Im Meeresschutz wurde durch internationale Vereinbarungen wie das HELCOM Abkommen für die Ostsee (HELCOM 1988) die Reduzierung der externen Nährstoffeinträge beschlossen. Erst seit ungefähr fünf Jahren werden verstärkt Bestrebungen unternommen, die Küstengebiete nachhaltig zu managen und die Gesamtheit der vielen Systeme, die einen starken Einfluß auf die Dynamik der Küstengebiete haben, gleichberechtigt zu betrachten (Strategiepapier der EU zum Integrierten Küstenzonenmanagement - IkZM 1999 sowie SCHERNWESKI & VON BODUNGEN 2000). Diese Bestrebungen dürften mit der Umsetzung der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) noch intensiviert werden, weil das Erreichen des guten ökologischen Zustandes für alle Gewässer bis 2015 gefordert wird. Die Grundlage für die Umsetzung der WRRL ist die Klassifizierung der Küstengewässer. Der gute / sehr gute ökologische Zustand wird über den Vergleich der rezenten Organismengemeinschaft mit einem Referenzzustand definiert. Ursachen für die Abweichung vom guten ökologischen Zustand ist die anthropogene Nutzung der Gewässer und ihres Einzugsgebietes, die sich aus stofflicher, struktureller und toxischer Degradation zusammensetzen. Diese anthropogenen Veränderungen haben die Flora und Fauna in den Gewässern bzw. ihre Ausbreitungsgrenzen (Wirkung) verändert. Als Folge der Eutrophierung wurde bereits in den 1970er Jahren ein Rückgang der submersen Makrophyten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen (LINDNER 1978) und die Zunahme der pelagischen Primärproduktion aufgezeigt (SCHIEWER 1998).

Die Beseitigung der Quellen (Ursachen) der Degradation bleibt die unabdingbare primäre Voraussetzung für die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer. Mit der WRRL wird aber eine neue Prämisse für den Gewässerschutz umgesetzt, der die Erfolgskontrolle betrifft. Während sich alle bisherigen Maßnahmen im Gewässerschutz an der Senkung der Nährstoff- und Schadstoffeinträge als Erfolgskontrolle orientierten, so werden durch die WRRL die Flora und Fauna als Maß für die Einschätzung des Gewässerzustandes angesetzt (Abb.1). So tritt selbst nach der Beseitigung der Degradationsursache nicht notwendigerweise unmittelbar eine Verbesserung des ökologischen Zustandes ein.



**Abb. 1** Schematische Darstellung von Ursachen und Wirkung der Degradation in Gewässern

Durch die WRRL wird für die Umsetzung weiterhin ein strikter Zeitplan vorgegeben, welcher u.a. die Erstellung von Maßnahmenplänen innerhalb von drei Jahren (2007 bis 2009) vorsieht. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über bestehende Konzepte und Ansätze für die Sanierung von Küstengewässern, um entsprechende Maßnahmenpläne erstellen zu können.

## 2 Reduzierung der externen Nährstoffeinträge

Aufgrund der HELCOM Vereinbarungen aller Ostseeanrainer-Staaten wurde 1988 eine 50 % Senkung der N und P Einträge in die Ostsee beschlossen (HELCOM 1988). So konnten die Nährstoffeinträge zwischen 1983/87 und 1993/97 um 61 % für Phosphor und 23 % für Stickstoff gesenkt werden (BEHRENDT et al. 1999). Die Vorgabe der HELCOM Vereinbarungen – Senkung aller Einträge um 50 % - konnte somit nur für Phosphor erreicht werden. Die starke Senkung der P Einträge basiert auf dem Ausbau der kommunalen Kläranlagen. So konnte der P Eintrag aus den sieben größten Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern um über 95 % gesenkt werden (BACHOR 2004). Die Vorgaben für die Senkung der N-Einträge wurden durch keinen einzigen Anrainerstaat der Ostsee erreicht, obwohl auch der N-Eintrag durch kommunale Einleiter um etwa 80 % gesenkt wurde. Dies liegt darin begründet, dass nicht die kommunalen Einleiter Hauptquelle des Stickstoffeintrages sind, sondern durch die landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes der Hauptanteil des Stickstoffs eingetragen wird (KRECH 2003). So liegt gegenwärtig der diffuse N-Eintrag für die Darß Zingster Boddenkette (DZBK) bei 86 % des Gesamteintrages.

