

Alexander BACHOR

Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse

Nutrient loads in the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania – a status quo analysis

Abstract

In the 1990ies nutrient loads of the coastal waters of Mecklenburg-Western Pomerania could be significantly reduced. The decrease of the phosphorus load varies between 60 % in the lagoons of the Darß-Zingster Bodden and more than 90 % in the Lower Warnow (Unterwarnow) and the Strela Sound (Strelasund). Thus, the 50 % reduction goal of the pollution load agreed upon in the framework of the Helsinki Convention was reached in all coastal waters of Mecklenburg- Western Pomerania. However, the reduction goal for nitrogen was only partly met. Here the pollution load reductions range between 20 and 30 % in most waters. Only in the Lower Warnow and the Strela Sound a reduction of more than 50 % could be achieved. The effects of the modified external nutrient load on the different coastal waters must be evaluated separately for each water body. According to the classification results for the trophic situation, some waters show first signs of recovery towards mesotrophic conditions. However, these alterations are mainly caused by the decrease of the phosphorus concentrations. With only a few exceptions a significant reaction of these waters in terms of productivity could not be verified. Especially in the shallow lagoons nutrient recycling from remobilized sediments hinders a faster inversion of the eutrophication process.

Keywords: lagoons, eutrophication, nutrient recycling

1 Einleitung

Gegenwärtig lebt etwa die Hälfte der Weltbevölkerung an der Küste (HOLLIGAN & DE BOOIS 1993). Küstengewässer und Randmeere, wie die Ostsee, sind daher in besonderem Maße anthropogenen Belastungen ausgesetzt. Die im letzten Jahrhundert stark gestiegenen landseitigen Nährstoffeinträge führten zu einer beschleunigten Eutrophierung der Ostsee. Hiervon waren die Küstengewässer besonders betroffen. Aus diesem Grunde beschlossen die Anrainerstaaten der Ostsee im Jahre 1988, die Einträge von Nährstoffen bis 1995 zu halbieren (HELCOM 1988). Zur Abschätzung der

Belastungsentwicklung wurden in allen Ostseeanliegerstaaten Programme zur Erfassung der landseitigen Belastung durchgeführt. Für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurde jüngst von BACHOR (2004) eine umfassende Belastungsanalyse vorgenommen.

2 Untersuchungsgebiete

Die vorgestellten Eintragsabschätzungen erfolgten für acht Küstengewässer bzw. Küstengewässerbereiche (Abb. 1). Zusammen nehmen diese Gewässer eine Fläche von 1.714 km² ein. Das entspricht etwa zwei Drittel der Größe des Saarlandes.

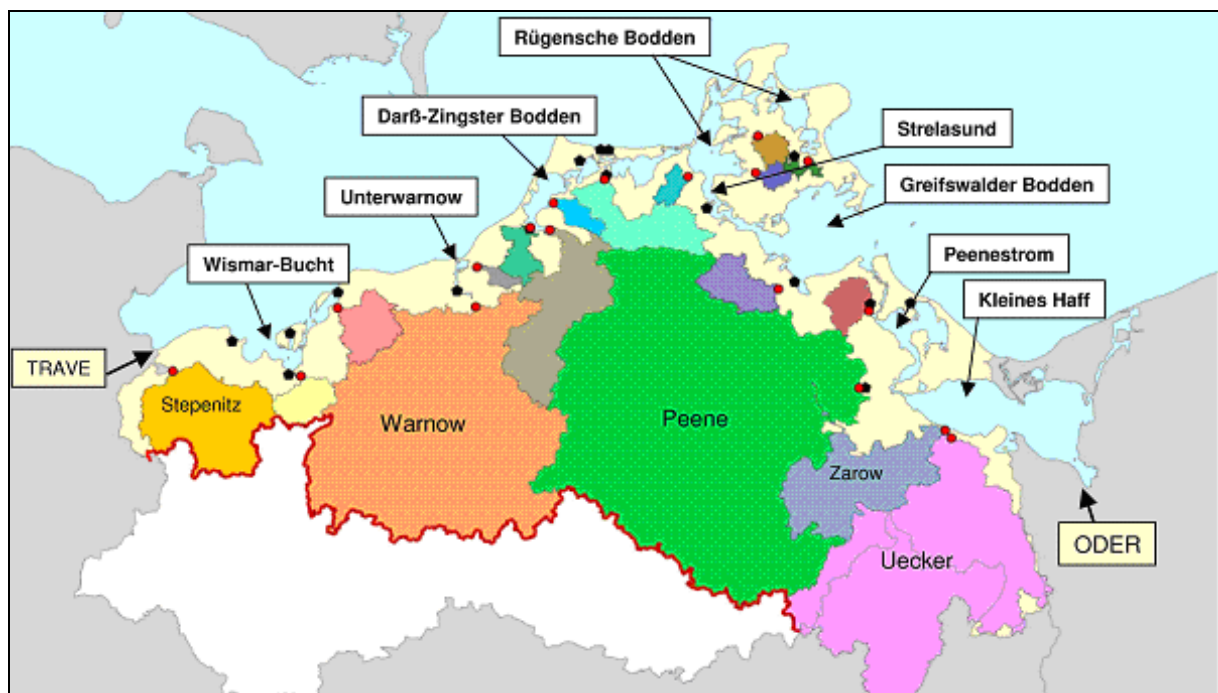


Abb. 1 Untersuchungsgebiete mit überwachten Zuflüssen und Kläranlagen (farbig unterlegt: Einzugsgebiete der überwachten Zuflüsse, der rote Punkt kennzeichnet die Lage der Bilanzmessstelle, hellgelb: nicht überwachtetes Einzugsgebiet, weiß: zum Elbe-Einzugsgebiet gehörig, schwarzes Fünfeck: überwachte Kläranlage)

Mit nur 12,5 km² ist die Unterwarnow das mit Abstand kleinste und mit 510 km² der Greifswalder Bodden das größte der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Weite Teile dieser Gewässer, insbesondere die Bodden, sind sehr flach. Der zu erwartende Belastungsgrad der Küstengewässer lässt sich bereits aus dem Verhältnis von Gewässerfläche zu Einzugsgebietsfläche abschätzen. Je mehr dieses Verhältnis zugunsten des Einzugsgebietes verschoben ist, desto höher ist die zu erwartende landseitige Belastung (Tab. 1).

Tab. 1 Morphometrische und hydrographische Daten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, nach CORRENS & JÄGER (1979), modifiziert und ergänzt

Gewässer	Fläche in km ²	Volumen in 106 m ³	Mittlere Tiefe in m	Größte Tiefe in m	EZG ²⁾ in km ²	Verhältnis Fläche : EZG
Wismar-Bucht	168,9	782,1	4,6	16,2	1.059	1:6
Unterwarnow	12,5	49,6	4,0	14,5	3.222	1:258
Darß-Zingster Bodden	186,6	383,4	2,1	16,5	1.578	1:8
Rügensche Bodden	329,9	854	2,8	10,3	718	1:2
Strelasund	64,4	252,5	3,9	16,0	238	1:4
Greifswalder Bodden	510,2	2.960	5,8	13,5	665	1:1
Peenestrom ¹⁾	163,9	429,3	2,6	16,0	5.772	1:35
Stettiner Haff	686,9	2583	3,8	14,5 ³⁾	129.834	1:189
davon Kleines Haff	277,2	1.025,6	3,7	7,8	3.449 ⁴⁾	
Summe	1.713,6 ⁵⁾	6.736,5			16.701	

¹⁾ mit Achterwasser, ²⁾ Einzugsgebiet, ³⁾ Tiefe des Schifffahrtskanals nach Stettin (MINNING 2004),

⁴⁾ deutsches Teileinzugsgebiet (Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg), ⁵⁾ ohne Großes Haff

3 Belastungen

Zur Abschätzung der landseitigen Belastungen der o.g. Küstengewässer wurden die Nährstoffeinträge aus den überwachten Zuflüssen und Direkteinleitern berechnet. Für die Zuflüsse war die Berechnung von Jahresfrachten ab Mitte der 1970er Jahre und für die Direkteinleiter ab Mitte der 1980er Jahre möglich. Neben den landseitigen Einträgen wurden die atmosphärischen Einträge abgeschätzt. Da die Jahresfrachten der Zuflüsse sehr stark von den meteorologischen und hydrologischen Bedingungen der einzelnen Jahre abhängen, wurden die Frachten über einen Zeitraum von 5 Jahren gemittelt (1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000). Bei den Direkteinleitern und bei den atmosphärischen Einträgen wurde analog verfahren.

