

Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente



Kreideküste im Nationalpark „Jasmund“ auf der Insel Rügen

(Foto: Harald Karl)

HERAUSGEBER:

Landesamt für Umwelt Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Goldberger Str. 12
18273 Güstrow
Telefon: 03843/777-0
Fax: 03843/777-106
e-mail: bibliothek@lung.mv-regierung.de
Internet: www.lung.mv-regierung.de

VERFASSER:

Dr. Alexander Bachor
Landesamt für Umwelt Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
Abteilung 3: Wasser und Boden
alexander.bachor@lung.mv-regierung.de

ISSN: 0944-0836

TITELSEITE:

Veränderungen der mittleren jährlichen Phosphor-Einträge in die Küstengewässer
Mecklenburg-Vorpommerns

HERSTELLUNG UND DRUCK:

Henryk Walther, Papier- & Druck-Center Neubrandenburg
Katharinenstraße 14/16 · 17033 Neubrandenburg
www.walther-druck.de

AUFLAGE: 2005, 300 Exemplare

EINZELPREIS: 10,00 €

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten und Helfern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwandt werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwandt werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden kann. Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Druckschrift dem Empfänger zugegangen ist.

Güstrow im Oktober 2005

**Nährstoff- und Schwermetallbilanzen
der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente**

**Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern**

Diese Druckschrift gibt die von Herrn Alexander Bachor gefertigte Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.) an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald wieder.

Gutachter für die Dissertation waren Herr Prof. Dr. Karl-Heinz Henning und Herr Prof. Dr. Lutz Brüggemann.

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	III
TABELLENVERZEICHNIS	VI
VERZEICHNIS HÄUFIG BENUTZTER ABKÜRZUNGEN	IX
1 EINLEITUNG	1
2 ZIELSTELLUNG	2
3 MATERIAL UND METHODEN	3
3.1 Wasser- und Abwasseruntersuchungen.....	3
3.2 Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen.....	6
3.3 Datenherkunft und Datenaufbereitung	8
3.4 Methoden der Frachtberechnung und Fehlerabschätzungen.....	12
4 DIE UNTERSUCHUNGSGEBIETE IM ÜBERBLICK	18
5 ERGEBNISSE	21
5.1 Wismar-Bucht einschließlich Salzhaff	21
5.1.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt.....	21
5.1.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar	25
5.1.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe	32
5.1.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar.....	36
5.2 Unterwarnow einschließlich Breitling	42
5.2.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt.....	42
5.2.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar	45
5.2.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe	51
5.2.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar.....	53
5.3 Darß-Zingster Bodden	60
5.3.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt.....	60
5.3.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar	64
5.3.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe	73
5.3.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar.....	75
5.4 Rügensche Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden	82
5.4.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt.....	82
5.4.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar	87
5.4.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe	93
5.4.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar.....	95
5.5 Peenestrom und Kleines Haff.....	100
5.5.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt.....	100
5.5.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar	103

5.5.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe	110
5.5.4 Schwermetalleintrag und Schwermetallinventar	113
6 VERGLEICHENDE BETRACHTUNGEN UND DISKUSSION	117
6.1 Nährstoffe	117
6.1.1 Einträge über Zuflüsse	117
6.1.2 Einträge über Direkteinleiter	122
6.1.3 Atmosphärische Einträge	125
6.1.4 Veränderungen der Gesamteinträge und des mittleren Konzentrationsniveaus	126
6.1.5 Veränderungen der flächenspezifischen Belastung	129
6.1.6 Trenduntersuchungen anhand von Winterkonzentrationen	130
6.1.7 Veränderungen der jahreszeitlichen Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen	132
6.1.8 Zum Trophiestatus der Küstengewässer	136
6.1.9 Nährstoffverteilung in den Sedimenten	141
6.1.10 Nährstoffbilanzen für ausgewählte Küstengewässer	146
6.2 Schwermetalle	154
6.2.1 Einträge über die Zuflüsse	154
6.2.2 Einträge über Direkteinleiter	159
6.2.3 Atmosphärische Einträge	162
6.2.4 Diffuse Einträge von urbanen Flächen	163
6.2.5 Einträge aus dem Schiffsverkehr	166
6.2.6 Gesamteinträge	167
6.2.7 Konzentrationen im Wasser	168
6.2.8 Schwermetallgehalte im Schwebstoff	171
6.2.9 Schwermetallverteilung in den Sedimenten	176
6.2.10 Vergleich der Schwermetallbefunde im Schwebstoff und in Schlicksedimenten	183
7 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN	186
LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS	193
ANLAGENVERZEICHNIS	214
DANKSAGUNG	219

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Die Untersuchungsgebiete im Überblick.....20

Abb. 2: Wismar-Bucht einschließlich Salzhaff mit Messstellen zur Gewässerüberwachung.....22

Abb. 3: Mittlere DIP-Konzentrationen in der Wismar-Bucht, 1986-1990 und 1996-200028

Abb. 4: Zusammenhang zwischen P-Eintrag und P-Konzentrationen in der inneren Wismar-Bucht28

Abb. 5: Mittlere DIP-Konzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht der Wismar-Bucht (WB3) und der Lübecker Bucht (O22), 1982-200132

Abb. 6: Mittlere DIN-Konzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht der Wismar-Bucht (WB3) und der Lübecker Bucht (O22), 1982-200134

Abb. 7: Unterwarnow und Breitling mit Messstellen zur Gewässerüberwachung.....44

Abb. 8: DIP-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Oberwarnow, 1976-200045

Abb. 9: Nitrat- und Ammonium-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Oberwarnow, 1976-2000.....45

Abb. 10: Mittlere DIP-Konzentrationen in Unterwarnow und Breitling, 1986-1990 und 1996-200047

Abb. 11: Zusammenhang zwischen P-Eintrag und P-Konzentrationen in der Unterwarnow, 1988-2000.....48

Abb. 12: Mittlere DIN-Konzentrationen in Unterwarnow und Breitling, 1986-1990 und 1996-2000.....49

Abb. 13: Phosphorexport aus der Unterwarnow in die Ostsee, 1980-200051

Abb. 14: Schwermetallkonzentrationen im Wasser von Ober- und Unterwarnow, Mediane 1996-200056

Abb. 15: Schwermetallgehalte im SPM aus Ober- und Unterwarnow, Mediane 1997-200056

Abb. 16: Darß-Zingster Bodden mit Messstellen zur Gewässerüberwachung62

Abb. 17: DIP-Jahresfrachten und Jahresabflüsse von Zuflüssen zu den Darß-Zingster Bodden, 1976-200064

Abb. 18: Nitrat- und Ammonium-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Recknitz, 1976-200065

Abb. 20: TOC- und Nährstoffgehalte in Sedimentkernen der Darß-Zingster Bodden, Mittelwerte 0-16 cm71

Abb. 19: Oberflächensediment- und Sedimentkernstationen der Darß-Zingster Bodden, 1995-200172

Abb. 21: Phosphorexport aus den Darß-Zingster Bodden, 1975-200074

Abb. 22: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 416 (Saaler Bodden)78

Abb. 23: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 426 (Saaler Bodden)78

Abb. 26: Cd-, Hg- und Pb-Gehalte in Sedimentkernen der Darß-Zingster Bodden, Mittelwerte 0-16 cm.....79

Abb. 24: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 430 (Bodstedter Bodden).....80

Abb. 25: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 445 (Barther Bodden)80

Abb. 27: Boddengewässer um Rügen mit Messstellen zur Gewässerüberwachung84

Abb. 28: Mittlere DIP-Konzentrationen im Kubitzer Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden, 1986-1990 und 1996-200089

Abb. 29: Mittlere DIN-Konzentrationen im Kubitzer Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden, 1986-1990 und 1996-200090

Abb. 30: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 540 (Großer Jasmunder Bodden).....97

Abb. 31: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 560 (Kleiner Jasmunder Bodden)99

Abb. 32: Peenestrom und Kleines Haff mit Messstellen zur Gewässerüberwachung102

Abb. 33: DIP-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Peene, 1978-2000103

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 34: Zusammenhang zwischen P-Eintrag und P-Konzentrationen im Peenestrom.....	107
Abb. 35: Mittlere DIP-Konzentrationen im Peenestrom und im Kleinen Haff, 1986-1990 und 1996-2000	107
Abb. 36: Mittlere DIN-Konzentrationen im Peenestrom und im Kleinen Haff, 1986-1990 und 1996-2000	108
Abb. 37: Abflüsse und abflussbedingte P-Einträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1978-2002	117
Abb. 38: Abflüsse und abflussbedingte N-Einträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1978-2002	118
Abb. 39: Relative mittlere DIP-Frachten von 18 Ostseezuflüssen für 1996-2000 im Vergleich zu 1986-1990 (100 %).....	119
Abb. 40: Relative mittlere DIN-Frachten von 18 Ostseezuflüssen für 1996-2000 im Vergleich zu 1986-1990 (100 %).....	120
Abb. 41: Summe der TP-Frachten der 7 größten Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, 1989-2000	123
Abb. 42: Summe der TN-Frachten der 7 größten Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, 1989-2000	123
Abb. 43: Veränderung der mittleren jährlichen P-Einträge und der mittleren P-Konzentrationen in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1986-1990 zu 1996-2000	127
Abb. 44: Veränderung der mittleren jährlichen N-Einträge und der mittleren N-Konzentrationen in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1986-1990 zu 1996-2000	127
Abb. 45: Anteile der Haupteintragspfade für Phosphor 1986-1990 (oben) und 1996-2000 (unten)	128
Abb. 46: Mittlerer Jahresgang 1996-2000 von DIP (oben) und DIN (unten) in der Wismar-Bucht und im Greifswalder Bodden	133
Abb. 47: N/P-Verhältnisse in Küstengewässern für die Monate März bis Oktober auf der Basis von Monatsmitteln 1986-1990 (oben) und 1996-2000 (unten).....	135
Abb. 48: Mittlere Chlorophyll-a-Gehalte in der Unterwarnow (UW4) und im Breitling (UW6), 1986-2000	138
Abb. 49: Beziehung zwischen der mittleren Sichttiefe und den mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (n=47, Medianwerte 1996-2000)	139
Abb. 50: Korrelation zwischen TOC und P (oben) bzw. TOC und N (unten) in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1995-2002 (n=196).....	142
Abb. 51: P-Gehalte in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	143
Abb. 52: N-Gehalte in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	143
Abb. 53: Schwankungsbreite der P- (oben) und N-Gehalte (unten) in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 10-, 50- und 90-Perzentilwerte	145
Abb. 54: Korrelation zwischen Windgeschwindigkeit und suspendiertem partikulärem Material (SPM) im Kleinen Haff, 1995-2002	152
Abb. 55: Zn- (oben), Cu- (Mitte) und Pb-Frachten (unten) der Peene, Warnow und Uecker im Vergleich zu den Abflüssen, 1994-2002	155
Abb. 56: Emissionen abfiltrierbarer Stoffe (AFS) und von Blei aus der KA Rostock, 1989-2000	161
Abb. 57: Mittlere Schwermetallgehalte im Klärschlamm von Kläranlagen Mecklenburg-Vorpommerns, 1992-2002	162
Abb. 58: Zusammenhang zwischen partikulär gebundenem Pb und Chlorophyll-a im Kleinen Haff, 1997-2001	174
Abb. 59: Pb (oben) und Hg (unten) in Schwebstoffen aus Ostseezuflüssen und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, 1997-2002	175
Abb. 60: Zn in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	177
Abb. 61: Cu in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	177
Abb. 62: Pb in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	179

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 63: Cd in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	179
Abb. 64: Zn, Cu und Hg (10-, 50 und 90-Perzentile) in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns	182
Abb. 65: Korrelation zwischen Cr und Ni in den Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001	183

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Berechnete (MQb) und gemessene (MQg) Monatsabflüsse der Peene bei Anklam in m ³ /s sowie absolute und prozentuale Abweichungen (Δ)	13
Tab. 2:	Vergleich von aus berechneten (F1) und gemessenen (F2) Abflüssen bestimmte Nährstofffrachten der Peene bei Anklam in t und Abweichungen (Δ) in %	14
Tab. 3:	Vergleich unterschiedlich berechneter Nährstoff- und Schwermetallfrachten ausgewählter Kläranlagen für 2000 in kg und Abweichungen (Δ) in %	17
Tab. 4:	Morphometrische und hydrographische Daten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, nach CORRENS & JÄGER (1979), ergänzt	19
Tab. 5:	Salzgehalte in der Wismar-Bucht (1977-1999) und im Salzhaff (1998-1999), in psu	24
Tab. 6:	Mittlerer Nährstoffeintrag über die Zuflüsse in die Wismar-Bucht in t/a	25
Tab. 7:	Mittlerer Nährstoffeintrag aus verschiedenen Quellen in die Wismar-Bucht in t/a	27
Tab. 8:	Nährstoffkonzentrationen in der Wismar-Bucht, Mittelwerte, 90-Perzentile und Maxima 1998-2000 in μM	29
Tab. 9:	Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Mecklenburger Bucht und Wismar-Bucht, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2002	31
Tab. 10:	Nährstoffkonzentrationen bei sub- bis anoxischen Verhältnissen am Gewässergrund der Lübecker Bucht (O ₂)	35
Tab. 11:	Schwermetallgesamtkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Wismar, in μg/l	37
Tab. 12:	Mittlerer Schwermetalleintrag aus verschiedenen Quellen in die Wismar-Bucht (1998-2000), in kg/a	38
Tab. 13:	Schwermetallgesamtkonzentrationen in der inneren Wismar-Bucht (WB3), in μg/l	39
Tab. 14:	Schwermetallkonzentrationen (gelöst) in der offenen Ostsee (BLMP 2000), in μg/l	39
Tab. 15:	Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Mecklenburger Bucht, Wismar-Bucht und Salzhaff, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM	40
Tab. 16:	Salzgehalte in Unterwarnow und Breitling (1976-1999), in psu	42
Tab. 17:	Mittlere Nährstoffeinträge aus verschiedenen Quellen in die Unterwarnow, in t/a	46
Tab. 18:	Chlorophyll-a und <i>Secchi</i> -Sichttiefen in der Unterwarnow, Mittelwerte und Standardabweichungen	49
Tab. 19:	Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Unter- und Oberwarnow, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2002	50
Tab. 20:	Mittlere Nährstoffbilanzen für die Unterwarnow, in t/a	52
Tab. 21:	Mittlerer Schwermetalleintrag aus verschiedenen Quellen in die Unterwarnow (1996-2000), in kg/a	55
Tab. 22:	Schwermetallgesamtkonzentrationen in der Unterwarnow (UW4) 1996-98 und 1999-00, in μg/l	55
Tab. 23:	Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Unter- und Oberwarnow, Mittelwerte und Standardabweichung in mg/kg TM	58
Tab. 24:	Salzgehalte in den westlichen (1976-79) und östlichen (1994-99) Darß-Zingster Bodden, in psu	63
Tab. 25:	Mittlerer Nährstoffeintrag (DIP, DIN) über die Zuflüsse in die Darß-Zingster Bodden, in t/a	65
Tab. 26:	Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) aus verschiedenen Quellen in die Darß-Zingster Bodden, in t/a	67
Tab. 27:	DIP-Konzentrationen in den inneren Darß-Zingster Bodden 1976-1978 und 1994-1999 in μM	67
Tab. 28:	Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Darß-Zingster Bodden und Recknitz, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2001	69
Tab. 29:	Mittlere Nährstoffbilanzen für die Darß-Zingster Bodden, in t/a	74
Tab. 30:	Mittlerer Schwermetalleintrag verschiedener Quellen in die Darß-Zingster Bodden 1996-2000, in kg/a	75
Tab. 31:	Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Recknitz und Darßer-Zingster Bodden, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM	76