Trotz der Reduzierungen der Nährstoffeinträge ist die Nährstoffbelastung für die Küstengewässer weiterhin hoch – auch für Phosphor. BEHRENDT et al. (1999) bilanzieren die aktuellen Nährstoffeinträge aus den einzelnen Flussgebieten für die deutsche Ostseeküste mit einem Nährstoffeintrag von  $16.270 \text{ t N a}^{-1}$  und  $500 \text{ t P a}^{-1}$ . Die gegenwärtigen Nährstoffbelastungen liegen damit ca. dreimal höher für Stickstoff und fünfmal höher für Phosphor als 1940. DAHLKE (2003) erstellte Referenzwerte für die winterlichen Nährstoffkonzentrationswerte für alle Küstengewässertypen. Danach liegen die gegenwärtigen winterlichen Nitratkonzentrationen noch deutlich über den ermittelten Referenzkonzentrationen. Eine analoge Aussage trifft KRECH (2003) bei seinen Analysen zu den Background-Nährstoffeinträgen der einzelnen Küstengewässer. Zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes wird daher eine weitere Senkung der externen Nährstoffeinträge erforderlich sein. Eine weitere Reduzierung der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen ist aber zurzeit technisch kaum möglich und wird nicht die notwendige Reduzierung bringen, weshalb eine Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge – auch beim Phosphor – notwendig ist. Aus diesem Grund muss über eine Veränderung der landwirtschaftlichen Nutzung und eine Erhöhung der Nährstoffretention im EZG nachgedacht werden. Hier sind die Fragestellungen und Probleme die gleichen wie im Binnenland und müssen auch dort – im EZG der Zuflüsse - umgesetzt werden. Als Anleitung bzw. Richtlinie für die Verminderung der diffusen Stoffeinträge liegen Stellungnahmen mehrerer Verbände und Gesellschaften vor, welche eine Umorientierung der Agrarpolitik mit der Zielkonformität zwischen Agrar- und Umweltpolitik beinhalten. Neben der direkten Reduzierung der Immissionen muss das Retentionspotential der Zuflüsse wieder erhöht werden.

Im Rahmen von Renaturierungsprogrammen wurden bereits in den 1980er Jahren verschiedene Projekte durchgeführt, die aber nicht unbedingt die von ihnen erwartete ökologische Zielsetzung erfüllen konnten (GUNKEL 1996).

Eine entscheidende Fragestellung ist, welche weitere Senkung der externen Nährstoffeinträge erforderlich ist, um eine Verbesserung des ökologischen Zustandes zu erreichen. Aus den Monitoringaufzeichnungen der letzten Jahrzehnte kann zwar der Verlauf der Eutrophierung aufgezeigt werden. Es können aber nicht automatisch daraus Rückschlüsse auf die Remesotrophierung geschlossen werden. So ist über die Eutrophierung der Gewässer bekannt, dass es keinen linearen Zusammenhang zwischen der Nährstoffkonzentration und dem Trophiegrad gibt, sondern Schwellenkonzentrationen überschritten werden müssen, um einen anderen trophischen Zustand zu erreichen (SCHIEWER 1998). Bei flachen Gewässern werden zudem bistabile Zustände beschrieben, bei denen bei gleicher Nährstoffkonzentration verschiedene Dominanzen zwischen Makrophyten (benthische Primärproduktion) und Phytoplankton (pelagische Primärproduktion) auftreten können (SCHEFFER 1998). Dieser Dominanzwechsel ist mittlerweile auch für Küstengewässer beschrieben (u.a. DAHLGREN & KAUTSKY 2004). Diese Fragestellungen müssen bei der Umsetzung der WRRL berücksichtigt werden, um die Zielstellung einen guten ökologischen Zustand nach den Vorgaben der Richtlinie zu erreichen auch erfüllen zu können.