3.1 Einträge aus kommunalen Direkteinleitern

Einträge aus kommunalen Direkteinleitern konnten für die Kläranlagen aller größeren Küstenstädte Mecklenburg-Vorpommerns ermittelt werden. Der Eintrag aus den sieben größten Direkteinleitern macht über 90 % des gesamten direkten Eintrages an der Küste des Landes aus, so dass sich die Berechnungen im Folgenden auf diese beschränken.

Die Nährstoffemissionen aus den kommunalen Kläranlagen konnten in den 1990er Jahren sehr stark reduziert werden. In der Summe der Frachten wurde für Phosphor eine 95 %ige, für Stickstoff eine 80 %ige Lastreduzierung erreicht (Tab. 2).

Tab. 2 Abwassermengen und Nährstoffemissionen aus Direkteinleitern;
Mittelwerte 1986-1990 und 1996-2000

Kläranlage	Menge (in $10^3 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$)		Gesamt-P (in t a^{-1})		Gesamt-N (in t a^{-1})	
	1988-90	1996-00	1988-90	1996-00	1988-90	1996-00
Rostock	30.730	14.886	521	3,6	1.090	205
Stralsund	11.715	5.195	111	2,3	501	52
Greifswald	7.477	3.273	78	0,6	278	35
Wismar	6.081	3.430	63	4,9	471	198
Bergen	1.890	2.877	27	1,1	126	28
Körkwitz	1.193	1.505	7,9	1,2	18	13
Wolgast	1.287	645	17	0,4	114	7
Summe	60.373	31.811	825	14	2.598	538

Mehrere Umstände sind für diesen starken Emissionsrückgang verantwortlich. Zunächst setzte mit der politischen Wende im Jahre 1990 ein starker Rückgang des Abwasseranfalls ein (Halbierung der Jahresschmutzwassermenge), der durch die Schließung abwasserintensiver Industriebetriebe insbesondere der Lebensmittelverarbeitung (z.B. Molkereien und Zuckerfabriken) und einem geringeren Wasserverbrauch in den Privathaushalten begründet ist. Darüber hinaus kam es durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel und die Optimierung abwassertechnischer Maßnahmen zu einer Verringerung der Nährstoffemissionen. In den Jahresfrachten der Kläranlagen spiegeln sich diese Veränderungen deutlich wider, wobei ein zwei-stufiger Rückgang auffällt (exemplarisch für die Kläranlage Stralsund Abb. 2).

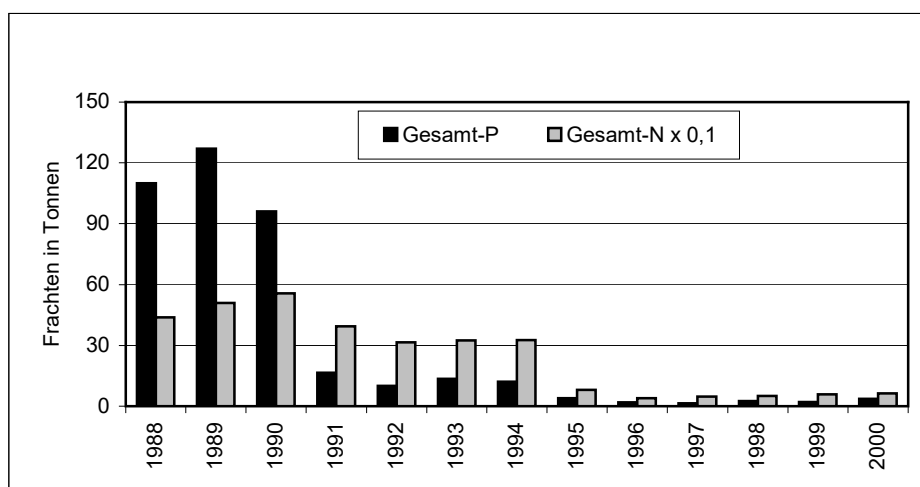


Abb. 2 Entwicklung der Jahresfrachten für Gesamt-P und Gesamt-N aus der Kläranlage Stralsund

Die erste Stufe der Belastungsabnahme zum Anfang der 1990er Jahre ist auf die oben genannte Verringerung des Abwasseranfalles und die Einführung phosphatfreier Waschmittel zurückzuführen. Daher ist der Rückgang der P-Frachten wesentlich stärker ausgeprägt als der der N-Frachten. Die zweite Stufe der Belastungsabnahme ist mit der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage im Jahre 1995 verbunden, die insbesondere zu einer Verminderung der N-Frachten führte.

3.2 Einträge aus überwachten Einzugsgebieten

Nährstofffrachten konnten für 18 Ostseezuflüsse des Landes berechnet werden. Die Einzugsgebiete dieser Gewässer sind der Abb. 1 zu entnehmen. Die größten Zuflüsse sind Peene und Warnow mit überwachten Einzugsgebieten von 5.027 km² und 3.048 km². Neben den größeren und mittleren Fließgewässern wurden auch Nährstofffrachten von Bächen ermittelt, deren Einzugsgebiete weniger als 100 km² aufweisen. Solche Zuflüsse sind z.B. der Karower Mühlbach, der Sehrower Bach und die Duvenbäk auf Rügen, sowie der Prohner und Peezer Bach.

Die P-Frachten sind in den 1990er Jahren in allen Zuflüssen zurückgegangen, wobei in vielen ehemals stark durch Abwassereinleitungen beeinflussten Gewässern ebenfalls eine zweistufige Entwicklung zu erkennen ist (exemplarisch für die P-Jahresfrachten der Peene Abb. 3).