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 32:	Salzgehalte in den Rügensch Bodden, im Strelasund und im Greifswalder Bodden 1996-2000, in psu	86
Tab. 33:	Veränderungen des Salzgehaltes in den Nordrügensch Bodden, Mittelwerte und Spannweiten in verschiedenen Zeiträumen in psu	87
Tab. 34:	Mittlerer Nährstoffeintrag aus verschiedenen Quellen in die Rügensch Bodden, den Strelasund und den Greifswalder Bodden, in t/a	87
Tab. 35:	Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) in Rügensch Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden, in t/a.....	88
Tab. 36:	Veränderungen der winterlichen DIP-Konzentrationen in den Rügensch Bodden seit 1960, Mittelwerte und Spannweiten Januar-März in μM	91
Tab. 37:	Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus den Boddengewässern um Rügen, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2001	92
Tab. 38:	Mittlere Nährstoffbilanzen für die Nordrügensch Bodden, in t/a.....	94
Tab. 39:	Mittlerer Schwermetalleintrag aus verschiedenen Quellen in die Rügensch Bodden, den Strelasund und den Greifswalder Bodden in kg/a (1996-2000)	95
Tab. 40:	Schwermetallgesamtkonzentrationen im Greifswalder Bodden (GB19), in $\mu\text{g/l}$	96
Tab. 41:	Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus den Rügensch Bodden, dem Strelasund und dem Greifswalder Bodden, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM.....	96
Tab. 42:	Salzgehalte im Oberflächenwasser von Peenestrom und Kleinem Haff, Mittelwerte und Spannweiten in psu	101
Tab. 43:	Mittlerer Nährstoffeintrag aus verschiedenen Eintragsquellen in Peenestrom und Kleines Haff, in t/a.....	105
Tab. 44:	Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) in Peenestrom und Kleines Haff, in t/a.....	106
Tab. 45:	Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Peenestrom, Kleinem Haff, Peene, Uecker und Zarow, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2001	109
Tab. 46:	Mittlere Nährstoffbilanzen für das Kleine Haff, in t/a.....	111
Tab. 47:	Schwermetalleinträge aus verschiedenen Quellen in Peenestrom und Kleines Haff, in kg/a	114
Tab. 48:	Schwermetallgesamtkonzentrationen im Kleinen Haff (KHM) 1996-98 und 1999-00, in $\mu\text{g/l}$	114
Tab. 49:	Schwermetallgehalte in Schwebstoffen aus Kleinem Haff, Peene, Uecker und Oder, Medianwerte in mg/kg TM	115
Tab. 50:	Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Peenestrom, Kleinem Haff, Peene, Uecker, Zarow und Oder, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM	115
Tab. 51:	Schwermetallinventare für Schlicksedimente des Stettiner Haffs 1993-1994 und 1995-2001, in t	116
Tab. 52:	Schwermetallgehalte in Schwebstoffen der Oder nach Angaben aus der Literatur, in t/a	116
Tab. 53:	Nährstoffspenden von Ostseezuflüssen im Vergleich zu Elbe und Oder, in $\text{kg/km}^2/\text{a}$	121
Tab. 54:	Mittlere Abwassermengen und Nährstoffemissionen aus Direkteinleitern 1988-1990 und 1996-2000	124
Tab. 55:	Verhältnis von Gewässer- zu Einzugsgebietsfläche und flächenspezifische Nährstoffbelastungen (in $\text{g/m}^2/\text{a}$) für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1986-1990 und 1996-2000.....	129
Tab. 56:	Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach „Trophie und organischer Belastung“	137
Tab. 57:	Mittelwerte struktureller Parameter und Nährstoffgehalte der Schlicksedimente der Küstengewässer und Küstenflüsse Mecklenburg-Vorpommerns	144
Tab. 58:	Verhältnis von Nährstoffeintrag zu Nährstoffaustrag in ausgewählten Küstengewässern, 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000	147
Tab. 59:	Korrelationskoeffizienten für Schwebstoffgehalt (SPM) und Windgeschwindigkeit (WG), SPM und Nährstoffgehalt sowie SPM und Sichttiefe (ST) an 9 Küstengewässerstationen, 1995-2002.....	151
Tab. 60:	Externe und interne Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns in t/a und ihr Verhältnis zueinander, 1996-2000	153
Tab. 61:	Festlandsabflüsse und abflussbedingte Schwermetalleinträge aus dem Einzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns in die Küstengewässer 1996-2000, in kg/a	154
Tab. 62:	Schwermetallspenden von Ostseezuflüssen im Vergleich zu Elbe und Oder, in g/km^2	157

TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 63:	Mittlere Schwermetallemissionen aus Kläranlagen 1991-1995 und 1996-2000, in kg/a	160
Tab. 64:	Abschätzung der auf versiegelte Flächen von vier Küstenstädten abgelagerten Schwermetallmengen in kg/a	164
Tab. 65:	Mittlere Schwermetalleinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1996-2000, in kg/a	168
Tab. 66:	Schwermetallgesamtkonzentrationen in Küstengewässern und Ostseezuflüssen sowie in der Elbe, Medianwerte 1996-2000 in µg/l	169
Tab. 67:	Schwermetalle im SPM der Küstengewässer und Ostseezuflüsse sowie der Oder und Elbe (Medianwerte 1998-2000 in mg/kg TM) und Güteklassifizierung nach LAWA 1998	172
Tab. 68:	Korrelationsmatrix für Chlorophyll-a und Schwermetalle im SPM für 4 Küstengewässer, 1998-2000	173
Tab. 69:	Schwermetallgehalte in Schwebstoffen des Kleinen Haffs 1994-2001, in mg/kg TM	174
Tab. 70:	Schwermetallgehalte der Schlicksedimente (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer und Küstenflüsse Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1995-2002 in mg/kg TM	180
Tab. 71:	Schwermetallgehalte in Schwebstoffen (SPM) und in der Feinkornfraktion < 20 µm von Schlicksedimenten (OS-f) aus Küsten- und Fließgewässern, Medianwerte in mg/kg TM	184

Verzeichnis häufig benutzter Abkürzungen

a	Jahr	MB	Mecklenburger Bucht
AAS	Atomabsorptionsspektroskopie	Min	Minimum
AE	Einzugsgebietsgröße	min	Minute
Abb.	Abbildung	MQ	Mittlerer Abfluss
As-f	Arsengehalt in der Feinkornfraktion < 20 µm (analog: Cd,Pb,Cu,Zn,Cr,Ni)	MS	Massenspektrometer/-metrie
α	Irrtumswahrscheinlichkeit	MW	Mittelwert
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde	µM	µmol/l
BP	Before Present	N	Stickstoff
BR	Breitling	n	Anzahl
BSB	biochemischer Sauerstoffbedarf	n.g.	nicht gemessen
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie	NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
bzw.	beziehungsweise	NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
ca.	zirka	NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf	NRB	Nordrügensche Bodden
d.h.	das heißt	OES	Optische Emissionsspektroskopie
DB	Darß-Zingster Bodden	OS-f	Feinkornfraktion < 20 µm des Oberflächensediment
DIN	gelöster anorganischer Stickstoff (Dissolved Inorganic Nitrogen)	P	Phosphor
DIP	gelöster anorganischer Phosphor (Dissolved Inorganic Phosphorus)	PLC	Pollution Load Compilation
EMEP	Co-operative Programme for Monitoring And Evaluation of the Long-Range Transmission of Air Pollutants in Europe	PO ₄ -P	Phosphat (entspricht DIP)
et al.	und andere	PS	Peenestrom
EZG	Einzugsgebiet	psu	praktische Salzgehaltseinheit
EW	Einwohnerwert	Q	Abfluss
FF-20	Feinkornfraktion < 20 µm	S	Standardabweichung
ggf.	gegebenenfalls	s	Sekunde
GR	Glührückstand	SH	Salzhaff
HDPE	High density polyethylen	SPM	suspendiertes partikuläres Material
HELCOM	Helsinki Commission, Kommission zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee	SSI	Sauerstoffsättigungsindex
ICP	Inductively coupled plasma	StAUN	Staatliches Amt für Umwelt und Natur
i.d.R.	in der Regel	Tab.	Tabelle
IOW	Institut für Ostseeforschung Warnemünde	TC	Gesamter Kohlenstoff (Total Carbon)
KA	Kläranlage	TIC	gesamter anorganischer Kohlenstoff (Total Inorganic Carbon)
KH	Kleines Haff	TM	Trockenmasse
kt	Kilotonne	TN	Gesamtstickstoff (Total Nitrogen)
LANU	Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein	TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser	TP	Gesamtphosphor (Total Phosphorus)
LB	Lübecker Bucht	u.a.	unter anderem
LUNG	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern	UBA	Umweltbundesamt
Max	Maximum	vgl.	vergleiche
		WB	Wismar-Bucht
		WRB	Westrügensche Bodden
		WZ	Wielki Zalew (Großes Haff)
		z.B.	zum Beispiel
		ZKA	zentrale Kläranlage
		z.T.	zum Teil

1 EINLEITUNG

Weltweit lebt etwa die Hälfte der heutigen Weltbevölkerung an der Küste (HOLLIGAN & DE BOOIS 1993). Von den rund 85 Millionen Menschen, die im Einzugsgebiet der Ostsee leben, siedeln 30 % in einer Entfernung von nur 50 km zur Küste (SWEITZER et al. 1996), wobei die regionale Verteilung sehr unterschiedlich ist. Die höchste Besiedlungsdichte ist im westlichen Teileinzugsgebiet der Ostsee, zu dem auch das deutsche Ostseeinzugsgebiet zählt, zu verzeichnen. Hier ist auch der Anteil der städtischen Bevölkerung besonders hoch.

Die zunehmenden anthropogenen Belastungen insbesondere in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts führten zur Eutrophierung und Kontamination der Ostsee (LARSSON et al. 1985, HELCOM 1987). Die Eutrophierung der marinen Umwelt ist ein relativ junger Prozess, der jedoch mittlerweile weit verbreitet und zunehmend ist (ROSENBERG 1985, NIXON 1990). Besonders betroffene Gebiete sind Küstengewässer, die nur einen begrenzten Wasseraustausch mit der offenen See haben und dem Einfluss erheblicher Flusswasserzufuhr unterliegen (VOLLENWEIDER 1992, NIXON 1995, RICHARDSON & JORGENSENS 1996). In den Ästuaren kommt es aufgrund hoher landseitiger Belastungen auch in besonderem Maße zur Verunreinigung mit Wasserschadstoffen, wie den Schwermetallen (WOLLAST 1988, KRAMER & DUINKER 1988, MORRIS 1988, FÖRSTNER 1996).

Eingedenk der hohen anthropogenen Belastung und des besorgniserregenden Zustandes der Ostsee beschlossen die Umweltminister der Anrainerstaaten im Februar 1988, die Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Ostsee im Zeitraum von 1985 bis 1995 um mindestens 50 % zu senken (HELCOM, 1988). Bei Nichterreicherung dieses Ziels wurde gefordert, weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Einträge bis zum Jahr 2000 zu ergreifen.

Zur Abschätzung der Belastungsentwicklung wurden in allen Ostseeanliegerstaaten im Abstand von fünf Jahren Programme zur Erfassung der landseitigen Nährstoff- und Schadstoffbelastung, die sogenannten „Pollution Load Compilations – PLCs“, durchgeführt. Bisher liegen die Ergebnisse von drei Belastungseinschätzungen für die Jahre 1987, 1990 und 1995 vor (HELCOM 1987, 1993, 1998). In der vierten Belastungseinschätzung, die bisher nur als Zusammenfassung vorliegt (HELCOM 2003c), werden neben den Daten für das Jahr 2000 auch Angaben zur Frachtentwicklung für den Zeitraum 1994-2000 gemacht.

Nach dem im Jahr 1992 beschlossenen Ostsee-Umweltaktionsprogramm der Helsinki Kommission (HELCOM) hat die Überwachung und Erforschung der inneren Küstengewässer einen deutlich höheren Stellenwert erlangt. Als Übergangszone zwischen landseitigen Abflüssen und der offenen Ostsee bilden sie einen Filter und Puffer für Feinsedimente, organisches Material, Nähr- und Schadstoffe. Dieser Effekt beruht auf der Sedimentation von Schwebstoffen und der an sie gebundenen Substanzen sowie auf der Einbeziehung der produktionsbiologisch relevanten Nährstoffe und organischen Verbindungen in die Nahrungskette (LAMPE 1998).

Die Filter- und Pufferwirkung der Küstengewässer beinhaltet neben der vorübergehenden oder endgültigen Speicherung der Einträge auch deren Transformation durch verschiedene biologische, chemische, physikalische und geochemische Prozesse. Von ausschlaggebender Bedeutung für die Funktionsweise der Stoffumsätze ist die Wasseraustauschrate der Gewässer mit der vorgelagerten See.

2 ZIELSTELLUNG

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sollen die Veränderungen in der räumlichen und zeitlichen Nährstoff- und Schwermetallbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns aufgezeigt werden. Dazu wurden die Gewässer in fünf Küstenabschnitte unterteilt, die sich bezüglich ihrer geomorphologischen Konfiguration und der topographischen Relation zum Einzugsgebiet deutlich unterscheiden. Im mecklenburgischen Landesteil sind dies die Wismar-Bucht und das Warnow-Ästuar, im vorpommerschen Landesteil die Darß-Zingster Bodden, die Rügenschon Bodden, der Strelasund und der Greifswalder Bodden sowie der westliche Teil des Oder-Ästuars mit Peenestrom und Kleinem Haff.

In Anlehnung an die Richtlinien der Helsinki Kommission erfolgt die Abschätzung der landseitigen Belastung anhand der Flusswassereinträge und der Einträge aus direkten punktuellen Einleitungen (HELCOM, 1994). Anders als bei den Belastungseinschätzungen der HELCOM wird nicht auf einzelne Jahre abgehoben, sondern es werden gemittelte Eintragsdaten für 5-Jahreszeiträume miteinander verglichen. Damit wird die durch hydrologische und meteorologische Bedingungen maßgeblich beeinflusste natürliche Variabilität von Flussfrachten gemindert. Für die wichtigsten Ostseezuflüsse und Direkteinleiter Mecklenburg-Vorpommerns erfolgt eine Darstellung der zwischenjährigen Schwankungsbreite der Nährstoff- und Schwermetallfrachten. Neben den landseitigen Einträgen wird der atmosphärische Nährstoff- und Schwermetalleintrag gewässerbezogen berechnet.