### **3 Reduzierung der internen Nährstoffbelastung - Therapiemaßnahmen**

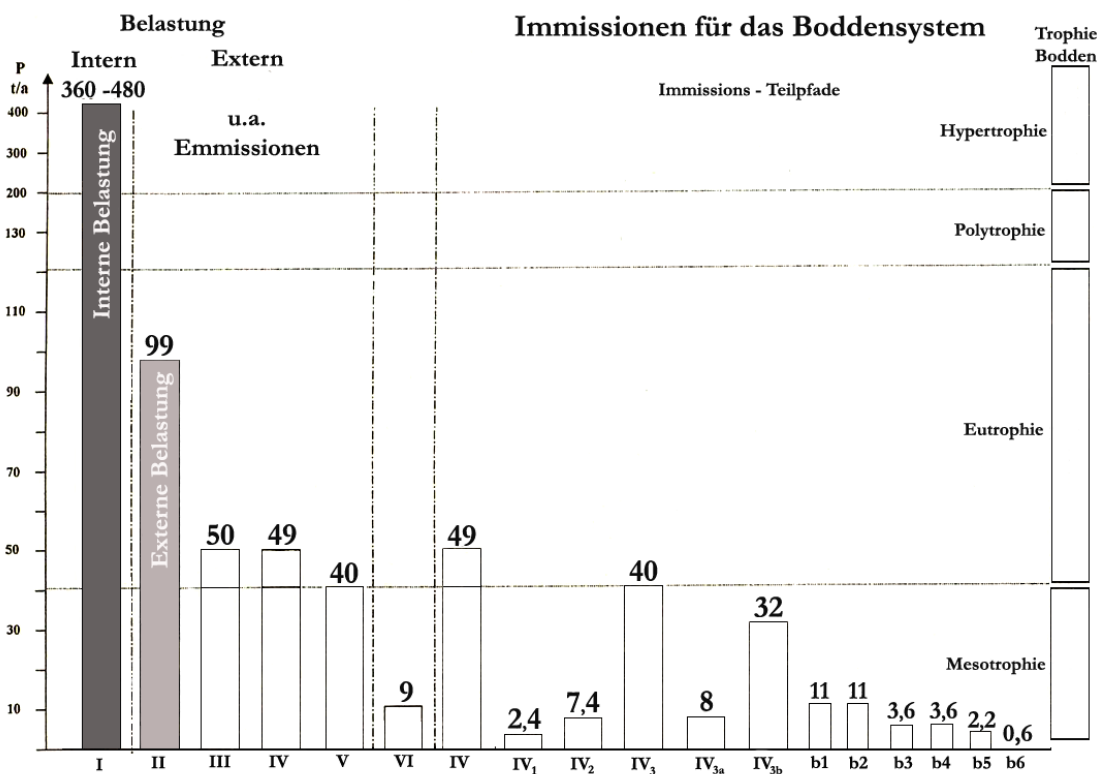
Mit den verstärkten Nährstoffeinträgen in die Gewässer wurden auch die internen Nährstoffkreisläufe gestört. Es kommt zur verstärkten Akkumulation von organischem Material und damit von Nährstoffen im Sediment. Die dadurch induzierte höhere Sauerstoffzehrung verändert die Sauerstoffverhältnisse im/am Sediment, was wiederum zu einer P-Freisetzung führt. Diese internen Kreisläufe ermöglichen so eine schnelle Rückführung der remineralisierten Nährstoffe. In den Küstengewässern wurden solche Effekte insbesondere bei den Gewässern beobachtet, wo der Austausch mit der vorgelagerten Ostsee sehr gering ist. Dies trifft für die deutsche Ostseeküste u.a. auf die innere Schlei (FEIBICKE 1997), den inneren Teil der DZBK (SCHLUNGBAUM & NAUSCH 1988), den Jasmunder Bodden (DAHLKE 2004) und das Oderhaff (WILLE 1998) zu. So liegen aus mehreren Küstengewässern Angaben über P-Freisetzungsraten aus Sedimenten vor, welche sich in analogen Größenordnungen bewegen und meistens unter anaeroben Bedingungen ermittelt wurden (Tab. 1).

Schwierig ist eine genaue flächenbezogene Bilanzierung der P-Freisetzungen aus dem Sediment, weil in den flachen Gewässerteilen ständige Sedimenttransportprozesse stattfinden und die P-Freisetzung nicht nur unter anaeroben Bedingungen stattfindet.