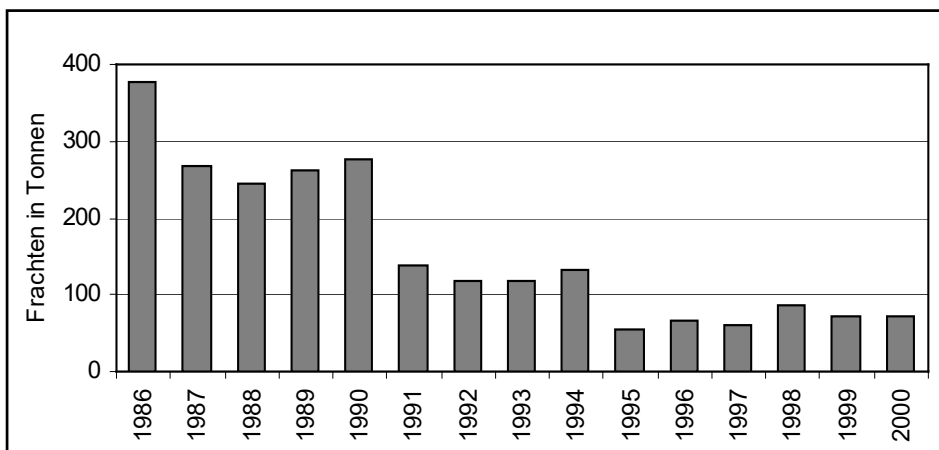


Abb. 3 Jahresfrachten für Gesamt-P der Peene

Die sprunghafte Abnahme der Frachten zu Beginn der 1990er Jahre lässt sich auf die bereits genannten Gründe zurückführen. Die zweite Stufe der Belastungsabnahme ist mit der Inbetriebnahme mehrerer neuer Kläranlagen im Einzugsgebiet Mitte der 1990er Jahre verbunden. In der Peene konnten die P-Frachten im gesamten Betrachtungszeitraum um etwa 75 % reduziert werden. Ähnlich hohe Lastreduzierungen sind für die P-Frachten von Uecker, Zarow, Barthe und Ryck zu verzeichnen. In den übrigen Zuflüssen wurden z.T. noch höhere (Ziese, Hellbach) aber auch niedrigere (Recknitz, Warnow) Frachtreduzierungen ermittelt. Im Mittel ergibt sich in den überwachten Zuflüssen ein Rückgang der P-Belastung um 65 %.

Demgegenüber weisen die N-Frachten der Zuflüsse kaum tendenzielle Entwicklungen auf. Lediglich in kleineren Gewässern, wie dem Peezer Bach, dem Karower Mühlbach, dem Körkwitzer und dem Sehrower Bach wurden Frachtreduzierungen von mehr als 50 % nachgewiesen. Diese können entweder einer verringerten Belastung aus einer maßgeblichen Belastungsquelle, wie dem Düngemittelwerk Poppendorf im Einzugsgebiet des Peezer Bachs, oder aber auf verringerte Belastungen aus dem landwirtschaftlichen Bereich (Rückgang der Viehbestände) zurückgeführt werden. In allen anderen Gewässern konnte kein eindeutig abnehmender Trend festgestellt werden; vielmehr zeigt sich bei den N-Frachten eine starke Wechselbeziehung zu den Abflüssen, die in nassen Jahren um mehr als das Dreifache ansteigen können (z.B. 1994 in der Peene; Abb. 4).

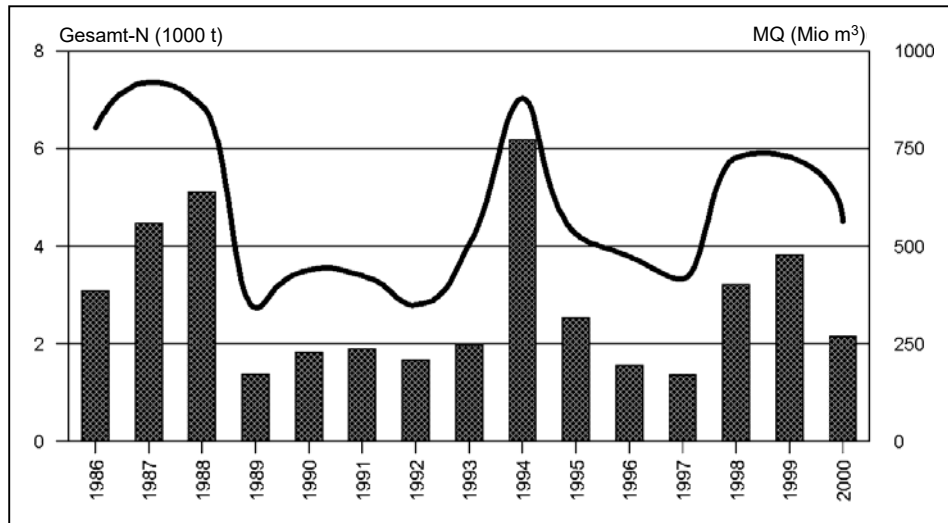


Abb. 4 Jahresabflüsse (MQ) und Jahresfrachten für Gesamt-N der Peene

Summiert man die N-Frachten aller überwachten Zuflüsse und vergleicht die mittleren Frachten der Zeiträume 1986-1990 und 1996-2000 miteinander, so ist ein Rückgang um etwa 30 % festzustellen.

3.3 Einträge aus nicht überwachten Einzugsgebieten

Mit den Frachten der 18 überwachten Fließgewässer wurden 70 % des Ostsee-einzugsgebietes Mecklenburg-Vorpommerns erfasst, wobei der Anteil des nicht überwachten Einzugsgebietes je Küstengewässer sehr unterschiedlich war. So wurden mit den Frachten von Warnow und Peene jeweils knapp über 90 % der Einzugsgebiete von Unterwarnow und Peenestrom erfasst. Auch der deutsche Teil des Einzugsgebietes des Kleinen Haffs wurde mit den Frachten von Uecker und Zarow zu über 90 % abgedeckt. Zur Erfassung der landseitigen Einträge in die Darß-Zingster Bodden wurden die Frachten der vier größten Zuflüsse Recknitz, Barthe, Körkwitzer Bach und Saaler Bach bestimmt. Diese Zuflüsse entwässern 71 % des Einzugsgebietes der Boddenkette. Wismar-Bucht, Rügensch Bodden und Greifswalder Bodden verfügen über eine nur geringe Süßwasserzufuhr. In allen drei Einzugsgebieten wurden zwar die wichtigsten, der meist kleinen Zuflüsse überwacht, jedoch konnte damit jeweils nur ein Drittel der betreffenden Einzugsgebiete abgedeckt werden. Der Strelasund besitzt mit 238 km² das kleinste Einzugsgebiet der betrachteten Küstengewässer, welches nur über sehr kleine und nicht überwachte Zuflüsse entwässert wird.

Die Einträge aus den nicht überwachten Zwischengebieten wurde im Analogieschluss zu benachbarten überwachten Flussgebieten abgeschätzt, d.h. es erfolgte eine Berechnung der Einträge auf der Basis der bekannten flächenbezogenen Stoffausträge. So wurden beispielsweise die Nährstoffeinträge in den Strelasund auf der Basis der flächenbezogenen Frachten von Prohner Bach, Duvenbäk und Sehrower Bach ermittelt. Je größer das nicht überwachte Einzugsgebiet um so größer ist der mögliche Fehler bei der Eintragsermittlung, können sich doch die flächenspezifischen Nährstofffrachten in Abhängigkeit von der Nutzung im Einzugsgebiet beträchtlich voneinander unterscheiden. So variierten die flächenspezifischen Nährstofffrachten

der 18 überwachten Gewässer um den Faktor 10. Andererseits ist eine 100 % Überwachung des Einzugsgebietes illusorisch, da die Überwachung aller küstennahen Zwischengebiete, die von einer sehr großen Anzahl kleinster Bäche und Gräben entwässert werden, mit einem unvermeidbar hohem Aufwand verbunden wäre.

3.4 Atmosphärische Nährstoffeinträge

Die Abschätzung der atmosphärischen Einträge erfolgte auf der Grundlage von Literaturangaben zur N- und P-Deposition. Die N-Deposition hat sich für den südwestlichen Ostseeraum in den letzten 15 Jahren nicht wesentlich verändert.