Die moderne Gewässerüberwachung umfasst sowohl die Ermittlung der Emissionen als auch deren Auswirkungen in den Gewässern. Diesem Grundsatz folgend sollen die berechneten Eintragsdaten den Konzentrationsmessungen im Gewässer gegenübergestellt werden. Dabei werden im Wesentlichen die im Rahmen der Gewässerüberwachung durch das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) und die Staatlichen Ämter für Umwelt und Natur gewonnenen Daten ausgewertet. Die Auswertung der Konzentrationen erfolgt hinsichtlich räumlicher und zeitlicher Veränderungen. Bei den Nährstoffen können die Daten aufgrund langer Reihen ebenfalls in 5-Jahreszeiträumen zusammengefasst werden. Da die Nährsalze in Abhängigkeit von der Phytoplanktonentwicklung charakteristische Jahrgänge aufweisen, erfolgt eine Betrachtung der jahreszeitlichen Veränderungen. Wegen der geringeren biologischen Produktivität im Winter sollen die winterlichen Nährstoffkonzentrationen einer Trendanalyse unterzogen werden.

Um Aussagen über die Filterwirkung bzw. das Rückhaltevermögen der betrachteten Küstengewässer machen zu können, soll dort, wo möglich, neben Eintragsdaten auch der Austrag in die Ostsee abgeschätzt werden. Durch eine Auswertung der in den letzten Jahren durchgeführten umfangreichen Untersuchungen zur Beschaffenheit der Oberflächensedimente werden Informationen über die Auswirkungen der Eutrophierung auf die Sedimente und den Grad der anthropogen bedingten Kontamination der Sedimente mit Schwermetallen gegeben. Letztendlich soll der Versuch unternommen werden, Massenbilanzen für Nährstoffe und Schwermetalle aufzustellen.

Die Arbeit ist als ein Beitrag zur Quantifizierung der Transportvorgänge und zur Beurteilung der Vorfluterqualität von Küstengewässern zu betrachten. Dabei sollen vorrangig die Veränderungen der Belastungen nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten und dem damit verbundenen Strukturwandel in Landwirtschaft und Industrie sowie der veränderten Umweltpolitik in Ostdeutschland und hier insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern herausgearbeitet werden.

3 MATERIAL UND METHODEN

3.1 Wasser- und Abwasseruntersuchungen

Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer und ihrer Zuflüsse sind seit den 1960er Jahren Bestandteil der Gewässerüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden seit 1975 in einem zentralen Datenspeicher abgelegt, der in der ehemaligen Wasserwirtschaftsdirektion Küste (WWD) entwickelt wurde und gegenwärtig im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) fortgeführt wird. Untersuchungsergebnisse aus den Abläufen von Abwasserbehandlungsanlagen lagen demgegenüber überwiegend nur dezentral in den Staatlichen Ämtern für Umwelt und Natur (StAUN) vor. Darüber hinaus wurden die im LUNG verfügbaren Ergebnisse der Belastungseinschätzungen der HELCOM und in wenigen Fällen auch Angaben aus der Eigenüberwachung der Kläranlagenbetreiber genutzt. Die Emissionen aus den kommunalen Direkteinleitern in die Küstengewässer konnten bis Ende der 1980er Jahre zurückverfolgt werden.

Die Daten für die Küstengewässer wurden generell im Labor der WWD Küste in Stralsund und deren Nachfolgeeinrichtung nach einheitlichen und vergleichbaren Analysemethoden erhoben. Die Untersuchung der Ostseezuflüsse erfolgte durch verschiedene behördliche Laboreinrichtungen an den Standorten Schwerin, Rostock, Stralsund und Neubrandenburg, wobei ebenfalls vergleichbare Methoden Anwendung fanden. Die analytische Qualitätssicherung wurde durch Vergleichsuntersuchungen abgesichert. Bedingt durch den erhöhten Matrixeffekt sind in marin geprägten Gewässern z.T. andere Analysemethoden anzuwenden als in Süßwässern. Während beispielsweise für die Bestimmung der Nährstoffe im limnischen Bereich die ausgewählten Methoden der Wasserwirtschaft (AMW) zur Anwendung kamen (AUTORENKOLLEKTIV 1988), die in den 1990er Jahren durch die meist identischen Verfahren der Deutschen Industrienormen (DIN) abgelöst wurden, erfolgte deren Bestimmung in den Küstengewässern nach speziellen von meereskundlichen Einrichtungen entwickelten Verfahren (ROHDE & NEHRING 1979, GRASSHOFF et al. 1999). Dies war erforderlich, um die sehr viel geringeren Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern, insbesondere den äußeren, nachweisen zu können.

Eine Zusammenstellung der eingesetzten Methoden zur Bestimmung der Kenngrößen des Salz-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes ist der **Anlage 1-1** zu entnehmen.

Als hydrographischer Grundparameter wird der Salzgehalt in den Küstengewässern in erster Linie zur Kennzeichnung des Wasserhaushaltgeschehens herangezogen. Wegen der relativen Konstanz des Meersalzes wird der Salzgehalt einer Meerwasserprobe (S) aus dem Chloridgehalt berechnet, der durch die Titration nach MOHR einfach ermittelt werden kann. International wird dazu die Beziehung

$$S \text{ g/l} = 1,80655 \times \text{Chlorid g/l}$$

angewendet. Da Flusswasser eine andere Ionenzusammensetzung als Meerwasser hat, kommt es in Brackwassermeeren wie der Ostsee und besonders in Flussmündungsgebieten zu Salzgehaltsanomalien. Diese können aber bei den Wasserhaushaltsbetrachtungen vernachlässigt werden. Der Salzgehalt wurde in der Vergangenheit in g/l oder auch in Promille angegeben. In der aktuellen Literatur wird er meist mit psu („practical salinity unit“) oder dimensionslos angegeben.

Der Sauerstoffgehalt in Gewässern wird durch den Austausch mit der Atmosphäre und durch biochemische Prozesse, wie Assimilation und Dissimilation, bestimmt. Die klassische Methode zur Sauerstoffbestimmung basiert auf dem WINKLER-Verfahren, welches auf der alkalischen Oxydation des 2wertigen Mangans zum 4wertigen Mangan durch den im Wasser gelösten Sauerstoff beruht. Zunehmend werden elektrochemische Verfahren zur Sauerstoffbestimmung angewendet, wobei zur Eichung der Messgeräte nach wie vor das WINKLER-Verfahren genutzt wird. Während in der Ozeanographie die Angabe des Sauerstoffgehaltes in ml O₂/l üblich ist, findet im Binnenland die Angabe mg O₂/l Anwendung. Die Umrechnung erfolgt über die Beziehung

$$\text{ml O}_2/\text{l} : 0,7005 = \text{mg O}_2/\text{l} \quad (\text{nach ROHDE \& NEHRING 1979}).$$

Auch die Nährstoffe werden in der Ozeanographie und Limnologie mit unterschiedlichen Dimensionen angegeben. Während im limnischen Bereich eine elementbezogene Angabe in mg/l üblich ist, erfolgt die Dimensionsangabe in den Küstengewässern und in der Ostsee in µmol/l; in der aktuelleren Literatur steht hierfür oft auch µM. Die Umrechnungsfaktoren für die einzelnen Nährstoffverbindungen sind:

$$\begin{aligned} 1 \text{ mg/l PO}_4\text{-P} &= 32,3 \text{ µmol/l PO}_4\text{-P} \\ 1 \text{ mg/l NO}_3\text{-N, NO}_2\text{-N, NH}_4\text{-N} &= 71,4 \text{ µmol/l NO}_3\text{-N, NO}_2\text{-N, NH}_4\text{-N}. \end{aligned}$$

Fälschlicherweise hat sich für den mit Ammoniummolybdat reagierenden gelösten Phosphor der Begriff Orthophosphat eingebürgert. Erfasst werden mit dieser Methode allerdings nicht nur Orthophosphat sondern auch andere gelöste Phosphorverbindungen. Im Folgenden wird daher der Begriff anorganisch gelöster Phosphor bzw. seine englischsprachige Abkürzung DIP für „dissolved inorganic phosphorus“ gebraucht. Auch für die übrigen Nährstoffe finden ihre englischsprachigen und in der internationalen Literatur gebräuchlichen Abkürzungen Verwendung. TP steht für „total phosphorus“, DIN für „dissolved inorganic nitrogen“ und TN für „total nitrogen“.

Während für die Grundparameter der Gewässerüberwachung, wie Salz- und Sauerstoffgehalt und die Nährstoffe, seit Mitte der 1970er Jahre vergleichbare Daten verfügbar sind, ist dies für die Schwermetalle nicht der Fall. Schwermetalle sind den Spurenstoffen zuzuordnen, deren Konzentrationen in der Regel im Bereich von pg/l bis µg/l vorkommen. Ältere Werte sind oft mit größeren Fehlern behaftet. Erst mit der weiteren Entwicklung instrumentalanalytischer Techniken sind Messungen zum Spurenstoffgehalt von Wasserproben mit hoher Genauigkeit möglich geworden. Die Bestimmung von Spurenmetallen stellt neben erhöhten Anforderungen an die Analytik auch hohe Anforderungen an die Probenahme. Auch hier haben sich in den letzten Jahrzehnten Entwicklungen vollzogen, durch die man sich asymptotisch den richtigen Umweltkonzentrationen näherte (BRÜGMANN 1998a, BRÜGMANN & KREMLING 1999).

In Anlehnung an die Messprogramme zur Gewässerüberwachung der Fließgewässer wurden die Schwermetalle von den Landesbehörden der Küstenländer auch in den Küstengewässern bisher generell in unfiltrierten Wasserproben bestimmt. In diesen meist flachen Gewässern führt die höhere Resuspensionsneigung der Sedimente dazu, dass hier die Rolle partikulärer Schwermetallfraktionen deutlich ansteigt und dass über Adsorptions-/Desorptionsprozesse die Konzentrationen gelöster Metalle im Wasser über das suspendierte partikuläre Material „kontrolliert“ werden (BRÜGMANN 2003). Demgegenüber finden die Untersuchungen der Metalle Zn, Cu, Cd und Pb im Rahmen der Zustandseinschätzung der Ostsee in der gelösten und partikulären Phase getrennt statt (BLMP 2000).

Erst Anfang der 1990er Jahre waren die gerätetechnischen und methodischen Voraussetzungen im Küstenlabor in Stralsund gegeben, um Schwermetalluntersuchungen im Spurenbereich durchführen zu können. Wegen des hohen analytischen Aufwandes wurden diese Untersuchungen auf die Erfassung der landseitigen Belastungen und auf wenige Messstellen in den Küstengewässern konzentriert. Vergleichbare Analyseergebnisse liegen für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Quecksilber seit Mitte der 1990er Jahre in einigen Fließ- und Küstengewässern sowie seit Anfang der 1990er Jahre für die Abläufe größerer Kläranlagen vor.

Um bei den Schwermetallen in den messbaren Konzentrationsbereich zu kommen, wurde ein hoher Aufwand bei der Probenahme und Probenaufbereitung betrieben. So fand für die Probenahme generell ein Spezialschöpfer der Firma Hydrobios Kiel (Teleskopstange mit Teflonflaschen) Anwendung. Alle zur Probenahme genutzten Teflon- bzw. Polypropylen-Flaschen wurden im Säurebad (6 mol HCl) aufbewahrt. Vor der Nutzung wurden sie mit aqua dest. gespült und danach mit aqua dest. gefüllt und mit 1 ml 1 mol HNO₃ versetzt. Die vor der Probenahme entleerten 500-ml- bzw. 1.000-ml-Gefäße wurden in den Spezialschöpfer gespannt, durch Herabdrücken unter die Wasseroberfläche (ca. 0,5 m) gefüllt und anschließend mit 2-4 ml subb. HNO₃ (pH 1-2) versetzt. Für die Gewinnung von Proben zur Hg-Bestimmung kamen 250-ml-Glasgefäße zum Einsatz, die über Nacht in einem konzentrierten HNO₃-Bad aufbewahrt, anschließend mit Reinstwasser gespült und gefüllt sowie mit 12,5 ml BrCl-Lösung versetzt wurden. Nach 2 Stunden wurden 2,5 ml Hydroxylammoniumhydrochloridlösung zugesetzt, mit Reinstwasser gespült und an einem staubgeschützten Ort offen getrocknet und danach geschlossen aufbewahrt. Zur Probenahme kam ebenfalls der Spezialschöpfer zum Einsatz, wobei die Wasserproben aus dem Teflonbehälter in die gereinigten 250-ml-Glasgefäße überführt und sofort mit 2-3 ml subb. HNO₃ versetzt wurden.

Die Schwermetalle wurden in unfiltrierten Wasserproben nach den „Methods of Seawater Analysis“ (GRASSHOFF et al. 1999) untersucht. Zur Bestimmung der Elemente Pb, Cd, Cu und Zn wurde das Verfahren der Solvent-Extraktion mit nachfolgender AAS-Messung angewendet. Um Gesamtmetallgehalte im Spurenbereich nachweisen zu können, war eine Aufkonzentrierung (60 : 1) notwendig. Dazu wurden 300 ml der angesäuerten Wasserprobe mit 20 ml FREON versetzt, 2 ml Komplexbildnergemisch hinzugegeben und in einem 500 ml Separator 2 min intensiv geschüttelt. Nach 5 min Wartezeit erfolgte die Phasentrennung. Die organische Phase wurde in einen zweiten Separator überführt. Die Wasserprobe wurde erneut mit 10 ml FREON versetzt und nochmals ca. 30 s extrahiert. Dieser zweite organische Extrakt wurde mit dem ersten vereinigt, mit ca. 10 ml aqua dest. gewaschen und anschließend in eine 50 ml PE-Flasche überführt und mit 0,2 ml subb. HNO₃ versetzt. Dieses Gemisch wurde wiederum ca. 30 s geschüttelt. Nach einer Wartezeit von mindestens 5 min wurden 4,8 ml aqua dest. hinzugegeben. Die Metallionen lagen jetzt in der wässrigen Phase vor. Vor der Analyse wurden die Proben nochmals 1 min geschüttelt. Zur Herstellung einer Blindwertprobe wurde eine metallfreie Wasserprobe nach der gleichen Extraktionsprozedur wie oben beschrieben behandelt. Die so aufbereiteten Proben wurden mittels Flammen- oder flammenloser Atomabsorptionsspektroskopie (AAS) nach normierten Verfahren vermessen (**Anlage 1-2**).

Nach ähnlichen Methoden fanden die Untersuchungen in den Abläufen der kommunalen Kläranlagen der Küstenstädte während der Belastungseinschätzungen im Rahmen der HELCOM statt.