**Tab. 1** P Freisetzungsraten aus den Sedimenten der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste

Gewässer	P-Freisetzungsrate	Quelle
Darß Zingster Boddenkette	max. 14,5 mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	BAADER & SCHLUNGBAUM (1982)
Greifswalder Bodden, Kleines	21,1- 46,4 mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	WILLE (1998)
Oderhaff		
Innere Schlei	max. 30 mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	RIPL (1990)
Kieler Bucht	max. 20,99 mg m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	BALZER (1978)

SCHLUNGBAUM et al. (2001) bilanzierten eine interne P-Freisetzung von 360-400 t P a<sup>-1</sup> für die DZBK, was eine vierfache höhere Belastung gegenüber der derzeitigen externen P-Eintrag darstellt (Abb.2). DAHLKE (2004) extrapoliert aus Laborexperimenten und der Sedimentverteilung der Nordrügensch Boddengewässer eine mögliche Freisetzungsrate von 127,4 t P a<sup>-1</sup> aus den Sedimenten, welche ebenfalls bedeutend höher als der berechnete externe Eintrag ist. BACHOR (2004) bestätigt dies in seiner Bilanzierung für alle vorpommerschen Küstengewässer, während er für die Unterwarnow und die Wismarbucht weiterhin höhere externe Einträge beschreibt. Diese Angaben verdeutlicht zum einen die Erfolge bei der Reduzierung der externen P Einträge, aber belegen auch, dass allein mit der Senkung der externen Einträge kurz- und mittelfristig keine wirkliche Reduzierung der verfügbaren Nährstoffe erreicht werden wird.



**Abb. 2** Bilanzierung der externen und internen Nährstoffeinträge in die Darß-Zingster Boddengewässer – übernommen aus SCHLUNGBAUM et al. (2001)

Deshalb ist analog zu den limnischen Gewässern auch für die inneren Küstengewässer keine sofortige Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit zu erwarten. Aufgrund des hohen internen Nährstoffpools ist hier mit einer längeren Verzögerungsphase zu rechnen, da ein Austausch mit der Ostsee und ein Weitertransport der nährstoffreichen Sedimente nur eingeschränkt erfolgen kann. Aus zahlreichen Projekten zur Seentherapie sind verschiedene Methoden und Technologien zur internen Sanierung limnischer Standgewässer bekannt. Nicht alle diese Methoden dürften für Küstengewässer anwendbar sein, weshalb eine Erfolgsgarantie immer zu prüfen ist. Die Erfahrungen bei limnischen Gewässern haben auch gezeigt, dass eine umfangreiche Analyse vor der Auswahl des Therapieverfahrens und die Festlegung des Sanierungszieles entscheidend für einen Erfolg sind. Durch SCHAUSER et al. (2002) wurde ein Modell entwickelt, welches eine Entscheidungshilfe bei der Auswahl eines geeigneten Therapieverfahrens für limische Gewässer ermöglichen soll.

Durch VIETINGHOFF et al. (1990) sowie NAUSCH & SCHLUNGBAUM (1991) wurde bereits in den 1980er Jahren die Anwendbarkeit bisher in der Limnologie angewandeter Therapieverfahren diskutiert. Hintergrund für die Anwendung von internen Sanierungsmaßnahmen war damals neben der starken Akkumulation von Nährstoffen in den Sedimenten der Fakt, dass aufgrund der politischen Situation eine Reduzierung der externen Nährstoffeinträge in der damaligen DDR nicht möglich bzw. politisch nicht gewollt war. Insbesondere die Intensivierung der Landwirtschaft hatte stark zugenommen. Aus diesem Grund wurde über Therapiemaßnahmen nachgedacht, welche zur Entlastung und Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit beitragen konnten.