Nach Angaben der Helsinki-Kommission betrug die N-Deposition in diesem Gebiet Mitte der 1980er Jahre $3,75 \text{ mg m}^{-1} \text{ d}^{-1}$ und Mitte der 1990er Jahre $3,15 \text{ mg m}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (HELCOM 1997). Für die zweite Hälfte der 1990er Jahre werden für die gleiche Region $3,4 \text{ mg m}^{-1} \text{ d}^{-1}$ angegeben (BARTNICKI et al. 2003). Somit ist für die atmosphärischen Stickstoffeinträge in die Küstengewässer eine nur geringe Reduzierung zu verzeichnen.

Die P-Deposition wird nach wie vor nur selten gemessen. Für das Gebiet der neuen Bundesländer wird für die zweite Hälfte der 1980er Jahre eine mittlere P-Deposition von $0,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben (BEHRENDT et al. 1999). Bezüglich der zeitlichen Veränderungen der P-Deposition muss von der Änderung der Hauptquellen der P-Emissionen ausgegangen werden. Hauptquelle der anthropogen verursachten P-Emissionen in der Luft ist einerseits die Verbrennung von Kohle und andererseits die Winderosion, wobei zwischen Staub- und P-Emission ein enger Zusammenhang besteht. Nach dem drastischen Rückgang der Staubemissionen um mehr als 90 % in den neuen Bundesländern gibt BEHRENDT et al. (1999) eine P-Deposition für das Jahr 1995 von $0,37 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Messungen der P-Deposition durch das Landesumweltamt Brandenburg im Nordosten Brandenburgs ergaben für Ende der 1990er Jahre nur noch $0,20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (SONNENBURG & BORCHARDT 1998). Die verringerten P-Depositionen schlagen sich in verringerten atmosphärischen P-Einträgen in die Küstengewässer nieder.

4 Raum-zeitliche Belastungsanalyse der Küstengewässer

4.1 Veränderungen der Gesamteinträge

Die Einträge aus den einzelnen Eintragspfaden wurden für die eingangs genannten Fünfjahreszeiträume gewässerbezogen aufsummiert. Zur Ermittlung der raum-zeitlichen Entwicklung der Gesamtbelastung der einzelnen Küstengewässer erfolgte eine Berechnung der prozentualen Lastveränderungen durch Vergleich der mittleren Belastung für den Zeitraum 1996-2000 mit der mittleren Belastung für den Zeitraum 1986-1990. Den Eintragsänderungen wurden die Konzentrationsänderungen gegenübergestellt. Sie wurden somit einer Plausibilitätsprüfung unterzogen. Im Ergebnis dieser gekoppelten Emissions- und Immissionsanalyse kann für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns ein Überblick zur Veränderung der externen Nährstoffbelastung gegeben werden.

Die Zielstellung der Helcom, eine Halbierung der P-Einträge, ist in allen Küstengewässern des Landes erreicht worden. Die größten Lastreduzierungen wurden im Strelasund und in der Unterwarnow mit über 90 % und die geringsten in den Darß-Zingster Bodden mit 60 % verzeichnet. Die Lastreduzierungen werden durch die berechneten Konzentrationsabnahmen bestätigt (Abb. 5).

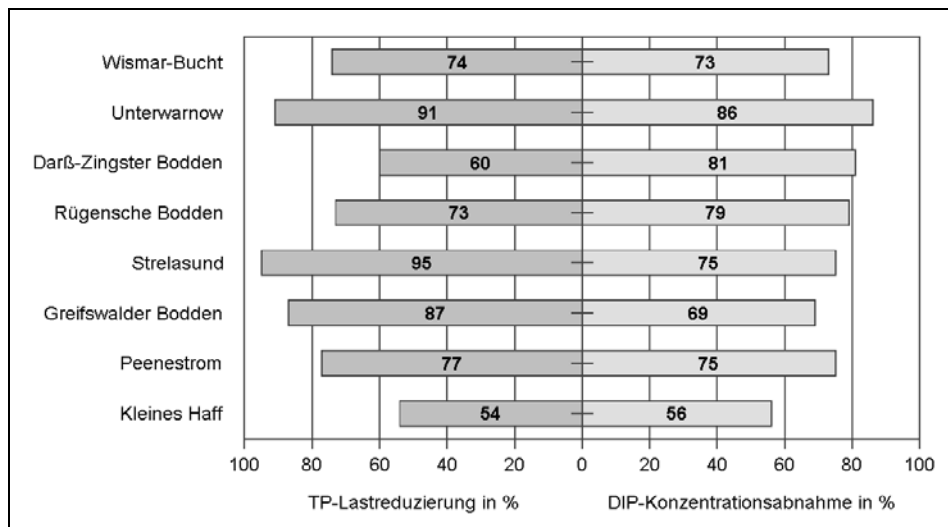


Abb. 5 Veränderungen der mittleren jährlichen P-Einträge (TP=Gesamt-P) und der mittleren jährlichen P-Konzentrationen (DIP=gelöster anorganischer P) von 1986-1990 zu 1996-2000

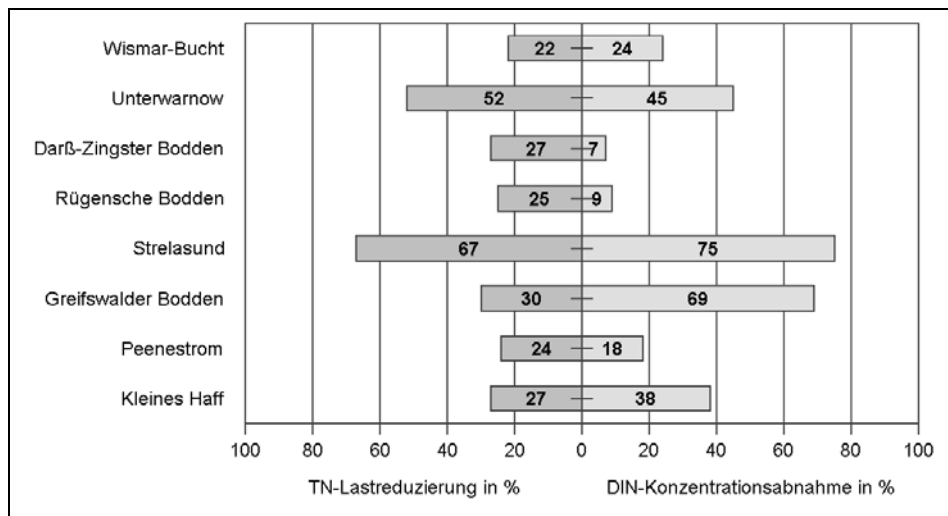


Abb. 6 Veränderungen der mittleren jährlichen N-Einträge (TN=Gesamt-N) und der mittleren jährlichen N-Konzentrationen (DIN=gelöster anorganischer N) von 1986-1990 zu 1996-2000

Für N-Einträge konnte die Zielstellung der Helcom nur im Strelasund und in der Unterwarnow erreicht werden. Im Strelasund wurde eine Lastreduzierung von etwa 70 % und in der Unterwarnow von etwa 50 % ermittelt. In beiden Gewässern wurden die Lastveränderungen durch die Konzentrationsveränderungen bestätigt. In allen anderen Gewässern liegen die Lastreduzierungen zwischen 20 und 30 % (Abb. 6).