3.2 Schwebstoff- und Sedimentuntersuchungen

Schwermetalle lagern sich mehr oder minder stark an suspendiertes partikuläres Material (SPM, Schwebstoffe) an und können daher leichter in der Feststoffphase als in der Wasserphase untersucht werden. Während des Sommerhochwassers der Oder im Jahre 1997 lagen in Wasserproben der Pommerschen Bucht bis zu 94 % des Pb, 90 % des Hg und Cd und 23 % des Cu partikulär gebunden vor (POHL et al. 2002). In Wasserproben der Elbe konnte ein proportionaler Zusammenhang zwischen Schwebstoffgehalten und Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle nachgewiesen werden. Die stärksten Korrelationen zum Schwebstoffgehalt wiesen die Elemente Cd ($R^2=0,87$), Hg und Pb ($R^2=0,77$) auf. Bei Zn und Cu war der Zusammenhang ($R^2=0,63$ bzw. $0,62$) etwas schwächer ausgeprägt (BACHOR et al. 2004). In den kleineren Fließgewässern des Landes waren die Wechselbeziehungen zwischen Schwebstoffgehalt und Gesamtmetallkonzentration deutlich lockerer (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002, in Vorbereitung).

Da die bei hohen Schwebstoffgehalten auftretenden erhöhten Schwermetallkonzentrationen unter Umständen vorwiegend auf den natürlichen Schwermetalleintrag zurückzuführen sind, kann die vorliegende anthropogene Belastung über die Gesamtbestimmung nur näherungsweise erfasst werden. In den gängigen Überwachungsprogrammen werden deshalb seit einigen Jahren Bestimmungen der spezifischen Schwermetallbelastung des suspendierten partikulären Materials durchgeführt, die – da unabhängig vom Schwebstoffgehalt in der Wasserphase – eine wesentlich zuverlässigere Abschätzung des Belastungspotenzials erlauben (LAWA 1998b).

Seit 1997 werden auch in Mecklenburg-Vorpommern Schwermetalluntersuchungen an suspendiertem partikulärem Material durchgeführt¹. Wegen des hohen Aufwandes bei der Schwebstoffgewinnung fanden diese Untersuchungen bisher nur in wenigen ausgewählten Ostseezuflüssen und Küstengewässern des Landes statt. Für die Gewinnung größerer Wasservolumina (60-120 Liter) wurden zunächst vorgereinigte 30-Liter-Fässer aus HDPE eingesetzt, die vor ihrer randvollen Befüllung mehrmals vor Ort mit dem Wasser des Probenahmepunktes gespült wurden. Die Gewinnung des SPM aus den Wassergroßproben erfolgte mittels Durchflusszentrifuge Contifuge 17RS der Firma Heraeus Sepatech bei 15.000 U/min des Titanrotors. Die in dem Rotor in einem Restwasservolumen angereicherten Schwebstoffe wurden mit der Megafuge 1.0 von Heraeus Sepatech 70 min bei 4.000 U/min in konischen 50-ml-Zentrifugenröhrchen aus Polypropylen zentrifugiert und gefriergetrocknet. Seit 2002 wird zur Gewinnung der Schwebstoffe eine mobile Durchflusszentrifuge Z 61 der Firma Padberg eingesetzt. Das Messprogramm umfasst neben der Untersuchung von Schwermetallen auch die Bestimmung allgemeiner Parameter, wie den Phosphor- und Stickstoffgehalt und den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff (TOC). Da für die Elementbestimmungen in den Schwebstoff-proben bis zum Einsatz der mobilen Durchflusszentrifuge nur relativ geringe Probenmengen mit einem hohen Anteil organischer Substanz zur Verfügung standen, wurden die Schwebstoffe mit einem modifizierten Königswasseraufschluss nach DIN 38414-S7 aufgeschlossen. Die Schwermetalle wurden mit der Atomemissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP-AES) sowie verschiedenen Methoden der AAS in Anlehnung an die DIN 38406 bestimmt. Die Elemente Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn und auch Pb wurden nach DIN 38406-E22 analysiert. Lagen die Pb-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze der ICP-AES von 40 mg/kg, wurde Pb, wie auch Cd und As, mit flammenloser AAS bestimmt. Als Modifier wurde für Pb und Cd eine $Mg(NO_3)_2/NH_4(H_2PO_4)$ - und für As eine $Mg(NO_3)_2/Pd(NO_3)_2$ -Lösung zugegeben. Die

¹ Bis zum Jahre 2001 fanden diese Untersuchungen am Institut für Geologische Wissenschaften der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald statt.

analytische Bestimmung des Hg erfolgte mit der Fließinjektions-Hydridtechnik in einem gesonderten Säureaufschluss unter Verwendung eines Heizblockthermostaten der Firma behr Labor-Technik. Als Reduktionsmittel wurde 4%-ige SnCl_2 -Lösung in 3%-iger Salzsäure verwendet.

Da Flussmündungsgebiete Senken für Schwebstoffe und an sie gebundene Nähr- und Schadstoffe darstellen, können sedimentierte Schwebstoffe ebenfalls als Tracer für die Nähr- und Schadstoffbelastung eines Gewässers herangezogen werden. Sedimentproben sind mit wesentlich geringerem Aufwand und in wesentlich größerer Menge gewinnbar als Schwebstoffproben. Um nach Möglichkeit frisch sedimentiertes („schwebstoffbürtiges“) Material zu gewinnen, ist eine genaue Kenntnis der Morphologie und Hydrographie des Gewässers wichtig.

Mit Sedimentuntersuchungen wurde in den Küstengewässern und in den langsam fließenden und rückgestauten Unterläufen der größeren Ostseezuflüsse des Landes Mitte der 1990er Jahre begonnen. Als Bestandteil der Gewässerüberwachung sind diese Untersuchungen darauf ausgerichtet, insbesondere räumliche Trends der Sedimentqualität in Hinsicht auf persistente bioakkumulierbare und toxische Chemikalien (PBTs) aufzuzeigen. Gemäß dieser Zielstellung wurde größtes Augenmerk auf die Gewinnung von Schlickmaterial gelegt, da sich die PBTs vorrangig in diesem anreichern. 1994 und 1995 fanden stichprobenartige Statusaufnahmen aller inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns statt. Seit 1996 werden einzelne Küstengewässer und die rückgestauten Unterläufe ihrer wichtigsten Zuflüsse mit höherer räumlicher Auflösung untersucht, wobei 1998 und 1999 erstmals auch Hafen- und Werftstandorte in die Untersuchungen einbezogen wurden. Auslöser hierfür waren die aufkommenden Diskussionen zur Problematik zinnorganischer Verbindungen in Hafensedimenten. Probenahme und Analyse erfolgten dabei im Auftrage des LUNG durch verschiedene Untersuchungseinrichtungen, wobei größtes Augenmerk auf die Anwendung vergleichbarer Methoden gerichtet wurde.

Zur Gewinnung von Oberflächensedimentproben in den Küstengewässern und in ihren Zuflüssen hat sich ein kleiner van-Veen-Bodengreifer als geeignet erwiesen, mit dem allerdings eine Abtrennung definierter Sedimentschichten nicht möglich ist. Seit dem Jahre 2000 wird der Ekman-Birge-Bodengreifer (nach Lenz) für die Gewinnung definierter Oberflächenproben (0-4 cm) eingesetzt. In der Regel wurden drei Hols pro Messstelle zu einer Probe vereinigt.

Das Messprogramm umfasst seit 1995 strukturelle Sedimentparameter, wie Trocken- und Glührückstand, organischer Kohlenstoffgehalt (TOC) und Feinkornfraktion kleiner $20 \mu\text{m}$ (FF_{20}). Daneben werden die Gesamtgehalte an Phosphor, Stickstoff und Schwefel bestimmt. Die zur Bestimmung dieser Parameter angewandten Prüfverfahren sind in **Anlage 1-3** zusammengestellt. Die Belastung der Schlicksedimente mit Schwermetallen (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Zn) wurde sowohl im Gesamtsediment als auch in der Feinfraktion FF_{20} ermittelt, wodurch eine Normierung der Schwermetallgehalte möglich war. Neben den Schwermetallen wurde auch eine Reihe persistenter organischer Pollutanten (POPs), wie Mineralölkohlenwasserstoffe, PAKs, PCBs, HCHs, DDT und seine Metabolite, sowie zinnorganische Verbindungen in der Gesamtfraktion bestimmt. Die Freisetzung von in Königswasser löslichen Spurenmetallen erfolgte gemäß DIN ISO 11466. Aus den Aufschlusslösungen wurden die Elemente Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink meist mittels AAS (Flammen- bzw. flammenlose Techniken) analysiert. In einigen Jahren kam auch die induktiv gekoppelte Plasma-AES zur Anwendung. Quecksilber wurde mittels AAS-Hydridtechnik bestimmt. Die Methoden zur Bestimmung der Schwermetalle im Sediment sind der **Anlage 1-4** zu entnehmen.

3.3 Datenherkunft und Datenaufbereitung

Der überwiegende Anteil der in dieser Arbeit genutzten Daten stammt aus dem zentralen Datenspeicher Wasserbeschaffenheit (WAB) des LUNG. Dies betrifft alle Wasserdaten für die Ostseezuflüsse und für die Küstengewässer.

Auf der Grundlage der Konzentrationsdaten und der ebenfalls im LUNG verfügbaren Abflussdaten konnten für 18 Ostseezuflüsse Nährstofffrachten ermittelt werden (**Anlagen 2-1 bis 2-18**). Während die gelösten Nährstoffe (DIP, DIN) seit Mitte der 1970er Jahre zum Untersuchungsprogramm gehören, wurde die Bestimmung der Gesamtgehalte (TP, TN) in den Fließgewässern erst ab 1985 schrittweise in die Gewässerüberwachung aufgenommen. Korrelationsanalysen zwischen DIP und TP sowie zwischen DIN und TN zeigten in allen betroffenen Gewässern sehr enge Beziehungen, so dass die Gesamtgehalte rückwirkend aus den gelösten Anteilen berechnet wurden. Der mathematische Zusammenhang mit Angabe des Korrelationskoeffizienten (R^2) ist stoff- und gewässerbezogen in den einzelnen Anlagen aufgeführt.

Für 12 Ostseezuflüsse konnten Schwermetallfrachten ermittelt werden. Vergleichbare Messwerte lagen ab Mitte der 1990er Jahre vor, wobei nur in größeren Flüssen kontinuierliche Messungen durchgeführt wurden (**Anlagen 3-1 bis 3-12**).

Zur Abschätzung der Nährstoff- und Schwermetalleinträge aus den Direkteinleitern wurden Daten des LUNG und der StÄUN genutzt. In Einzelfällen fanden auch Daten aus der Eigenüberwachung der Kläranlagenbetreiber Berücksichtigung. Aus den zusammengetragenen Stoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf und der gesamten behandelten Abwassermenge konnten für 10 Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns Stoffeintragsdaten berechnet werden (**Anlagen 4-1 bis 4-10**).

Auf die für die Berechnung der Nährstoff- und Schwermetallfrachten der Ostseezuflüsse und der Direkteinleiter angewandten Methoden sowie eine Fehlerabschätzung wird im Kapitel 3.4 näher eingegangen.

Bei der Bestimmung der atmosphärischen Einträge von Stickstoff, Blei, Cadmium und Quecksilber wurden die Angaben der EMEP zur Deposition dieser Stoffe im südwestlichen Ostseeraum (Beltsee, Arkonasee) zu Grunde gelegt (BARTNICKI et al. 2003). Diese basieren auf Feldmessungen und Abschätzungen mittels Modellen, die aus Emissionsmustern über der Nordhemisphäre flächenbezogene Einträge berechnen. Die Abschätzung der atmosphärischen Phosphoreinträge erfolgte auf der Grundlage von Literaturangaben (BEHRENDT et al. 1999) und Depositionsmessungen (LANDES-UMWELTAMT BRANDENBURG 1998). Bei der Abschätzung der Kupfer- und Zinkeinträge wurden ebenfalls sowohl Literaturangaben (HELCOM 1991), als auch aktuelle Messergebnisse aus dem Landesumweltamt Brandenburg (Zn) und dem LUNG (LUFTGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999) genutzt. Die atmosphärischen Nährstoff- und Schwermetalleinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind den **Anlagen 5-1 bis 5-7** zu entnehmen.

Entsprechend einer Zielstellung dieser Arbeit werden die berechneten Eintragsdaten den Immissionsdaten gegenübergestellt. Bei den Nährstoffen handelt es sich hierbei größtenteils um äußerst umfangreiche Datensätze, so dass für die Darstellung räumlicher und zeitlicher Veränderungen zunächst eine Datenaggregation vorgenommen wurde. Für die über einen Zeitraum von bis zu 30 Jahren vorliegenden Nährstoffdaten wurden zunächst Mittelwerte und Standard-

abweichungen für die Fünfjahreszeiträume 1976-1980, 1981-1985, 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 berechnet (**Anlagen 6-1 bis 6-5**). Nachfolgend werden diese Mittelwerte auch als Pentadenmittel bezeichnet. Sie stellen relativ robuste Werte dar, in denen der Einfluss sehr unterschiedlicher meteorologischer und hydrologischer Verhältnisse nicht mehr so stark ausgeprägt ist.

Bekanntlich weisen Nährstoffe einen ausgeprägten Jahresgang auf, der maßgeblich durch die Entwicklung des Phytoplanktons gesteuert wird. In den weniger stark durch Nährstoffeinträge beeinflussten Gebieten sinkt der Nährstoffgehalt während Algenentwicklungen oft unter die Nachweisgrenze. Für Trendbetrachtungen werden daher meist Daten aus Zeiten mit geringer Produktivität genutzt. Für die Ostsee ist dies der Zeitraum Januar/Februar (NEHRING & MATTHÄUS 1990, 1991). Für ausgewählte Stationen der Küstengewässer wurden ebenfalls Winterkonzentrationen ermittelt, wobei das Datenmaterial gerade im Januar und Februar oftmals lückenhaft war. In Abhängigkeit vom Beginn oder Ende des Algenwachstums wurden deshalb auch Werte aus dem November und Dezember oder März genutzt. Die ermittelten Winterkonzentrationen der Nährstoffe wurden tabellarisch zusammengestellt und einer Trendanalyse unterzogen, die graphisch dargestellt wurde (**Anlagen 7-1 bis 7-10**).

Darüber hinaus fand für ausgewählte Stationen eine Betrachtung der jahreszeitlichen Variabilitäten der Nährstoffe und ihrer zeitlichen Veränderungen statt. Dazu wurden für den gelösten anorganischen Phosphor (DIP) und den gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) auf der Grundlage von Monatsmitteln mittlere Jahresgänge für die Zeiträume 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 gebildet, die miteinander verglichen wurden. Da die Größe des molaren N/P-Verhältnisses für den Nährstoffhaushalt von Gewässern häufig zur Diskussion einer Limitierung der biologischen Produktion durch Stickstoff- oder Phosphorverbindungen herangezogen wird, wurde diese als *Redfield*-Verhältnis bekannte Größe ebenfalls ermittelt (**Anlagen 8-1 bis 8-8**). Für 47 Stationen der inneren Küstengewässer wurde auf der Grundlage der Einzel- und Mittelwerte für den Zeitraum 1996-2000 der Zusammenhang zwischen Nährstoffgehalt, Chlorophyll-a-Gehalt und *Secchi*-Sichttiefe geprüft (**Anlagen 8-9 bis 8-12**).