Praktische Untersuchungen im Labormaßstab als auch in Freilanduntersuchungen wurden durch SCHLUNGBAUM et al. (2001) durchgeführt. In jener Studie werden die eigenen Forschungsergebnisse bezüglich deren Anwendung von internen Sanierungsmaßnahmen für die flachen Boddengewässer ausgewertet (Tab. 2). Danach sehen die Autoren nur die partielle Entschlammung sowie eine Erhöhung des Stoffaustrages in die Ostsee als geeignete Methoden an. Die Nährstofffällung, Sedimentoxidation und die Biomanipulation werden aufgrund eigener Untersuchungen als ungeeignete Methoden ausgewiesen. Die partielle Entschlammung über Sedimentationsräume ist eine Therapiemaßnahme, welche nicht aus der Limnologie übernommen wurde, sondern für die Flussmündungsgebiete in den Küstengewässern erstmalig in den 1980er Jahren anhand von drei Sedimentfallen erprobt wurde (KLEEBERG 1996). Diese drei Fallen hatten eine Eliminationsleistung von 3 bis 21 % an suspendiertem Material und nur bis zu 4 % an Phosphor (KLEEBERG 2005). GRACA et al. (2004) untersuchten künstliche Sedimentationsräume in der Puck Bay (Polen). Hier wurde ebenfalls eine bedeutend höhere Akkumulationsleistung in den Rinnen festgestellt, aber auch eine 7fach höhere P-Freisetzung als aus den umliegenden Sedimenten. SCHLUNGBAUM et al. (1998) versuchten durch Zugabe von Fällungs- und Oxidationsmittel eine Stabilisierung des organischen Materials in den Sedimentfallen zu erreichen. Die dazu durchgeführten Untersuchungen waren aber nicht erfolgreich. Nach KLEEBERG (2005) ist die Eliminationsleistung solcher Sedimentationsfallen gewässerspezifisch sehr verschieden und von vielen Faktoren abhängig, u.a. von der Lage der Sedimentvertiefung im Gewässer, ihrer Morphometrie, dem Abfluss bzw. der Fließgeschwindigkeit des Flusses sowie der Partikelgröße und -beschaffenheit.

**Tab. 2** Übersicht zur Anwendung von gewässerinterne Seensanierungsmöglichkeiten in den Küstengewässern der Ostsee – SCHLUNGBAUM et al. (2001), hervorgehoben die relevanten Angaben für die inneren Küstengewässer

Zeichenerklärung: ++ : Quelle wird entfernt  
 + : Symptonbekämpfung (+) : unzureichend  
 - : kein Erfolg gesichert / nicht geeignet ? : Erfolg ungewiß  
 x : ohne Erfolg, Untersuchungen erfolgten am Beispiel der Boddengewässer

Oberfläche des Sees (km <sup>2</sup> )	>1				<1			
	>5		<5		>5		<5	
größte Tiefe (m) / mittlere Tiefe (m)	>5	<5	>5	<5	>5	<5	>5	<5
theoretische Wassererneuerungszeit (a)	>5	<5	>5	<5	>5	<5	>5	<5
Entschlammung	-	-	-	-	++	++	++	++
<b>partielle Entschlammung</b>	+	+	++	++	++	++	++	++
Tiefenwasserableitung	?	(+)	-	-	?	(+)	-	-
<b>Ostseewasserzuleitung (Stoffaustrag)</b>	++	++	++	++	++	++	++	++
Tiefenwasseraufbereitung	?	?	-	-	++	++	-	-
ganzjährige Destratifikation	+	+	-	-	+	+	-	-
Unterstützung der Zirkulation	+	+	-	-	+	+	-	-
hyperlimnische Belüftung	+	+	-	-	+	+	-	-
mechanische Entkrautung	-	-	-	-	-	-	?	?
Sedimentabdeckung	-	-	-	-	+	+	-	-
Beschattung	-	-	-	-	-	-	+	-
chemische Nährstoffällung im Sediment	+	+	-	X	+	+	-	-
Sedimentoxidation mit NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	+	+	-	X	+	+	-	-
Kalkung	-	-	-	-	(+)	-	(X)	-
Nitratelimination	+	+	-	-	+	+	-	-
Bio-manipulation	+	+	+	X	+	+	+	+