4.2 Veränderungen der anteilmäßigen Zusammensetzung der Einträge

Der Vergleich der Eintragspfade zeigt, dass sich die anteilmäßige Zusammensetzung der drei Belastungspfade insbesondere beim Phosphor zugunsten der zuflussbedingten Einträge und der atmosphärischen Deposition verschoben hat (Abb. 7).

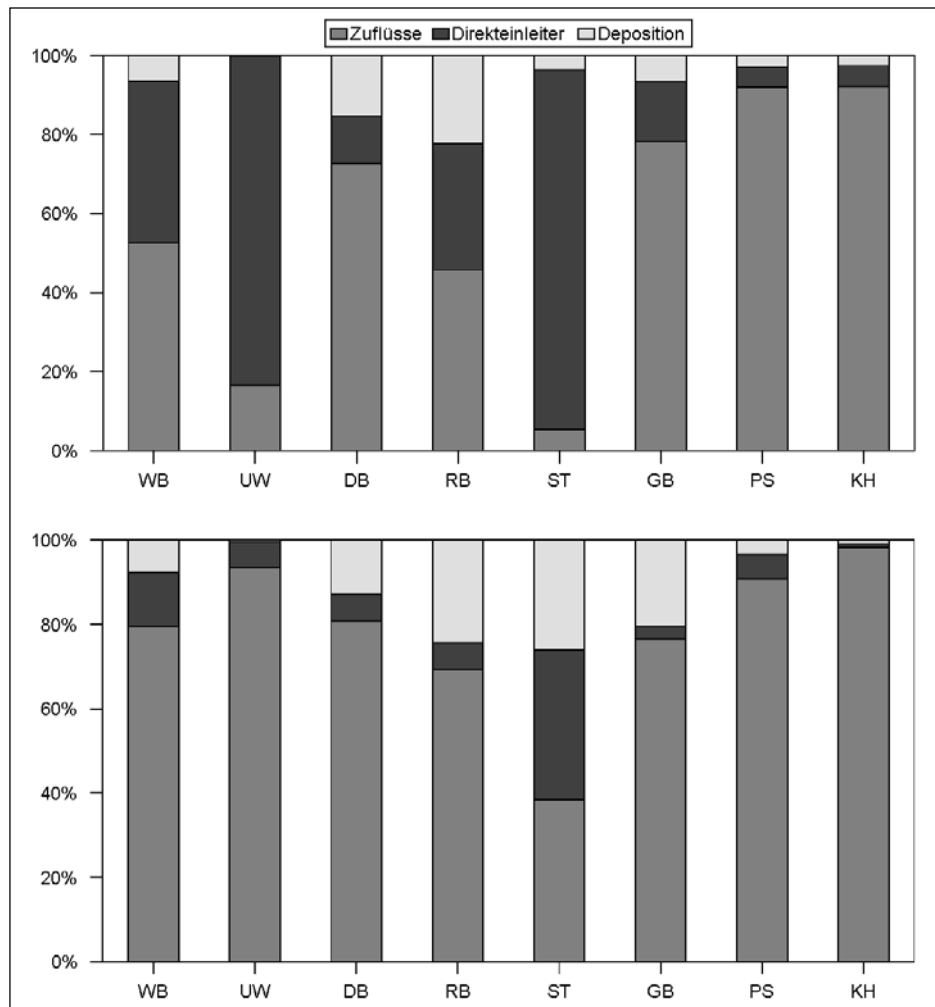


Abb. 7 Anteile der Eintragspfade für Phosphor im Zeitraum 1986-1990 (oben) und 1996-2000 (unten); (WB = Wismar-Bucht, UW = Unterwarnow, DB = Darß-Zingster Bodden, RB = Rügensch Bodden, ST = Strelasund, GB = Greifswalder Bodden, PS = Peenestrom, KH = Kleines Haff)

In allen Küstengewässern dominieren mittlerweile die zuflussbedingten Einträge aus den Einzugsgebieten die Gesamtbelastung. Der Anteil der atmosphärischen P-Deposition ist gering. Er liegt meist unter 10 %. Im Strelasund, den Rügensch Bodden und dem Greifswalder Bodden können bis 20 % erreicht werden.

Die N-Belastung wird noch stärker als die P-Belastung durch die zuflussbedingten Einträge dominiert. An zweiter Stelle rangieren in allen acht Küstengewässern die atmosphärischen Einträge. Im Strelasund, den Rügensch Bodden und dem Greifswalder Bodden erreichen sie gegenwärtig bereits 20 bis 25 % der Gesamtbelastung.

4.3 Vergleich der Nährstoff-Flächenbelastungen

Von großem Interesse ist die Angabe von Werten zur Nährstoff-Flächenbelastung, da über sie Aussagen zur Eutrophierung der einzelnen Gewässer getroffen werden können. Bereits VOLLENWEIDER (1968) gibt in Abhängigkeit von der Gewässertiefe Toleranz- und Gefährlichkeitsgrenzen für die Höhe der Nährstoff-Flächenbelastung von stehenden bzw. austauscharmen Gewässern an (Tab. 4).

Vergleicht man die jüngst von BACHOR (2004) für acht Küstengewässer bzw. Küstengewässerbereiche ermittelten Nährstoff-Flächenbelastungen (Tab. 5) mit diesen Grenzwerten, kann festgestellt werden, dass trotz der sehr starken Belastungsreduzierung bisher in keinem der Gewässer die tolerierbaren Grenzen erreicht wurden. Bei der P-Flächenbelastung wurden in den Rügensch Bodden und im Strelasund die Gefährlichkeitsgrenzen immerhin bereits unterschritten und in den Darß-Zingster Bodden und im Greifswalder Bodden nahezu erreicht. Im Peenestrom und besonders im Haff sowie der Unterwarnow sind jedoch nach wie vor sehr deutliche Überschreitungen dieses Grenzwertes zu verzeichnen.

Tab. 4 Tolerierbare und gefährliche Grenzen für die Nährstoff-Flächenbelastung (in $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) von Gewässern bis 10 m Wassertiefe (nach VOLLENWEIDER 1968)

mittlere Gewässertiefe	Phosphor		Stickstoff	
	tolerierbar	gefährlich	tolerierbar	gefährlich
bis 5 m	0,07	0,13	1,0	2,0
bis 10 m	0,10	0,20	1,5	3,0

Tab. 5 Nährstoff-Flächenbelastungen (in $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$) für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1986-1990 und 1996-2000

Gewässer	Mittlere Tiefe	Gesamt-Phosphor		Gesamt-Stickstoff	
		1986-1990	1996-2000	1986-1990	1996-2000
Rügensch Bodden	2,8 m	0,4	0,08	10	7
Strelasund	3,9 m	1,9	0,10	13	4
Darß-Zingster Bodden	2,1 m	0,5	0,18	12	9
Greifswalder Bodden	5,8 m	1,0	0,21	7	5
Wismar-Bucht	4,6 m	1,1	0,28	11	9
Peenestrom	2,6 m	2,3	0,5	24	18
Stettiner Haff	3,8 m	8,8	3,1	77	56
Unterwarnow	4,0 m	50	4,7	337	162

Noch ungünstiger sind die Verhältnisse bei den N-Flächenbelastungen. In allen Küstengewässern werden die Gefährlichkeitsgrenzen mehr oder weniger deutlich überschritten. Dabei liegen die Überschreitungen zwischen Faktor 2 im Strelasund und Faktor 50 in der Unterwarnow.

Da die Küstengewässer, anders als die überwiegende Anzahl der limnischen Standgewässer, durch den Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee gekennzeichnet sind, kann mittlerweile aber davon ausgegangen werden, dass in einigen Gewässern bereits Schwellenwerte erreicht wurden, die eine Veränderung der Trophie erwarten lassen.