Im Gegensatz zu den Nährstoffen liegen vergleichbare Schwermetalldaten für die Küstengewässer des Landes erst seit Mitte der 1990er Jahre vor, so dass Trendbetrachtungen nur in sehr eingeschränktem Maße möglich waren. Auch hier wurden zunächst Mittelwerte für den Zeitraum mehrerer Jahre gebildet. Da es sich bei dem vorliegenden Datenmaterial bezogen auf Einzeljahre meist um kleine Stichprobenmengen handelte, die zudem nicht normalverteilt sind, wurden als statistische Jahreskennzahlen neben Minimum, arithmetischem Mittel und Maximum auch Perzentilwerte berechnet. Dabei handelt es sich um das 10-, 50- (Median) und 90-Perzentil. Der Median stellt insbesondere für stark schief verteilte Wasserinhaltsstoffe, wie die Schwermetalle, ein wesentlich robusteres und damit zuverlässigeres Maß für die Zentraltendenz dar als der arithmetische Mittelwert. Das 90-Perzentil kann als geglättetes Maximum bezeichnet werden, in dem der Einfluss von analytisch oder anderweitig bedingten „Ausreißern“ gemindert wird. Generell eignen sich Median und Quantile besser als Mittelwert und Standardabweichung zur Beschreibung der Variabilität von nicht normal verteilten Messreihen. Bei der Auswahl der Zeiträume wurde sich an signifikanten Belastungs-änderungen im jeweiligen Einzugsgebiet orientiert. So wurden beispielsweise die mittleren Konzentrationen vor und nach der Inbetriebnahme größerer Kläranlagen miteinander verglichen.

Die Untersuchungsergebnisse für die Kompartimente Schwebstoff und Sediment sind ebenfalls Daten des LUNG. Sedimentdaten liegen mittlerweile für alle Küstengewässer und die größeren Ostsee-zuflüsse Peene, Warnow, Uecker, Zarow und Recknitz vor. Schwebstoffuntersuchungen wurden dagegen wegen des hohen Aufwandes bei der Probenahme nur in der Unterwarnow, dem

Greifswalder Bodden, der Pommerschen Bucht und dem Kleinen Haff, sowie in Peene, Warnow, Uecker und Recknitz durchgeführt.

Die Auswertung der Sedimentdaten erfolgte zunächst gewässerbezogen, wobei neben Mittelwert und Standardabweichung auch die 10-, 50- und 90-Perzentilwerte berechnet wurden. Für die Sedimente sind die Einzelwerte und aggregierte Daten den **Anlagen 9-1 bis 9-18** zu entnehmen. Die Untersuchungsergebnisse der Sedimente aller Küstengewässer wurden einer Korrelationsanalyse unterzogen (**Anlage 9-19**).

Aus den ermittelten durchschnittlichen Nährstoff- und Schwermetallgehalten der Schlicksedimente und deren flächenhafter Verteilung wurden gewässerbezogene Inventare für den Sedimenthorizont 0-5 cm und 0-15 cm aufgestellt (**Anlagen 9-20 bis 9-26**). Angaben zur Schlickverteilung in den einzelnen Gewässern wurden der Literatur entnommen (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1984, OSADZUK et al. 1996, STEINHARDT 2001, DAHLKE 2003, BOBERTZ et al. 2003) oder nach Expertenbefragungen abgeschätzt. Die für die Aufstellung dieser Inventare erforderliche Trockenraumdichte der Schlicksedimente wurde für das Haff aus der Literatur (LEIPE et al. 1998), für die vorpommerschen Bodden aus eigenen Untersuchungen und für die übrigen Gewässer über Analogieschlüsse erhalten.

Zur Darstellung räumlicher Belastungsmuster der Schlicksedimente wurden die Nährstoff- und Schwermetallgehalte aller Küstengewässer in ArcView-Graphiken dargestellt (**Anlagen 9-27 bis 9-36**). Die Ergebnisse wurden dabei fünf Klassen zugeordnet. Bei den Nährstoffen fand die Klasseneinteilung pragmatisch statt, wobei auf eine möglichst große Differenzierung der Ergebnisdarstellung geachtet wurde. Die Klasseneinteilung bei den Schwermetallen erfolgte in Anlehnung an die chemische Güteklassifikation der Schwermetalle im Schwebstoff nach der jeweils strengsten Zielvorgabe aller Schutzgüter (LAWA 1998). Größere Abweichungen von diesem Klassifizierungsschema waren bei Chrom und Nickel erforderlich, da diese Elemente in den Sedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns fast ausnahmslos nur den unteren LAWA-Klassen zuzuordnen waren.

Im Rahmen von Sonderuntersuchungen zur Vertikalverteilung von Schadstoffen in rezenten Sedimenten wurden im Jahre 2001 aus den Darß-Zingster und Nordrügenschens Bodden Sedimentkurzkerne (0-48 cm) gewonnen² und auf eine Vielzahl von Parametern untersucht³. In dieser Arbeit findet eine erste Auswertung dieser Untersuchungen bezogen auf die Vertikalverteilung von ausgewählten strukturellen Parametern, Nährstoffen und Schwermetallen statt. Zur Auswertung der Daten wurde das Programm PanMap⁴ genutzt, welches im Rahmen des PANGAEA Projektes entwickelt wurde (DIEPENBROEK et al. 2000). Die graphische Darstellung der Daten ist sowohl im Kapitel 5 als auch in den **Anlagen 10-2 bis 10-7** enthalten.

² Die Probenahme erfolgte mittels Multicorer aus dem Institut für Ökologie der Universität Greifswald und von dessen Forschungsbarkasse „Prof. Gessner“.

³ Folgende Einrichtungen waren an den Untersuchungen beteiligt: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Institut für Geologische Wissenschaften der Universität Greifswald, Institut für Ostseeforschung Warnemünde der Universität Rostock, SGS Control Co.m.b.H. Wismar, Industrie- und Umweltlaboratorium Vorpommern GmbH Greifswald, Limnologisches Institut Dr. Nowak Ottersberg, Strahlenschutzlabor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Stralsund.

⁴ PanMap wurde vom Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung Bremerhaven (AWI) und vom Zentrum für Marine Umweltwissenschaften (MARUM) Bremen entwickelt und wird der wissenschaftlichen Gemeinschaft als Freeware für die Betriebssysteme Windows und MacOS zur Verfügung gestellt (<http://www.pangaea.de/Software/PanMap>).

Bezüglich der Belastung der Sedimente der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit organischen Schadstoffen sei auf die Arbeiten von DANNENBERGER & LERZ (1996), DANNENBERGER et al. (1997), WITT (1998) und HILDEBRANDT (2004) hingewiesen.

Neben der Auswertung der Sedimentdaten fand eine Auswertung der Ergebnisse der Schwebstoffuntersuchungen statt. Alle betrachteten Schwebstoffdaten sind in den **Anlagen 11-1 bis 11-7** zusammengestellt worden.

Da für eine vollständige Bilanzierung neben den land- und luftseitigen Einträgen auch der Stoffeintrag aus der Ostsee und der Stoffaustrag aus den Küstengewässern in die vorgelagerte See zu berücksichtigen ist, waren diesbezügliche Abschätzungen vorzunehmen. Zur Abschätzung der Einträge aus der Ostsee bzw. der Austräge in die Ostsee wurden wie bei der Bestimmung der Flussfrachten vereinfachte Berechnungsmethoden angewandt (siehe Kapitel 3.4).

Grundlage hierfür bildeten neben den Konzentrationsdaten an den seeseitigen Aus- bzw. Eingängen die Wasserhaushaltsbilanzen der Küstengewässer. Wasserhaushaltsbilanzen, die auf die Arbeiten von CORRENS (1979) zurückgehen, wurden vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg/Rostock (BSH) zur Verfügung gestellt. Sie liegen allerdings nicht für alle Küstengewässer vor. Der Wasserhaushalt der Küstengewässer wird durch fünf Komponenten bestimmt: Die Flusswasserzufuhr (F), den Einstrom aus der Ostsee (O), den Niederschlag (N), die Verdunstung (E) und den Ausstrom zur Ostsee (A). Die Gesamtbilanz lässt sich durch die Beziehung

$$F + O + N = A + E$$

darstellen. Nach der gleichen Beziehung wird auch die Wasserhaushaltsbilanz der Ostsee berechnet (FENNEL 1996). In dieser Bilanz spielen die Elemente des vertikalen Transportes, Niederschlag und Verdunstung, eine zu vernachlässigende Rolle. Die Festlandsabflüsse resultieren aus Berechnungen auf der Grundlage der an den Zuflüssen im Einzugsgebiet des betreffenden Küstengewässers gemessenen Durchflüsse. Zur Abschätzung der mit der Ostsee ausgetauschten Wassermassen diente ein Verfahren von MAJEWSKI & MIKULSKI (zit. in CORRENS 1976). Die Angaben zu den Wasserhaushaltselementen Flusswasserzufuhr, Einstrom aus der Ostsee und Ausstrom zur Ostsee sind in den **Anlagen 12-1, 13-1, 14-1 und 15-1** für vier Küstengewässer zusammengestellt worden.

Aus dem monatlichen Ausstrom und Konzentrationen in der Nähe der Ausgänge zur Ostsee bzw. angrenzender Küstengewässer wurden für vier Küstengewässer Austragsdaten berechnet. Die Berechnung der seeseitigen Einträge erfolgte auf der Basis des Ostseewassereinstromes und Konzentrationen, die in der Nähe der Eingänge bzw. in der vorgelagerten Ostsee gemessen wurden (**Anlagen 12-2 bis 15-5**).

Hydrodynamische Modelle, die in der Lage wären, die Vermischung ein- und ausströmender Wasserkörper und deren „Pendeln“ zu berücksichtigen, stehen bisher nicht zur Verfügung. Ein solches Modell wurde bisher lediglich im Rahmen des Forschungsprojektes GOAP⁵ entwickelt und für die Bilanzierung der Nährstoffe im westlichen Oderästuar genutzt.

3.4 Methoden der Frachtberechnung und Fehlerabschätzungen

Grundlage der Frachtberechnungen für Fließgewässer sind Messungen von Stoffkonzentrationen und Abflüssen. Dabei ist es wünschenswert, die zeitlichen Änderungen beider Größen möglichst genau zu kennen. Während für die Abflüsse meist tägliche Daten zur Verfügung stehen, liegen Konzentrationsdaten oft nur in großer zeitlicher Distanz vor. An den Gewässergütemessstellen Mecklenburg-Vorpommerns werden gegenwärtig überwiegend vier- oder zweiwöchentlich Einzelproben zur Stoffkonzentrationsbestimmung gewonnen. Ausgehend von dieser Datenlage soll die Jahresfracht möglichst genau geschätzt werden. Dabei spielt neben der Quantität auch die Qualität der Daten eine wichtige Rolle.

Zunächst sollen mögliche qualitative Fehlerquellen der Abflussermittlung und der Konzentrationsbestimmung betrachtet werden.

Die zur Frachtberechnung verwendeten Abflüsse sind keine direkt gemessenen Werte, sondern aus Abflusskurven (Wasserstand-Abflussbeziehungen) errechnete Daten. Die Abflusskurven werden regelmäßig durch Abflussmessungen überprüft und im Falle signifikanter Abweichungen aktualisiert. Die Fehlerbreite, die durch Messfehler und Umrechnungen verursacht wird, kann als klein eingestuft werden.

Da an Gütemessstellen und Pegel unterschiedliche Anforderungen bezüglich ihrer Lage gestellt werden, liegen sie meist an unterschiedlichen Orten am Gewässer. So werden für Pegel freifließende Gewässerstrecken ohne Rückstau bevorzugt, wohingegen Gütemessstellen oft gerade im Bereich von Flussmündungen angesiedelt sind. Dadurch muss der Abfluss an der Gütemessstelle durch die Abflüsse an den nahegelegenen Pegeln abgeschätzt werden. Dies geschieht i.a. so, dass der Abfluss einzugsgebietskonform vergrößert oder verkleinert wird oder sich als Summe oder Differenz aus den Abflüssen der umliegenden Pegel ergibt. Beispielweise wird für den Abfluss an der Gütemessstelle Ribnitz/Recknitz, welche ein Einzugsgebiet von 669 km² besitzt, der Abfluss des Pegels Bad Sülze/Recknitz mit einem Einzugsgebiet von 446 km² genutzt, und zwar so, dass die Abflüsse in Bad Sülze mit dem „Flächenfaktor“ von 1,50 (669/446) multipliziert werden. Je weiter der Bezugspegel von der Gütemessstelle entfernt ist bzw. je größer der Flächenunterschied zwischen beiden Messpunkten ist, umso größer ist der mögliche Fehler bei der Abflussbestimmung an der Gütemessstelle.

An einem Beispiel soll dies verdeutlicht werden. Die Abflüsse der Peene an der Gütemessstelle Anklam wurden bis 1997 auf der Grundlage der Durchflussmessungen am Pegel Tollense unterhalb Klempenow hochgerechnet und zwar durch Multiplikation mit einem vergleichsweise sehr hohen Flächenfaktor von 3,65. Seit 1997 werden in Anklam Abflussmessungen mittels einer modernen Ultraschallanlage durchgeführt, so dass ein Vergleich der nach dem bisherigen Schätzverfahren ermittelten mit den tatsächlich gemessenen Abflüssen möglich ist. Bezogen auf einzelne Tage treten dabei relativ hohe Abweichungen auf. Auch bei den ermittelten Monatsabflüssen sind in einigen Monaten noch deutliche Abweichungen festzustellen, wohingegen bei den Jahresabflüssen eine weitgehende Angleichung zu verzeichnen ist (**Tab. 1**).

⁵ Das Forschungsprojekt „Greifswalder Bodden-Oderästuar-Austauschprozesse – GOAP“ fand von 1994 bis 1996 am Geographischen Institut der Universität Greifswald statt (siehe LAMPE et al. 1998).

Tab. 1: Berechnete (MQb) und gemessene (MQg) Monatsabflüsse der Peene bei Anklam in m³/s sowie absolute und prozentuale Abweichungen (Δ)

Monat	1998				1999				2000			
	MQb	MQg	Δ	Δ in %	MQb	MQg	Δ	Δ in %	MQb	MQg	Δ	Δ in %
Januar	28,2	26,2	-2	-7	38,7	40,4	1,7	4	20,5	29,3	9	43
Februar	24,5	32,1	7,6	31	31,9	38,7	6,8	21	33,7	40,5	7	20
März	37,6	36,3	-1,3	-3	49,7	56,2	6,5	13	38,3	41,6	3	9
April	36,2	39,3	3,1	9	36,9	39,4	2,5	7	27,3	37,1	10	36
Mai	20,3	19,2	-1,1	-5	29,5	29,5	0	0	13,2	15,8	3	20
Juni	9,86	11,8	1,9	20	15,6	15,9	0,3	2	7,30	1,77	-6	-76
Juli	8,80	5,20	-3,6	-41	9,42	4,6	-4,8	-51	9,93	2,00	-8	-80
August	10,6	1,80	-8,8	-83	6,94	6,9	0,04	1	11,9	10,9	-1	-8
September	12,6	15,7	3,1	25	6,90	8,0	1,1	16	12,2	16,5	4	35
Oktober	13,1	27,7	14,6	111	11,0	4,4	-6,6	-60	14,9	16,1	1	8
November	25,0	24,2	-0,8	-3	12,0	11,6	-0,4	-3	11,1	11,5	0	4
Dezember	33,7	37,4	3,7	11	17,6	21,7	4,1	23	14,5	19,5	5	34
Mittel	21,7	23,1	1,4	5,3	22,2	23,1	0,9	-2,2	17,9	20,2	2,3	3,7

Während bei den Jahresabflüssen der Fehler bei der Hochrechnung der Abflüsse auf den Mündungspegel deutlich unter 10 % liegt, kann er bei den Monatsabflüssen in den abflussärmeren Monaten auf über 50 % steigen. Dies liegt in erster Linie an dem zeitweise durch erhöhte Wasserstände der Ostsee hervorgerufenen Rückstau im Unterlauf der Peene. Tagesabflüsse können von dem weit oberhalb gelegenen Bezugspegel für solche Situationen praktisch nicht berechnet werden.