Im Gegensatz zu limnischen Standgewässern sind Küstengewässer nicht hydrologisch abgeschlossen, sondern stehen mit der Ostsee in einem Wasseraustausch. Zu einem erfolgt durch den Einstrom von Küstengewässer eine Verdünnung der vorhandenen Nährstoffe, zum anderen ermöglicht ein starker Ausstrom den Austrag von Nährstoffen in die Ostsee. SCHLUNGBAUM et al. (1994) beschreiben die hohe Sedimentdynamik in der DZBK und ständige Verlagerung von schlickigen Sedimenten, welche sowohl durch die windbedingte Resuspensionen in den Flachgewässern als auch Ausstromprozesse erfolgt. Untersuchungen von PETERSEN (2004) belegen, dass durch die Erhöhung der Austauschrate eines dänischen Fjordes mit der Ostsee eine deutliche Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit (höhere Sichttiefe, geringe Phytoplanktonentwicklung, tiefere Ausbreitungsgrenzen der Makrophyten) auftrat, ohne dass es zu einer Reduzierung der Nährstoffeinträge kam. Als Ursache wird das verstärkte Auftreten des Filtrierers *Mya arenaria* aufgrund der höheren Salinität genannt. Solche Maßnahmen – hier die Vertiefung des Gewässers - sind aber auch nur bedingt anwendbar bzw. führen auch nur bedingt zum gewünschten Erfolg. So würde in Gewässern mit einem von der Ostsee abweichendem Salzgehalt sich dieser bei erhöhtem Austausch entsprechend verändern und zu einer völlig anderen Flora und Fauna als der natürlichen führen! Dieser entspricht dann nicht dem Referenzzustand und so kann für das Gewässer auch kein guter ökologischer Zustand ausgewiesen werden.

Alle bisherigen Therapiemaßnahmen beziehen sich auf die Senkung des inneren Nährstoffpools bzw. auf dessen Fixierung im Sediment. Mit der Anreicherung

nährstoffreicher, organischer Sedimente wurde aber nicht nur ein Nährstoffreservoir gebildet, sondern auch der benthische Lebensraum stark verändert. Die Sedimentbeschaffenheit spielt eine große Rolle für die Besiedlung mit Phyto- und Zoobenthos und ist nach dem Salzgehalt und Licht (für das Phytobenthos) der abiotische Parameter, welcher für die Ausbreitung in den Küstengewässern relevant ist (BLÜMEL et al. 2002). Somit kann auch das Fehlen geeigneter Substrate ein Grund dafür sein, dass trotz Beseitigung der Degradationsursachen keine Besiedlung mit der natürlichen Vegetation und Fauna erfolgt. Somit stellen die schlickigen Substrate nicht nur ein Nährstoffpool dar, sondern auch einen teilweise veränderten Lebensraum für die Organismen. Aus diesem Grund kann die Entnahme von schlickigen Sedimenten nicht nur zur Eliminierung der internen Nährstoffquellen dienen, sondern auch zur Schaffung natürlicher Lebensräume für Flora und Fauna.

Neben der Verschlickung stellt der Verlust an Hartsubstraten ein sehr spezifisches Problem für die Küstengewässer dar. Durch die Steinfischerei wurden bis 1976 etwa 3.5 Mio. t Steine aus den äußeren Schleswig-Holsteinischen Küstengewässern entnommen (KAREZ & SCHORIES 2005). Für die Mecklenburger Küste liegen keine Daten vor. Als Ausgleichsmaßnahmen gegen den Hartsubstratverlust wurden künstliche Riffe angelegt. Diese Maßnahmen werden aber sehr kleinräumig angewendet, weshalb ihre Wirkung auf das gesamte Gewässer auch nur als gering einzuschätzen ist. In den meisten Fällen sind bisherige Arbeiten als Modellprojekte bzw. Naturschutzausgleichsmaßnahmen zu werten, bei denen die biologische Besiedlung dieser Riffe untersucht wurde (BARNEKOW 2004).