SCHLUNGBAUM et al. (2000) haben eine Applikation des Vollenweider-Modells auf die Darß-Zingster Boddenkette vorgenommen. Aus dem Verhältnis von mittlerer Tiefe zur Wasseraufenthaltszeit einerseits und der flächenmäßigen Belastung andererseits wurden wahrscheinliche Trophiestufen für dieses Gewässer abgeleitet. Danach kann bei einer Flächenbelastung von $0,12 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ein mesotropher und bei $0,23 \text{ g P m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ein eutropher Zustand erwartet werden.

5 Auswirkungen auf die Trophie der Küstengewässer

Die seit Mitte der 1980er Jahre durchgeführten Klassifizierungen nach einer im Jahre 1983 in der Wasserwirtschaftsdirektion Küste, einer Vorgängereinrichtung des LUNG, erarbeiteten Richtlinie (siehe GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1991), ergaben für die Trophiesituation der Küstengewässer alarmierende Resultate, die im wesentlichen auf die hohe landseitige Nährstoffbelastung zurückzuführen waren. Bisher mussten die meisten der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern als eu- bis polytroph, einige sogar als hypertroph eingeschätzt werden.

Mittlerweile liegen Klassifizierungsergebnisse nach der o.g. Richtlinie für einen Zeitraum von bis zu 15 Jahren vor. Die Zuordnung zu einer Trophieklasse wird an den Klassengrenzen oft durch die Nachkommastelle bestimmt. Die z.T. jährlichen Wechsel der Trophieklasse innerhalb eines natürlichen, meist durch Witterungsunterschiede bedingten Schwankungsbereiches sind normal. Aus kurzfristigen Wechseln der Trophieklassen auf eine Verbesserung oder Verschlechterung zu schließen wäre daher voreilig. Deshalb wurden die Klassifizierungsergebnisse mehrerer, einen größeren Gewässerbereich repräsentierende, Messstellen für 5-Jahreszeiträume zusammengefasst. Solche robusteren Klassenwerte wurden für insgesamt 19 Gewässerbereiche der inneren Küstengewässer und für 5 Küstenabschnitte der äußeren Gewässer für die Zeiträume 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 gegenübergestellt (Tab. 6).

In nahezu allen Gewässerbereichen ist tendenziell eine Abnahme der mittleren Klassenwerte zu verzeichnen, was im Wesentlichen auf die Abnahme der P-Konzentrationen zurückzuführen ist. Eine messbare Reaktion der Gewässer auf produktionsbiologischer Ebene (geringere Chlorophyll a-Konzentrationen (Chl a), höhere Sichttiefen) steht, von Ausnahmen abgesehen, noch aus. In den äußeren Gewässern sind im Küstenabschnitt zwischen Wustrow (Halbinsel Fischland) und Saßnitz (Rügen) mesotrophe Verhältnisse (Klasse 2) anzutreffen. In der Mecklenburger Bucht ist eine Entwicklung hin zur Mesotrophie erkennbar. Die Pommersche Bucht, insbesondere der unmittelbar von der Oder beeinflusste küstennahe Südteil, zeigt eine um eine Klassenstufe höhere Trophie (Klasse 3), wobei sich auch hier eine Remesotrophierung abzeichnet.

Tab. 6 Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach „Trophie und organischer Belastung“

Gewässer	Gewässerbereich	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Äußere Küstengewässer:	Lübecker/Mecklenburger Bucht	2,9	2,6	2,2
	Fischland bis Kap Arkona	2,1	2,0	1,9
	Östlich Rügen	2,4	2,4	2,0
	Nördliche Pommersche Bucht	3,1	2,7	2,7
	Südliche Pommersche Bucht	3,6	3,2	3,2
Innere Küstengewässer:				
Wismar-Bucht	Äußere Wismar-Bucht	2,7	2,3	2,0
	Innere Wismar-Bucht	3,3	3,0	2,6
	Salzhaff	n.u.	n.u.	3,1
Unterwarnow	Südlicher Teil	5,0	4,9	4,3
	Nördlicher Teil mit Breitling	4,5	3,7	2,9
Darß-Zingster Bodden	Ribnitzer See	n.u.	5,0	5,0
	Saaler Bodden	n.u.	5,0	4,6
	Bodstedter Bodden	n.u.	4,5	4,4
	Barther Bodden	4,2	4,0	4,0
	Grabow	3,8	4,0	3,8
Rügensche Bodden	Kleiner Jasmunder Bodden	n.u.	5,1	4,1
	Großer Jasmunder Bodden	3,0	3,0	2,8
	Äußere Rügensche Bodden	2,8	2,9	2,7
Strelasund	Gesamter Bereich	3,2	3,0	2,9
Greifswalder Bodden	Nördlicher u. zentraler Bereich	3,2	3,0	2,5
	Südöstlicher Bereich	3,5	3,3	3,1
Peenestrom	Nördlicher Bereich	4,4	4,1	4,2
	Südlicher Bereich	4,5	4,4	4,4
Kleines Haff	Gesamter Bereich	4,9	4,5	4,5

n.u. = nicht untersucht, die Graustufen entsprechen den Klassenzuordnungen 2-5 (mesotroph, eutroph, polytroph, hypertroph)

Von den inneren Küstengewässern kann die äußere Wismar-Bucht inzwischen als mesotroph eingestuft werden. Die innere Wismar-Bucht verbleibt demgegenüber weiterhin im eutrophen Zustand (Klasse 3), wenn auch die Klassengrenze zum mesotrophen Zustand Ende der 1990er Jahre fast erreicht wurde. Das Salzhaff wird durch Makrophyten dominiert (SCHIEWER 2002, SCHUBERT & KRAUSE 2002), deren Biomasse bei dem Klassifizierungsansatz des LUNG nicht berücksichtigt wird. Trotz der sehr guten Sichttiefen und der geringen Chl a-Gehalte ist das Gewässer in Folge der hohen Nährstoffkonzentrationen als eutroph einzustufen. Ebenfalls eutrophe Gewässer sind die äußeren Rügensch Bodden, der Strelasund, der Große Jasmunder und der Greifswalder Bodden. Die Veränderungen in der Klassenzuordnung sind in diesen überwiegend flachen Gewässern nur gering.

Stärker eutrophierte Gewässer (Klasse 4) sind der Barther Bodden, der Grabow und der Peenestrom. Trends in der Trophieentwicklung dieser Gewässer zeichnen sich jedoch nicht ab.