Aus diesem Grund schied eine Frachtberechnung auf der Basis von Tagesabflüssen für eine große Anzahl von Flussmündungsmessstellen aus.

In den letzten Jahren wurden für die Frachtberechnungen im Rahmen der HELCOM (PLC-3, PLC-4) vorwiegend Gütemessstellen genutzt, die vom Rückstau unbeeinflusst sind. Der Nachteil dabei ist, dass sich durch die Verlegung von Gütemessstellen aus den mündungsnahen in oberhalb gelegene Bereiche die Größe des überwachten Einzugsgebietes vermindert. Für die Ermittlung der Flusseinträge in die in dieser Arbeit behandelten Küstengewässer wurden sowohl die Frachten der mündungsnahen als auch, wenn vorhanden, der mündungsferneren Gütemessstellen berechnet. Dies war z.B. für die Recknitz mit den Messstellen Ribnitz und Marlow, für die Barthe mit Barth und Redebas und für die Peene mit Anklam und Jarmen möglich. Konnten Frachten für zwei Bilanzquerschnitte eines Flusses ermittelt werden, wurden diese auf Korrelation überprüft. Konnte eine enge Wechselbeziehung ($R^2 > 0,5$) nachgewiesen werden, wurden die Frachten des Mündungspegels für die Eintragsabschätzung genutzt.

Für die Berechnung der Jahresfrachten von Fließgewässern wurde wegen der geschilderten Rückstauproblematik und der meist nur geringen Anzahl von Konzentrationsmessungen (überwiegend lagen monatlich nur ein bis zwei Werte vor) eine relativ einfache Methode zur Frachtermittlung genutzt. Aus den monatlichen Abflüssen und den mittleren monatlichen Konzentrationen wurden Monatsfrachten ermittelt, die dann zu Jahresfrachten summiert wurden:

$$L = \sum W_{ki} \cdot C_{ki} \quad (\text{nach HELCOM, 1994})$$

- L - Jahresfracht
- W_k - Monatsabfluss
- C_k - mittlere monatliche Konzentration.

Zur Abschätzung des Fehlers, der durch unterschiedliche Abflussbestimmungen erhalten wird, soll ein Vergleich der aus berechneten und gemessenen Abflüssen bestimmten Nährstofffrachten der Peene bei Anklam vorgenommen werden (**Tab. 2**).

Tab. 2: Vergleich von aus berechneten (F1) und gemessenen (F2) Abflüssen bestimmte Nährstofffrachten der Peene bei Anklam in t und Abweichungen (Δ) in %

Kenngröße	1998			1999			2000		
	F ₁	F ₂	Δ	F ₁	F ₂	Δ	F ₁	F ₂	Δ
DIP	34,1	36,2	6	32,9	32,6	1	34,0	35,0	3
TP	79,9	85,1	6	71,1	71,4	0,4	71,8	74,2	3
NH ₄ -N	129	137	6	103	109	6	79,1	91,0	13
NO ₃ -N	2.221	2.395	7	2.796	3.076	9	1.566	1.908	18
TN	2.991	3.216	7	3.519	3.824	8	2.148	2.558	16

Die aus den berechneten und gemessenen Abflüssen bestimmten Frachten stimmen beim gelösten anorganischen Phosphor (DIP) und Gesamtphosphor (TP) gut überein. Die Abweichungen lagen in allen drei Jahren deutlich unter 10 %. Bei den Stickstoffkriterien blieben die aus den berechneten Abflüssen bestimmten Frachten generell hinter den aus den gemessenen Abflüssen bestimmten Frachten zurück. Der Minderbefund beträgt meist weniger als 10 %. Er kann aber, wie im Jahre 2000, auch fast 20 % erreichen. Es sollte daher zukünftig angestrebt werden, an den Gütemessstellen, an denen Frachten bestimmt werden, auch Abflussmessungen durchzuführen.

Neben möglichen Fehlern der Abflussbestimmung kommen Probleme der Konzentrationsbestimmung hinzu. Fehler in der Konzentrationsbestimmung entstehen sowohl bei der Probenahme als auch bei der Analyse (HELLMANN 1986). Zwar wurden die Analyseverfahren in den letzten Jahren immer weiter entwickelt und verbessert und meist auch durch DIN-Normen harmonisiert, dennoch sind systematische oder zufällige Fehler nicht auszuschließen. Eine besondere Problematik liegt bei Messwerten im Bereich der Bestimmungsgrenze, da hier große relative Fehler auftreten können. Die Probenahme an den nachfolgend betrachteten Fließgewässern erfolgt meist von Straßenbrücken aus, so dass eine Entnahme der Wasser- oder Schwebstoffproben aus der Flussmitte realisiert und damit einer fließquerschnittsgemittelten Konzentrationsbestimmung näherungsweise entsprochen werden kann, zumal es sich meist um relativ kleine Flussquerschnitte handelt. An einigen Gewässern, wie z.B. der Warnow und Peene, können die Proben nur vom Ufer aus entnommen werden. Diese Gütemessstellen befinden sich allerdings nicht im Einflussbereich von Einleitungen oder Nebenflüssen, was mehrere Messungen im Flussquerschnitt erfordern würde, um einer fließquerschnittsrepräsentativen Konzentrationsbestimmung nahe zu kommen.

Ein weiteres Problem tritt bei der Messung von schwebstoffgebundenen Schadstoffen, wie den Schwermetallen, auf, da hierzu neben der Konzentration des Schadstoffes im Schwebstoff auch der Schwebstoffgehalt im Wasser bestimmt werden muss, wobei wieder mess- und probenahmetechnisch bedingte Fehler möglich sind.

Neben diesen qualitativen Problemen kann aber auch die Quantität der Daten maßgeblichen Einfluss auf das Ergebnis der Frachtaberschätzung ausüben. Unter Quantität der Daten ist nicht nur die Anzahl der Messdaten sondern auch ihre Repräsentanz im zeitlichen Verlauf zu verstehen. Generell gilt, je weniger Daten vorliegen, desto größer wird auch das Fehlerrisiko bei der Schätzung der Jahresfracht. Konzentrationsmessungen werden gegenwärtig in den Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, abhängig vom jeweiligen Messprogramm, zwei- oder vierwöchentlich durchgeführt, wobei generell eine äquidistante Probenahme angestrebt und fast immer auch eingehalten wird. In den Jahren vor 1990 wurden zumindest in den größeren Fließgewässern des Landes wöchentliche Probenahmen durchgeführt. Die Frage ist nun, wie viel Messungen pro Jahr notwendig sind, um den zeitlichen Verlauf möglichst vollständig zu erfassen. Diese Frage ist stoffbezogen unterschiedlich zu beantworten, da die zeitliche Variabilität und die Transportmechanismen z.B. für Nährstoffe und Schwermetalle ganz unterschiedlich sind. Bekannt ist die hohe Dynamik des Transportverhaltens schwebstoffgebundener Schwermetalle bei Hochwasserereignissen. In nur wenigen Tagen kann hochwasserbedingt der Großteil der Jahresfracht durch den Fluss transportiert werden. So wurden während des Sommer-hochwassers der Oder im Jahre 1997 in einem Zeitraum von 23 Tagen mehr als 400 % der mittleren jährlichen Pb-Frachten der Oder in die Ostsee transportiert. Für Cd und Cu überstieg der Anteil 300 % der mittleren Jahresfracht (POHL et al. 2002). Bei den Nährstoffen ist bezüglich des Transport-verhaltens zwischen den einzelnen Verbindungen zu differenzieren. So ist der Einfluss des Abfluss-geschehens auf die Höhe der Frachten beim Phosphat deutlich schwächer ausgeprägt als beim Nitrat. Die Nitrat-Jahresfrachten nahezu aller Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern zeigen einen proportionalen Zusammenhang zu den Jahresabflüssen (BACHOR 1997), wobei sich vor allem abfluss-reiche Monate im Winterhalbjahr stark auf die Höhe der Jahresfracht auswirken. So können innerhalb eines abflussreichen Monats über 30 % der Nitrat-Jahresfracht eines Flusses realisiert werden. Der Einfluss des Abflussgeschehens auf die Höhe der Jahresfrachten ist aber bei den Nährstoffen bei weitem nicht so stark wie bei den Schwermetallen.

Die Messstrategien für eine möglichst vollständige Erfassung des zeitlichen Verlaufes müssten also entsprechend der unterschiedlichen zeitlichen Variabilität auch unterschiedlich ausgerichtet sein. D.h. in Zeiten erhöhter Transportvorgänge müssten die Untersuchungen verdichtet werden, während in Zeiten geringen Transportes eine stichprobenartige Konzentrationsmessung ausreichend ist. Bei den außergewöhnlichen Hochwasserereignissen der letzten Jahre (Oder 1997, Elbe 2002) wurde dieser Forderung auch durch eine deutliche Verdichtung der Messungen entsprochen. In der routinemäßigen Gewässerüberwachung ist dies aber aus Kapazitätsgründen nicht durchzustehen. Bundesweit finden überwiegend Messprogramme mit zwei oder vierwöchigen Probenahmen Anwendung (LAWA 1999).

Das Ergebnis der Frachtaberschätzung ist neben den bereits genannten Einflussfaktoren auch von den angewandten Frachtberechnungsmethoden abhängig. Dabei finden gegenwärtig eine ganze Reihe einfacher und komplexer Methoden Anwendung, mit denen die Jahresfracht unterschiedlich gut geschätzt wird. Ein recht umfassender Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten wurde von KELLER et al. (1997) am Beispiel des Messprogramms der Internationalen Kontrollschutzkommission am Rhein (IKSR) vorgenommen. Bei einer Vielzahl der Untersuchungen lagen die Ergebnisse der einzelnen Schätzmethoden jedoch sehr eng beieinander. Größere Abweichungen waren meist messstellenbezogen (z.B. durch Beeinflussung von nahe gelegenen Emittenten) oder

wurden durch zeitlich begrenzten Messwertausfall verursacht. Generell erhöht die Anzahl der Messwerte die Sicherheit der Schätzung.

Da die Stofffrachten von Flüssen mehr oder weniger stark von den meteorologischen und hydrologischen Verhältnissen bestimmt werden, ist ein Vergleich einzelner Jahresfrachten miteinander, ohne Kenntnis der Abflussverhältnisse in dem betrachteten Jahr, wenig aussagekräftig. Um bei Trendbetrachtungen den Einfluss der stark variierenden meteorologisch-hydrologischen Verhältnisse zu mindern, werden zunehmend Stoffeinträge für größere Zeiträume miteinander verglichen (BEHRENDT et al. 1999, BÖHM et al. 2001). Dieses wird auch in der vorliegenden Arbeit getan. Dabei wird zudem eine Plausibilitätskontrolle durch Vergleich der Stoffeintragsdaten mit den Immissions-daten vorgenommen.

Die Ergebnisse der berechneten Frachten für die Zuflüsse sind für die Nährstoffe der **Anlage 2** und für die Schwermetalle der **Anlage 3** zu entnehmen, wobei hier auch die für die Frachtermittlung genutzten Pegel und Gütemessstellen enthalten sind.

In gleicher Weise wie die Flussfrachten wurden auch die Austräge aus den Küstengewässern in die Ostsee und die Einträge aus der Ostsee in die Küstengewässer berechnet. Lücken bei den Konzentrationsdaten wurden dabei sinnvoll unter Berücksichtigung der bekannten jahreszeitlichen Variabilität und zeitlicher Veränderungen in der Belastung der jeweiligen Gewässer ergänzt. Gegenüber den Flussfrachten sind die Angaben zum Stoffaustausch zwischen Küstengewässer und Ostsee mit deutlich größeren Fehlern behaftet, da das Hin- und Herpendeln von Wasserkörpern, wie sie für gezeitenlose Ästuarie typisch sind, hierbei nicht berücksichtigt werden konnte. Abhilfe können hier nur hydrodynamische Modelle schaffen.

Die Einträge aus den kommunalen Direkteinleitern wurden nach zwei verschiedenen Verfahren berechnet. Bis 1999 wurden sie aus den gesamten behandelten Jahresschmutzwassermengen und den im Kläranlagenablauf ermittelten mittleren Nährstoff- bzw. Schwermetallkonzentrationen nach folgender Gleichung berechnet:

$$E_{KA} = C_{KA} \cdot Q_{KA} \quad (\text{nach BÖHM et al. 2001})$$

- E_{KA} - Stoffeintrag von kommunaler Kläranlage (kg/a bzw. t/a)
- C_{KA} - mittlere Stoffkonzentration im Kläranlagenablauf ($\mu\text{g/l}$ bzw. mg/l)
- Q_{KA} - gesamte behandelte Abwassermenge ($\text{Mio m}^3/\text{a}$)

Die Jahresschmutzwassermenge wird gewöhnlich über kontinuierliche Durchflussmessungen bestimmt. Die Messgenauigkeit ist abhängig von den verwendeten Messgeräten und deren Kalibrierung. Generell gilt, dass der Fehler größer wird, je größer die Variabilität der Abflüsse ist. Fehler bis 20 % können dabei durchaus erreicht werden.

Im Jahre 2000 lagen erstmals auch monatliche Schmutzwassermengen aus den im Rahmen von PLC-4 überwachten Kläranlagen vor, so dass die Frachtabschätzungen neben dem bisher üblichen Schätzverfahren auch nach der Methode durchgeführt werden konnten, die bei den Flussfrachten angewandt wurde. Damit ist ein Vergleich unterschiedlich ermittelter Jahresfrachten für Kläranlagen möglich. Die Unterschiede zwischen den aus den Jahresschmutzwassermengen und mittleren Ablaufkonzentrationen ermittelten (F_1) und den über die Monatsfrachten bestimmten Frachten (F_2) sind überwiegend gering (**Tab. 3**). Sowohl für die Nährstoffe als auch für die Schwermetalle lagen die

Abweichungen meist deutlich unter 10 %. Dies ist in erster Linie auf die geringe Variabilität der gemessenen Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen zurückzuführen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass überwiegend nur monatliche Konzentrationsmesswerte zur Verfügung standen. In den kleineren Kläranlagen, wie z.B. Anklam, wurden die Schwermetalle sogar nur zweimonatlich untersucht.