## Zusammenfassung

Während die Ursachen und Wirkungen der Degradation der Küstengewässer weitestgehend bekannt sind, so ist der Wissenstand über effiziente Maßnahmen zur Beseitigung der Degradation derzeit begrenzt und die Reaktion der Organismengemeinschaften darauf völlig unbekannt. Alle bisherigen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit waren an der Reduzierung der externen Nährstoffeinträge orientiert. Trotz einer bereits starken Senkung der externen Nährstoffeinträge ist bisher keine oder eine nur geringfügigen Verbesserungen der Gewässerbeschaffenheit zu verzeichnen. Aus diesem Grund ist es nicht ausreichend, nur die primären Ursachen der Degradation (externe Eintragsquellen) zu beseitigen, um kurz- bzw. mittelfristig (zeitliche Vorgabe der WRRL ist das Jahr 2015) den guten ökologischen Zustand für alle Küstengewässer zu erreichen. Insbesondere für die inneren Küstengewässer mit nur begrenztem Wasseraustausch mit der Ostsee ist die Einbeziehung interner Belastungsquelle unabdingbar für die zeitnahe Umsetzung der WRRL. Abgesehen von diesen internen Belastungsquellen wird eine verzögerte Reaktion der Küstengewässer für die Maßnahmen generell durch die natürliche Variabilität und Stabilität der Küstenökosysteme, die Dynamik der Gewässer sowie der Sukzession und dem Wiederbesiedlungspotential (unterschiedliche Vermehrungsstrategien) der Organismen beeinflusst.

Aufgrund der geringen Erfahrungen bei der Sanierung/Restaurierung von Küstengewässern und der vorhandenen Wissensdefizite besteht ein Handlungsbedarf



bereits schon vor 2007, um geeignete Maßnahmenpläne zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes aufzustellen.

## Literatur

- BAADER, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.- Teil XII: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. - *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, **10/2**: 153 - 166.
- BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation, Universität Greifswald, 213 S. und 134 S. + Anlagen.
- BARNEKOW, D. (2004): Ist die Anlage eines künstlichen Steinriffes auf Weichboden in der Flensburger Förde ein sinnvolle Naturschutzausgleichsmaßnahme! Schlussfolgerungen aus der Besiedlungsfolge der ersten zwei Jahre. Dissertation der Universität Flensburg, 101 S.
- BEHRENDT, H.; BACH, M.; HUBER, P.; KORNMILCH, M.; OPITZ, D.; PAGENKOPF, W.G.; SCHMOLL, O.; SCHOLZ, G.; SCHWEIKART, U. & UEBE, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. - *Texte des Umweltbundesamtes*, Berlin, 288 S.
- BLÜMEL, C.; DOMIN, A.; KRAUSE, J.C.; SCHUBERT, M.; SCHIEWER, U. & SCHUBERT, H. (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. - *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **10**: 5-111.
- DAHLGREN, S. & KAUTSKY, L. (2004). Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal levels and external nutrient load? - *Hydrobiologia*, **514**: 249-258.
- DAHLKE, S. (2003): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. - *Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamt*, 175 S.
- DAHLKE, S. (2004): Beitrag zur Analyse der Nordrügenschener und Hiddenseer Boddengewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (BASE). - *Forschungsbericht der Universität Greifswald im Auftrag des LUNG*, 62. S. + Anlage.
- FEIBICKE, M. (1997): Impact of Nitrate Addition on Phosphorus Availability in Sediment and Water Column and on Plankton Biomass: Experimental Field Study in the Shallow Brackish Schlei Fjord (Western Baltic, Germany). - *Water, Air and Soil Pollution*, **99**: 445-456.
- GRACA, B.; BURSKA, D. & MATUSZEWSKA K. (2004): The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. - *Water, Air, and Soil Pollution*, **158**: 237-259.
- GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. - *Gustav Fischer Verlag*, 471 S.
- HELCOM (1988): Activities of the Commission 1987. Including: Declaration on the Protection of the marine Environment of the Baltic Sea. - *Baltic Sea Environment Proceedings*, **26**: 170 S.
- HUPFER, M. & SCHARF, B. (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. - In: *Handbuch Angewandte Limnologie/ Hrsg.: Steinberg, Calmano, Klapper, Wilken.* - *ecomede-Verlag*, Landsberg Kap. VI-2.1.: 1-67.
- IKZM (1999): Schlussfolgerungen aus dem Demonstrationsprogramm der Europäischen Kommission zum Integrierten Küstenzonenmanagement (IKZM). - *Europäische Kommission (Hrsg.)*
- KAREZ, R. & SCHORIES D. (2005): Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. - *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **14**: 95-108
- KLEEBERG, A. (1996): Comparative investigations of the efficiency of dredged sedimentation traps for the elimination of phosphorus and suspended matter in river mouth areas: A case study. - *Estuaries*, **19**: 21-30.
- KLEEBERG, A. (2005): Effektivität gebaggerter Sedimentationsfallen zur Elimination von Phosphor und suspendiertem Material in Flussmündungsgebieten. - *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **14**: 43-54.
- KRECH, M. (2003): Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - *Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock*. 169 S.
- JÄGER, D. & KOSCHEL R. (1995): Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. - *Limnologie Aktuell*, Band **8**: 330 S.
- LINDNER, A. (1978): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). - *Limnologica*, **11**: 229-305.

- NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. *Internationale Revue gesamte Hydrobiologie*, **76/3**: 451-463.
- PETERSEN, J.K. (2004): Pitfalls in interpretation of monitoring data and conflicts with other EU directives: a case study. - CHARM Workshop, Towards operational management of coastal eutrophication in Europe, Tallinn, Estonia, August 23-25, 2004.
- RIPL, W. (1990): Restaurierung der Schei. - Bericht über ein Forschungsvorhaben. *Ökosystemforschung und Gewässerbewirtschaftung*, **1**: 86 S.
- SCHAUSER, I.; MATHES, J.; SCHARF, B. & HUPFER, M. (2002): Entscheidungsfindung und Entscheidungshilfen bei der Seentherapie. - *Wasser & Boden*, **54/9**: 14-20.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. - *Population and community Biology Series 22*. Chapman & Hall, New York, 357 S.
- SCHERNEWSKI, G. & VON BODUNGEN, B. (2000): Integrative, transdisziplinäre Forschung zum Küstenzonenmanagement: Eine kritische Bestandsaufnahme. *Integrated transdisciplinary research for coastal management: A critical review*. - *Meereswissenschaftliche Berichte*, **41**: 67-72.
- SCHIEWER, U. (1998): 30 years' eutrophication in shallow brakisch waters – lesson to be learned. - *Hydrobiologia*, **363**: 73-79.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. & BAUDLER, H. (1994): Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß Zingster Boddengewässer. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **2**: 27-40.
- SCHLUNGBAUM, G. & NAUSCH, G. (1988): Nutrient turnover at the sediment/water interface in shallow eutrophic coastal waters. - *Kieler Meeresforschungen*, **6**: 184-190.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. & NEUMANN, R. (1998): Sanierungs- und Restaurierungskonzepte für die Bodden und Haffe : Oxidative Schlammbehandlung mit Nährstoffestlegung in hocheutrophen flachen Küstengewässern der Ostsee (Mecklenburg - Vorpommern). - DBU-Forschungsprojekt Az 03791, 80 S.
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (2000): Struktur und Funktion der Küstengewässer. Kap. 1.2 - In GUDERIAN, R.; GUNKEL, G. (Ed): *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd. III/1*, Springer Verlag Heidelberg, 45-80.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; KRECH, M. & KWIATKOWSKI, B. (2001): Die Darß Zingster Boddenkette – Eine Studie. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Schriftenreihe, Heft **1**: 1-209.
- THIELE, V. & MEHL, D. (1995): Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). - Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern **2**: 1-158 + Anhang.
- VIETINGHOFF, U.; PUTA, H.; KLAPPER, H.; STENDER, M.; HUBERT, M.-L. & KUNTZE, B. (1990): Ecosystem management in estuaries: cost and benefits. – *Limnologica*, **20/1**: 157-163.
- WILLE, A. (1998): Untersuchungen zu Nährstoffaustauschraten an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in Flachwasserökosystemen – ein Beitrag zur Bilanzierung des Stoffaustausches im Oder-ästuar. – Dissertation, Universität Greifswald, 134 S.

#### Autor:

Dr. Uwe Selig  
 Universität Rostock  
 Institut für Biowissenschaften  
 AG Ökologie  
 Albert Einstein Str. 3  
 18051 Rostock

Email: [uwe.selig@biologie.uni-rostock.de](mailto:uwe.selig@biologie.uni-rostock.de)