Positive Entwicklungen sind aber in einigen ehemals polytrophen Gewässern bzw. Gewässerbereichen festzustellen. So hat sich die Wasserbeschaffenheit der bis zur Mitte der 1990er Jahre polytrophen Unterwarnow (Klasse 5) deutlich verbessert. Im nördlichen Teil mit dem Breitling ist neben einer starken Abnahme der Nährstoff-

konzentrationen auch ein Rückgang der Chl a-Konzentrationen und ein Anstieg der Sichttiefen zu verzeichnen (Abb. 8). In Höhe Werft (Station UW4) hat sich die Sichttiefe von mittleren 1,4 m (1986-1990) auf durchschnittliche 2,6 m (1996-2000), also um über 1 m, erhöht. Gleichzeitig ist der mittlere Chl a-Gehalt um mehr als 50 % zurückgegangen; er liegt damit wieder auf dem Niveau Anfang der 1980er Jahre. Auch im Breitling (UW6) sind starke Veränderungen zu beobachten. Hier ging der mittlere Chl a-Gehalt von $8,4 \mu\text{g l}^{-1}$ auf $3,7 \mu\text{g l}^{-1}$ zurück und die mittlere Sichttiefe erhöhte sich von 2,8 auf 3,5 m. Diese signifikanten Veränderungen können einer stark verringerten landseitigen Nährstoffbelastung in den 1990er Jahren zugeordnet werden. Neben dem Neubau der Kläranlage Rostock ist dabei auch eine deutliche Reduzierung der Stickstoffeinträge aus dem kleinen Peezer Bach zu konstatieren. Mitte der 1980er Jahre führten die N-Emissionen aus dem Düngemittelwerk in Poppendorf zu einem drastischen Anstieg der N-Frachten dieses kleinen Gewässers. Durch den Peezer Bach wurden in dieser Zeit höhere N-Mengen in Breitling und Unterwarnow eingetragen als durch die Warnow. Infolgedessen stiegen die N-Konzentrationen im Breitling enorm an. Nachdem die N-Emissionen aus dem Düngemittelwerk Ende der 1980er und Anfang der 1990er Jahre stark verringert wurde, sanken auch die N-Konzentrationen im Breitling.

Neben den verringerten landseitigen Nährstoffbelastungen dürfen allerdings auch veränderte Bedingungen beim Wasseraustausch zwischen Unterwarnowgebiet und Ostsee nicht unberücksichtigt bleiben. Von 1996 bis 1998 wurde der Seekanal verbreitert und vertieft, wodurch sich der Salzgehalt im Mündungsgebiet der Unterwarnow im Durchschnitt um etwa 1 PSU erhöht hat. Dies hat sich mit Sicherheit auch auf die Nährstoff- und Lichtverhältnisse ausgewirkt. Welchen Anteil letztlich beide Faktoren an den Veränderungen in der nördlichen Unterwarnow und im Breitling haben, lässt sich nicht quantifizieren. Es sei aber darauf verwiesen, dass die Abnahme der Nährstoff- und Chl a-Konzentrationen, wie auch die Zunahme der Sichttiefen bereits vor Beginn der Baggermaßnahme einsetzte.

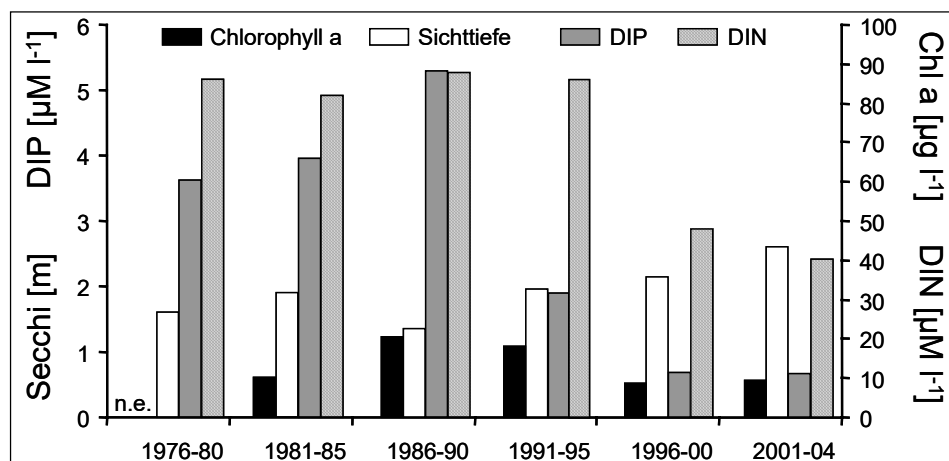


Abb. 8 Entwicklung von gelöstem anorganischem Stickstoff und Phosphor, Chl a und Sichttiefe in der nördlichen Unterwarnow (Mittelwerte der Station UW4)

Von großem Interesse wäre eine weitergehende Auswertung der Untersuchungsbefunde in der Unterwarnow hinsichtlich möglicher Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons, zumal eine umfassende diesbezügliche

Auswertung für die Jahre 1979 und 1980 vorliegt (SCHMIDT 1990). Auch eine aktuelle Bestandsaufnahme der Makrophyten und deren Vergleich mit den Befunden von PORTER (1894) scheinen lohnenswert.

Wie stark die beiden Trophieindikatoren Chl a und Sichttiefe korrelieren zeigt Abb. 9. Beide Parameter weisen das äußere Salzhaff und die äußere Wismar-Bucht als mesotroph aus. Am weitesten fortgeschritten ist die Eutrophierung in den inneren Bodden der Darß-Zingster und der Rügenschens Boddenkette. Die extrem niedrigen Sichttiefen in den flachen Boddengewässern sind aber nicht nur auf die hohen Biomassekonzentrationen sondern auch auf die Resuspension von Schlicksedimenten zurückzuführen. Zwischen dem Gehalt an suspendiertem partikulärem Material (SPM) und der Windgeschwindigkeit (WG) konnte in den flachen Bodden- und Haffgewässern eine enge positive Korrelation nachgewiesen werden (Tab. 7). Gleichzeitig zeigt sich in diesen Gewässern ein negativ korrelierter Zusammenhang zwischen SPM und Sichttiefe (ST). In den tieferen Gewässern bzw. Gewässerbereichen reicht die Seegangsausprägung und dessen Wirkungstiefe offenbar nicht aus, um über die Resuspension von Sedimenten eine Verringerung der Sichttiefe in der oberen Wassersäule herbeizuführen. In den flachen Küstengewässern ist mit dem windinduzierten Anstieg der SPM-Konzentrationen auch ein Anstieg der Nährstoffkonzentrationen verbunden.

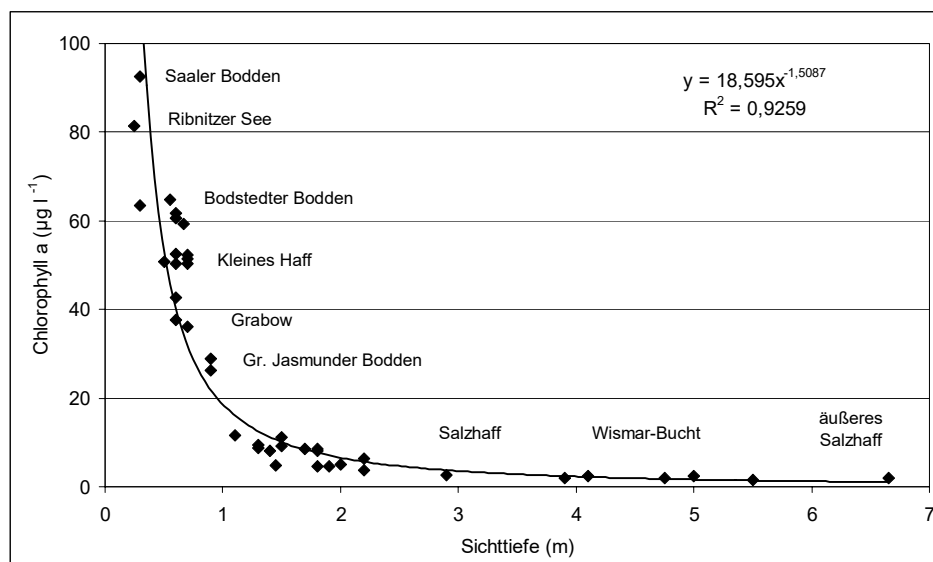


Abb. 9 Zusammenhang zwischen Sichttiefe und Chlorophyll a in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte für Gütemessstellen aus verschiedenen Gewässern für den Zeitraum 1996-2000

Mit der Remobilisierung der Sedimente werden die an sie gebundenen Nährstoffe wieder in den Wasserkörper eingetragen. Dabei wird sowohl der im Porenwasser gelöst vorliegende Anteil als auch die adsorbierte Phase spontan im Freiwasser verfügbar. Die erodierten Partikel unterliegen darüber hinaus der Elution. Eine Quantifizierung des mit der Resuspension von Sedimenten gekoppelten Nährstoffeintrages ist schwierig. Erste diesbezügliche Abschätzungen gehen von Verfügbarkeiten zwischen 10 (DAHLKE 2003) und 30 % (SCHLUNGBAUM et al. 2001) aus.