Tab. 3: Vergleich unterschiedlich berechneter Nährstoff- und Schwermetallfrachten ausgewählter Kläranlagen für 2000 in kg und Abweichungen (Δ) in %

Kenngröße	KA Rostock			KA Wismar			KA Anklam		
	F ₁	F ₂	Δ	F ₁	F ₂	Δ	F ₁	F ₂	Δ
TN	220.370	218.938	6	129.462	129.081	3	5.394	5.267	2
TP	2.541	2.776	8	1.765	1.954	10	303	312	3
Zn	476	476	0	64,6	66,3	3	23,0	23,2	1
Cu	196	190	3	52,0	52,3	1	6,8	7,05	4
Pb	3,75	3,81	2	2,02	1,99	2	0,31	0,33	6
Cd	1,56	1,59	2	0,72	0,77	6	0,06	0,062	3
Hg	0,65	0,63	3	0,15	0,14	7	0,03	0,036	17

F₁ = Jahresschmutzwassermenge x mittlere Jahresablaufkonzentration

F₂ = Summe der aus monatlichen Schmutzwassermengen und monatlichen Ablaufkonzentrationen ermittelten Monatsfrachten

Im Vergleich zu den Flussfrachten zeigen die Eintragsdaten aus den Kläranlagen viel geringere zwischenjährliche Schwankungen. Hier können also aus wenigen Konzentrationsdaten durchaus verlässliche Frachten berechnet werden.

Die durch atmosphärische Deposition direkt in die Küstengewässer eingetragene Fracht wurde auf der Basis der Wasserfläche des betreffenden Gewässers und der Depositionsrate für Nährstoffe und Schwermetalle nach folgender Gleichung ermittelt:

$$E_D = A_{GEW} \cdot D$$

E_D - Eintrag durch atmosphärische Deposition

A_{GEW} - Gesamtfläche des Gewässers (km²)

D - Depositionsrate des betrachteten Stoffes

Die Depositionen für die Nährstoffe und Schwermetalle unterscheiden sich um Größenordnungen und werden daher auch in unterschiedlichen Dimensionen angegeben. Für die Nährstoffe sind sowohl Angaben in kg/ha/a als auch in kg/km²/a oder in mg/m/d gebräuchlich. Auch die Angaben zu den Schwermetallen sind je nach Quelle unterschiedlich. Die aus den Depositionen und der Wasserfläche berechneten Einträge werden wie auch die Einträge aus den Flüssen und Kläranlagen nachfolgend für die Nährstoffe in t/a und für die Schwermetalle in kg/a angegeben.

4 DIE UNTERSUCHUNGSGEBIETE IM ÜBERBLICK

Die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns bilden auf einer Küstenlänge von 1.134 km den südwestlichen Rand der Ostsee. Mit nur einigen Jahrtausenden ist die Ostsee ein sehr junges Meer (DUPHORN et al. 1995), welches in seiner heutigen Ausdehnung das Ergebnis zweier entscheidender Formungsprozesse im Quartär, nämlich der Auswirkungen des nordischen Inlandeises während der pleistozänen Kaltzeiten sowie derjenigen des generellen Meeresspiegelanstieges und der damit einhergehenden Küstendynamik in der Holozän-Warmzeit ist (NIEDERMEYER 1996). Beide Prozesse führten zu einer räumlichen Gliederung des Ostseebodens in weitgehend separate Teilbecken. Einen umfassenden Überblick über die paläogeographische Entwicklung der Süd-West-Küste der Ostsee geben LEMBKE (1998) und LAMPE et al. (2002).

Als erster entwickelte WATTENBERG (1949) auf der Grundlage der morphologischen Besonderheiten eine natürliche Einteilung der Ostsee, die im Wesentlichen auch heute noch ihre Gültigkeit besitzt (HELCOM 1990, 1996). Danach gliedert sich die Ostsee in sieben Teilgebiete stark variierender Größe. Dies sind von West nach Ost das Kattegat, die Beltsee, die Zentrale Ostsee, der Rigaer Meerbusen, der Finnische Meerbusen, die Bottensee und die Bottenwiek. Kattegat und Beltsee bilden das Übergangsgebiet der Ostsee zur Nordsee. Die Zentrale Ostsee ist mit einer Fläche von 211.100 km² das größte und die Beltsee mit 20.100 km² das kleinste Teilgebiet der Ostsee (SWEITZER et al. 1996). Die Trennlinie zwischen Beltsee und Zentraler Ostsee verläuft auf der Darßer Schwelle vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Demzufolge sind die Küstengewässer des Landes westlich der Darßer Schwelle der Beltsee und östlich davon der Zentralen Ostsee zuzuordnen.

Das Gesamteinzugsgebiet der Ostsee umfasst eine Fläche von 1.745 10⁶ km² (SWEITZER et al. 1996), die in Übereinstimmung mit der hydrographischen Gliederung ebenfalls in sieben Teileinzugsgebiete gegliedert wird. Im Hinblick auf die glaziale und postglaziale Landschaftsformung können der nordwestliche und nördliche Teil des Einzugsgebietes als glaziale Abtragungslandschaft mit Festgesteinscharakter und der östliche, südliche und südwestliche Teil als glaziale Aufschüttungslandschaft mit Lockergesteinscharakter angesehen werden (AURADA 1996). Das Gewässernetz des Einzugsgebietes setzt sich aus relativ kurzen Fließgewässern mit kleinen Einzugsgebieten im südwestlichen und aus längeren Flüssen mit größeren Einzugsgebieten im östlichen und nordwestlichen Teil zusammen. Von den zehn größten Ostseezuflüssen gehören fünf (Neva, Weichsel, Daugava, Neman, Oder) dem östlichen und weitere fünf (Kemijoki, Götaälv, Angermanälven, Lueälven, Indalsälven) dem nördlichen und westlichen Einzugsgebiet an. Die deutschen Ostseezuflüsse liegen ausnahmslos im Lockergesteinsbereich und haben für den Wasserhaushalt der Ostsee eine geringe Bedeutung. Das mecklenburg-vorpommersche Ostsee-Einzugsgebiet nimmt mit 16.861 km² einen nur sehr kleinen Anteil am gesamten Einzugsgebiet ein.

Die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns erstrecken sich zwischen der Landesgrenze zu Schleswig-Holstein im Westen und der Staatsgrenze zu Polen im Osten. Im mecklenburgischen Landesteil liegen die Wismar-Bucht mit dem Salzhaff und das Warnow-Ästuar bestehend aus Unterwarnow und Breitling. Beide Gewässer sind der Beltsee zuzuordnen. Im vorpommerschen Landesteil schließen sich die Darß-Zingster Bodden, die Rügenschens Bodden, der Strelasund und der Greifswalder Bodden sowie der Peenestrom und das Kleine Haff an. Die beiden letztgenannten Gewässer bilden den westlichen, deutschen Teil des Oder-Ästuars. Alle vorpommerschen Küstengewässer sind der Zentralen Ostsee zuzuordnen (**Abb. 1**).

Zusammen nehmen diese in Größe und Gestalt sehr unterschiedlichen Gewässer eine Fläche von 1.714 km² mit einem Wasservolumen von 6.736 Millionen m³ ein (**Tab. 4**).

Tab. 4: Morphometrische und hydrographische Daten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, nach CORRENS & JÄGER (1979), ergänzt

Gewässer	Fläche km ²	Volumen Millionen m ³	Mittlere Tiefe m	Größte Tiefe m	Einzugsgebiet km ²
Wismar-Bucht mit Salzhaff	168,9	782,1	4,6	16,2 ¹⁾	1.059
Unterwarnow mit Breitling	12,5	49,6	4,0	14,5 ²⁾	3.222
Darß-Zingster Bodden	186,6	383,4	2,1	16,5 ³⁾	1.578
Westrügensche Bodden	171,3	300,5	1,8	7,6	388
Nordrügenschen Bodden	158,6	553,5	3,7	10,3	330
Strelasund	64,4	252,5	3,9	16,0	238
Greifswalder Bodden	510,2	2.960,0	5,8	13,5	665
Peenestrom mit Achterwasser	163,9	429,3	2,6	16,0	5.772
Kleines Haff	277,2	1.025,6	3,7	7,8	3.449 ⁴⁾
Summe	1.713,6	6.736,5			16.701

1) nach Angaben von MICHELCHEN (1993)

2) nach Ausbaggerung der Zufahrt zum Seehafen in den Jahren 1997-1999

3) nach Angaben von SCHLUNGBAUM & BAUDLER (2000)

4) ohne Einzugsgebiet der Oder (das Odereinzugsgebiet beträgt 122.712 km²)

Da die morphologischen und hydrographischen Verhältnisse großen Einfluss auf den Stofftransport und die Sedimentverteilung in den Gewässern besitzen, wird in den nachfolgenden Kapiteln des Ergebnisteiles jeweils eine detaillierte Beschreibung von Morphologie und Hydrographie der betrachteten Küstengewässer vorangestellt.

Darüber hinaus wurde für jeden betrachteten Küstengewässerbereich eine Detailkarte mit den Messstellen zur Gewässergüteüberwachung angefertigt. Diese enthält neben der Lage der Messstellen zur Erfassung der landseitigen Einträge über die Zuflüsse und Direkteinleiter sowie der Immissionsmessstellen auch Angaben zu den Gewässertiefen. Die Tiefenangaben basieren auf Daten der Topografischen Karten des Seegrundes des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg/Rostock (BSH).

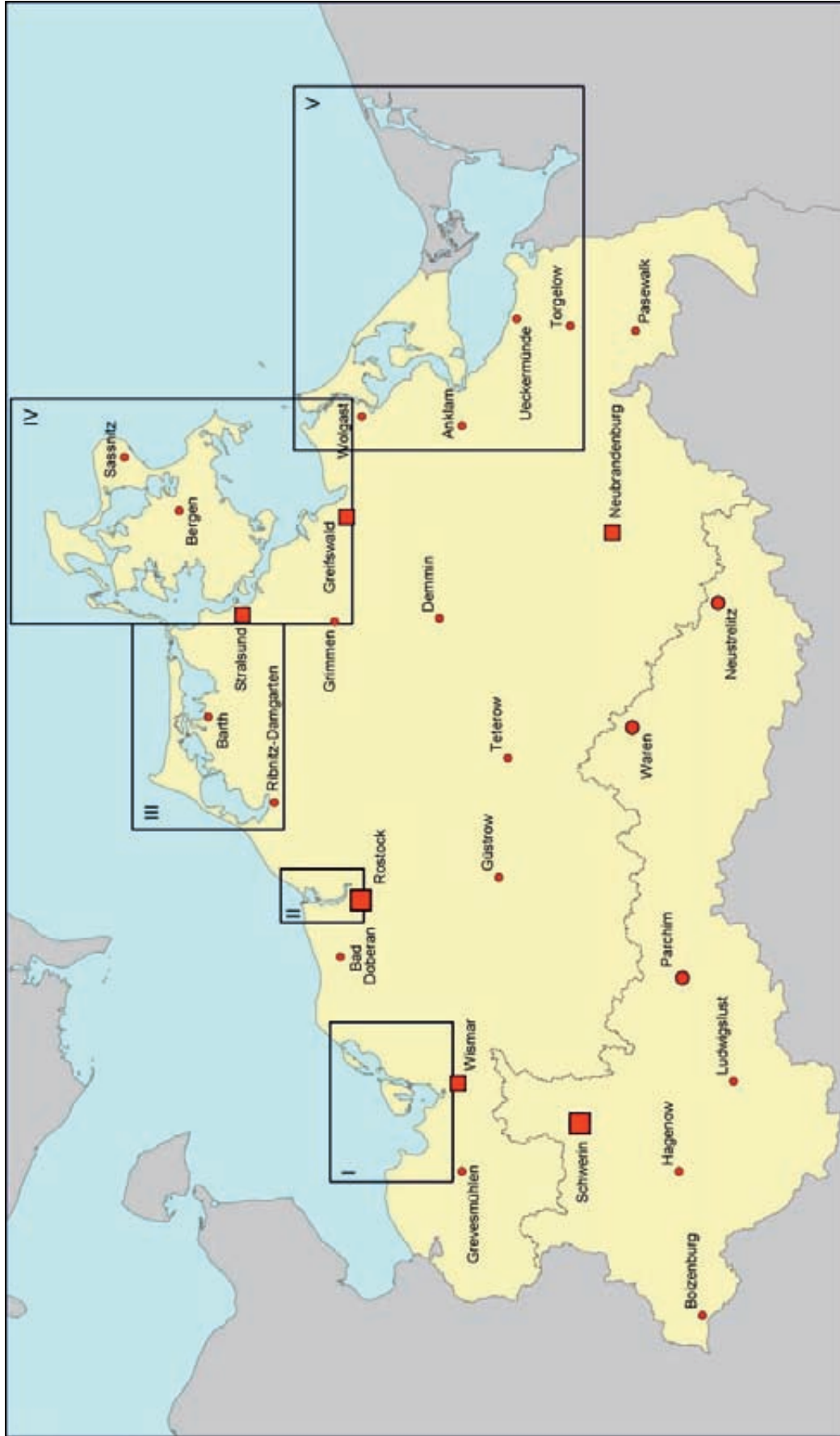


Abb. 1: Die Untersuchungsgebiete im Überblick

(I = Wismar-Bucht, II = Unterwarnow, III = Darß-Zingster Bodden, IV = Rügenische Bodden, Stralsund und Greifswalder Bodden, V = Peenestrom und Kleines Haff, gelb: Mecklenburg-Vorpommern mit Wasserscheide zwischen Nord- und Ostsee Einzugsgebiet und Städten > 10.000 Einwohner)

5 ERGEBNISSE

5.1 Wismar-Bucht einschließlich Salzhaff

5.1.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt

Die Wismar-Bucht bildet die weit in die hügelige Grundmoränenlandschaft Nordwestmecklenburgs eingeschnittene südliche Ausbuchtung der Mecklenburger Bucht (HURTIG 1957). Wie die Lübecker Bucht stellt die Wismar-Bucht ein ehemaliges Gletscherzungenbecken der Weichsel-Vereisung dar. Morphologisch lässt sich die Wismar-Bucht in einen westlichen und einen östlichen Teil gliedern. Den westlichen größeren Teil kennzeichnen vier Rundbuchten: Boltenhagener Bucht, Wohlenberger Wiek, Eggers Wiek und Wendorfer Bucht. In der östlichen Bucht liegt die Insel Poel, die im Osten durch einen schmalen und flachen Meeresarm, den Breitling, vom Festland getrennt ist. Nordöstlich des Breitlings schließt sich das Salzhaff an, welches durch die Halbinsel Wustrow zur offenen See abgegrenzt wird (**Abb. 2**).