Tab. 7 Zusammenhang zwischen Schwebstoffgehalt (SPM) und Windgeschwindigkeit (WG), Sichttiefe (ST), Gesamt-P (TP) und Gesamt-N (TN) in ausgewählten Küstengewässern, Korrelationskoeffizienten für Datenreihen 1995-2002: *** $\alpha < 0,01$, ** $\alpha < 0,05$, * $\alpha < 0,05$

Gewässer	Station	Wassertiefe in m	N	SPM/WG	SPM/ST	SPM/TP	SPM/TN
Barther Bodden	DB6	2-3	75	0,44***	-0,56***	0,61***	0,34**
Kubitzer Bodden	KB90	3-4	88	0,36***	-0,57***	0,20*	0,33**
Kleines Haff	KHM	5	82	0,71***	-0,58***	0,38***	0,13
Greifswalder Bodden	GB19	9	140	0,23*	-0,50***	0,10	-0,03
Gr. Jasmunder Bodden	RB10	9	66	0,16	-0,48***	0,27*	0,18
Wismar-Bucht	WB3	9	80	0,22*	-0,13	0,16	-0,09
Unterwarnow	UW4	10	82	-0,08	-0,35**	0,05	-0,15

Auf der Grundlage umfangreicher Sedimentuntersuchungen in den Jahren 1995-2002 hat BACHOR (2004) Nährstoffinventare für die Schlicksedimente der eingangs genannten 8 Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns berechnet. Unter der Annahme, dass 10 % des in der obersten 5-cm-Schicht der Schlicksedimente akkumulierten Nährstoffinventars durch Resuspension verfügbar sind, wurden die „internen Einträge“ der Summe aus landseitigen und atmosphärischen Einträgen gegenübergestellt. In allen vorpommerschen Boddengewässern dominieren danach die internen gegenüber den externen Einträgen, was auch eine Erklärung für die geringen Veränderungen in der Trophielage dieser Gewässer ist. Für die Unterwarnow und das Kleine Haff sind die externen Einträge nach wie vor deutlich höher einzuschätzen als die internen. Beim Stickstoff dominiert in allen Küstengewässern der externe Eintrag.

6 Zusammenfassung

Die Nährstoffbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns konnte in den 1990er Jahren deutlich reduziert werden. Beim Phosphor liegt die Belastungsabnahme zwischen 60 % in den Darß-Zingster Bodden und über 90 % in Unterwarnow und Strelasund. Damit wurde die Zielstellung der Halbierung der Einträge gemäß Helsinki Konvention in allen Küstengewässern des Landes erreicht. Beim Stickstoff ist dies nur zum Teil der Fall. Die Lastreduzierungen liegen hier in den meisten Gewässern zwischen 20 und 30 %. Lediglich in Unterwarnow und Strelasund wurde eine Reduzierung um mehr als 50 % erreicht.

Die Auswirkungen der veränderten externen Nährstoffbelastung auf die Trophielage der einzelnen Küstengewässer sind unterschiedlich einzuschätzen. Entsprechend den Klassifizierungsergebnissen zur Trophie zeigen sich in einigen Gewässern erste Anzeichen einer Remesotrophierung. Diese Veränderungen sind allerdings überwiegend auf die Konzentrationsabnahme beim Phosphor zurückzuführen. Eine messbare Reaktion der Gewässer auf produktionsbiologischer Ebene steht, von Ausnahmen abgesehen, noch aus. Insbesondere in den flachen Boddengewässern verhindert das in den Sedimenten akkumulierte und leicht remobilisierbare Nährstoffpotential eine schnelle Umkehr des Eutrophierungsprozesses.

Literatur

- BACHOR, A. (2004): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. Dissertation, Universität Greifswald, 213 S.
- BARTNICKI, J., A. GUSEN, K. BARRETT & D. SIMPSON (2003): Atmospheric Supply of Nitrogen, Lead, Cadmium, Mercury and Lindan to the Baltic Sea in the period 1996-2000. - <http://www.emep.int/helcom2002/index.html>
- BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Texte des Umweltbundesamtes 75/99, Berlin.
- CORRENS, M. & F. JÄGER (1979): Beiträge zur Hydrographie der Nordrügensch Bodden. I. Einführung in das Untersuchungsgebiet, Wasserstandsverhältnisse und Wasserhaushalt. Acta Hydrophysica, **24**: 149-177.
- DAHLKE, S. (2003): Beitrag zur Analyse der Nordrügensch und Hiddenseer Boddengewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (BASE), Forschungsbericht der Universität Greifswald im Auftrag des LUNG. 62 S.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1991 des Landes Mecklenburg-Vorpommern (1991). Hrsg. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 149 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 No. **26**. 170 p.
- HELCOM (1997): Airborne Pollution Load to the Baltic Sea 1991-1995. Baltic Sea Environment Proceedings No. **69**, 57 p.
- HOLLIGAN, P. & H. DE BOOIS (Hrsg.) (1993): Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) Science Plan, IGBP Report No. 25, IGBP, Stockholm, 50 p.
- MINNING, M. (2004): Der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs. In Schernewski & Dolch (Editors): The Oder Estuary - against the background of the European Water Framework Directive. Marine Science Reports, **57**: 179-222.
- PORTER, H. C. (1894): Abhängigkeit der Breiting- und Unterwarnowflora vom Wechsel des Salzgehaltes. Archiv Verein Freunde Naturgesch. Mecklenburg, **48**: 79-105.
- SCHIEWER, U. (2002): Recent Changes in Northern German Lagoons with Special References to Eutrophication. in SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: structure, function and management. Ceedes, Springer Publ., 19-30.
- SCHLUNGBAUM, G., H. BAUDLER, M. KRECH & B. KWIATKOWSKI (2001): Die Darß-Zingster Bodden – eine Studie. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, 1/2001, 209 S.
- SCHMIDT, I. (1990): Untersuchungen über das Phytoplankton der Unterwarnow 1979/1980. Limnologica (Berlin), **20**(1): 165-182.
- SCHUBERT, H., & J. CH. KRAUSE (2002): Macrophytes in Coastal Lagoons of the Southern Baltic – Recent Knowledge and Developments. in SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: structure, function and management. Ceedes, Springer Publ., 31-41.
- SONNENBURG, F. & H. BORCHARDT (1998): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- und Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Forschungsbericht, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Band **20/21**, 199 S.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968), Scientific Fundamentals of the Eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in Eutrophication, Paris, Rep. Organization for Economic Cooperation and Development, DAS/CSI/68.27, 192 p.

Autor:

Dr. Alexander Bachor
Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg- Vorpommern
Abt. Wasser & Boden
Goldberger Str. 12
18273 Güstrow

Email: alexander.bachor@lung.mv-regierung.de