KRÜGER und MEYER (1937) bezeichnen das Gebiet nördlich und nordwestlich der Insel Poel einschließlich der Wohlenberger Wiek als äußere, und das Gebiet südlich von Poel als innere Wismar-Bucht. Die Wasserfläche der gesamten Bucht beträgt rund 169 km², wobei die einzelnen Gewässerteile nach CORRENS (1979) folgende Flächen einnehmen:

- Äußere Wismar-Bucht 85,6 km²
- Innere Wismar-Bucht 46,1 km²
- Salzhaff und Breitling 37,6 km².

Die der Hauptküstenlinie zwischen Großklützhöved im Westen und der Bukspitze im Osten folgenden Untiefen Lieps, Hannibal und Rerik-Riff grenzen die Wismar-Bucht von der Mecklenburger Bucht ab (**Abb. 2**). Zwischen Lieps und Hannibal liegt das 5,5 m tiefe Offentief und zwischen Hannibal und Rerik-Riff das 11 bis 13 m tiefe Große Tief. HURTIG (1957) bezeichnet dieses nördlich der Insel Poel liegende Tief als Fluttur für die postglazialen Transgressionen. Vom Großen Tief führt eine Rinne zunächst in südöstliche Richtung bis kurz vor die Insel Langenwerder ehe sie dann nach Südwest abzweigt und südlich des Hannibals bis zum Krakentief verläuft. Im Krakentief wird mit 16 m die größte Wassertiefe der gesamten Wismar-Bucht gemessen. Von hier aus setzt sich die Rinne in südliche bis südwestliche Richtung bis in die Wohlenberger Wiek fort, die ein Becken von 6 bis 9 m Wassertiefe bildet.

Südwestlich der Insel Poel wurde das natürliche Rinnensystem künstlich erweitert und eine 10 m tiefe Fahrrinne bis zum Wismarer Hafen angelegt. Die innere Wismar-Bucht ist durch ausgedehnte Flachwassergebiete und breite ufernahe Zonen mit bis zu 1 m Tiefe gekennzeichnet, die südlich der kleinen Geschiebemergelinsel Walfisch durch die Fahrrinne zerschnitten werden.

Das Salzhaff ist mit der äußeren Wismar-Bucht durch eine 4 m tiefe Rinne, die Kielung, verbunden. Durch den Teßmannsdorfer Haken, der sich unter Wasser fortsetzt, wird das Salzhaff in eine südwestliche äußere und eine nordöstliche innere Bucht geteilt. Die durchschnittlichen Wassertiefen der äußeren Bucht betragen 3 bis 5 m, die der inneren Bucht 2 bis 3 m (VON WEBER & GOSELCK 1997).

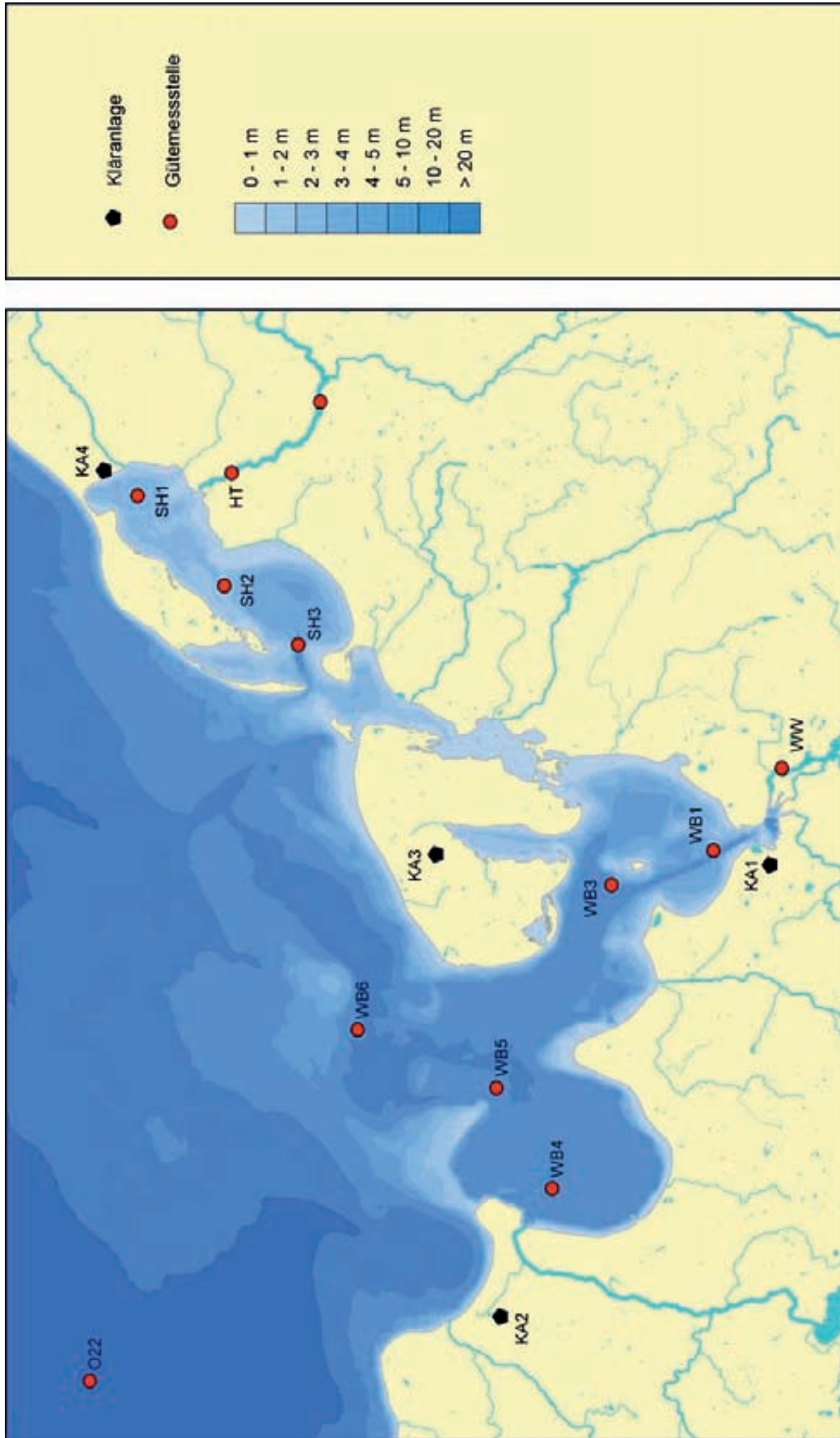


Abb. 2: Wismar-Bucht einschließlich Salzhaff mit Messstellen zur Gewässerüberwachung

(WB1 = Wendorf, WB3 = nö. Walfisch, WB4 = Wohlenberger Wiek, WB5 = Innenreede, WB6 = Krakentief, SH1 = Rerik, SH2 = Teßmannsdorf, SH3 = Pepelow, WW = Wallensteingraben/Wismar, HT = Hellbach/Teßmannsdorf, Kläranlagen: KA1 = Wismar, KA2 = Boltenhagen, KA3 = Kirchdorf, KA4 = Rerik)

Die Hydrographie der Wismar-Bucht wird maßgeblich durch den Wasseraustausch mit der ihr vorgelagerten Mecklenburger Bucht bestimmt. Dieser Wasseraustausch erfolgt hauptsächlich in der 1 bis 3 m tiefen Oberflächenwasserschicht, da die Untiefen einen Einstrom salzreichen Tiefenwassers behindern. Der Einstrom salzreicheren Wassers ist jedoch über das Große Tief und das sich anschließende Rinnensystem möglich, wenn in Folge extremer Einstromlagen erhebliche Mengen Wasser aus dem Kattegat in die Mecklenburger Bucht gelangen und diese von unten auffüllen. Steigt dabei das salzreiche Wasser bis über eine Wassertiefe von 10 m, kann es entlang der tiefen Rinnen bis in die innere Bucht vordringen. Gegenüber dem Einstrom von Ostseewasser hat der landseitige Süßwasserzustrom eine untergeordnete Bedeutung. Einen geringen Süßwasserzustrom erfährt das Gewässer über kleinere Bäche und Gräben. Nachfolgend sind die Einzugsgebietsgrößen (AE) und die mittleren jährlichen Abflüsse (MQa) der wichtigsten Zuflüsse zur Wismar-Bucht zusammengestellt:

Zuflüsse	AE in km ²	MQa in m ³ /s	Mündungsbereich
Klützer Bach	35,9	0,18	Boltenhagener Bucht
Tarnewitzer Bach	85,2	0,43	Wohlenberger Wiek
Köppernitz	32,4	0,16	innere Bucht bei Wismar
Wallensteingraben	158,2	1,43	innere Bucht bei Wismar
Gagzower Graben	23,1	0,11	innere Bucht bei Redentin
Farpener Bach	76,3	0,37	innere Bucht bei Redentin
Hellbach	212,8	1,40	Salzhaff, innere Bucht
Summe	623,9	4,08	

Die bedeutsamsten Festlandszuflüsse zur Wismar-Bucht sind Wallensteingraben und Hellbach. Der Wallensteingraben, der im 16. Jahrhundert durchgängig ausgebaut wurde, verbindet den Schweriner See mit der Ostsee. Aus dem See werden im Mittel jährlich etwa 0,863 m³ Süßwasser pro Sekunde in Richtung Ostsee abgeleitet. Hinzu kommen im Mittel 0,565 m³/s aus dem Einzugsgebiet des Wallensteingrabens. Zusammen entwässern die o.g. Zuflüsse eine Fläche von rund 624 km², was etwa 60 % des 1.059 km² großen Einzugsgebietes der Wismar-Bucht entspricht. Neben den von Bächen und Gräben zerschnittenen Bereichen gibt es Gebiete mit Binnenentwässerung. Solche Gebiete sind südöstlich der Wohlenberger Wiek und östlich von Wismar zu finden (MARCINEK & NITZ 1973).

Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit finden gegenwärtig i.d.R. monatlich an 5 Messstellen in der eigentlichen Wismar-Bucht (WB1-WB6) und an 3 Messstellen im Salzhaff (SH1-SH3) statt (siehe **Abb. 2**). Relativ zeitnah zur Probenahme in der Wismar-Bucht werden vom Gewässerüberwachungs- und Ölbekämpfungsschiff „Strelasund“ auch Wasserproben aus der vorgelagerten Lübecker Bucht (O22) und Mecklenburger Bucht entnommen und zur Untersuchung in das Küstenlabor nach Stralsund gebracht. Zur Einschätzung der landseitigen Belastung werden die Zuflüsse Wallensteingraben und Hellbach regelmäßig, d.h. mindestens monatlich, die oben genannten kleineren Bäche demgegenüber sporadisch untersucht. Neben den Zuflüssen wurden als Direkteinleiter die Kläranlagen in Wismar, Boltenhagen und Kirchdorf auf der Insel Poel, sowie bis 1998 auch die Kläranlage in Rerik überwacht. Seit 1999 werden die Abwässer Reriks zur neuen Kläranlage in Kröpelin übergeleitet, deren gereinigte Abwässer über den Hellbach wieder das Salzhaff erreichen.

Aufgrund der geringen Süßwasserzufuhr sind die Salinitätsverhältnisse in der gesamten Wismar-Bucht relativ ausgeglichen. Die Stationen der äußeren und inneren Wismar-Bucht unterscheiden sich bezüglich ihres Salzgehaltes nur wenig (**Tab. 5**).

Tab. 5: Salzgehalte in der Wismar-Bucht (1977-1999) und im Salzhaff (1998-1999), in psu

Station - Stationsname	Oberfläche				Grundnähe			
	Min	Max	MW	S	Min	Max	MW	S
WB6 - Krakentief	9,2	21,5	13,6	2,4	10,5	24,6	15,0	2,6
WB5 - Innenreede	9,2	21,6	13,7	2,3	10,2	22,0	14,5	2,4
WB3 - Walfisch	9,6	20,8	13,6	2,1	10,2	22,6	14,2	2,3
WB1 - Wendorf	8,3	20,2	13,2	2,1	10,0	22,2	13,9	2,3
SH3 - Pepelow	9,3	17,9	12,2	2,1				
SH2 - Teßmannsdorf	7,0	17,6	11,3	2,2				
SH1 - Rerik	4,5	15,2	10,9	2,3				

Min = Minimum, Max = Maximum, MW = Mittelwert, S = Standardabweichung

In der inneren Bucht wurden im Oberflächenwasser im langjährigen Mittel nur um 0,4 psu niedrigere Salinitäten gemessen als nordwestlich von Poel. Im grundnahen Wasser beträgt diese Differenz 1,1 psu. Das Salzhaff weist etwas stärkere Salinitätsunterschiede auf. Im äußeren Salzhaff werden im Mittel um etwa 1,3 psu höhere Salzgehalte gemessen als im inneren Teil, wo sich die Süßwasserzufuhr aus dem Hellbach deutlich bemerkbar macht.

Die Messungen des Sauerstoffgehaltes weisen die gesamte Wismar-Bucht als gut durchlüftetes Gewässer aus. Selbst in dem durch die Abwässer der Kläranlage Wismar-Wendorf belasteten innersten Teil der Wismar-Bucht (WB1) dominieren im Oberflächenwasser Sauerstoffsättigungen zwischen 80 und 130 %. Von den hier im Zeitraum 1977-2000 gemessenen 248 Einzelwerten lagen nahezu 80 % in diesem Bereich. Nördlich der Insel Walfisch (WB3) und in der äußeren Bucht erhöht sich dieser Anteil auf fast 95 %. Während in der äußeren Wismar-Bucht keine tendenziellen Veränderungen der Sauerstoffsättigung zu verzeichnen sind, ist in der innersten Bucht eine signifikante Zunahme der Sättigungskonzentrationen zu beobachten. Seit 1997 traten im Oberflächenwasser der innersten Bucht keine Sauerstoffdefizite > 10 % mehr auf. Hierfür dürfte die verringerte Belastung mit sauerstoffzehrenden Stoffen aus der Kläranlage der Stadt Wismar verantwortlich zeichnen. Die BSB- und CSB-Last aus dieser Anlage ist in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre um etwa 50 % zurückgegangen (siehe **Anlage 4.1**).

Im Bodenwasser der Wismar-Bucht war im Bereich der tiefen Rinnen mehrfach Sauerstoffmangel zu beobachten, was auf das Eindringen sauerstoffverarmten Tiefenwassers aus der Mecklenburger Bucht zurückzuführen ist. Besonders 1988 war in der äußeren Bucht bis hin zur Insel Walfisch ein stark sauerstoffverarmter Wasserkörper anzutreffen, dessen Auswirkungen auf die Bodentierbesiedlung von PRENA (1994) beschrieben wurde. Ähnliche Verhältnisse waren 1991 zu beobachten, wobei die sauerstoffarme Zone bis in den südlichsten Bereich der inneren Bucht reichte. Die Ursachen für diese extremen Bedingungen liegen im Einstrom erheblicher Mengen salzreichen und sauerstoffarmen Kattegatwassers in die Mecklenburger Bucht und damit im Ansteigen der sommerlichen thermohalinen Sprungschicht in der Mecklenburger Bucht über die Schwellenhöhe des Rinnensystems der Wismar-Bucht. Diese Bedingungen waren offensichtlich in den Jahren 1988 und 1991 gegeben, während in den Jahren 1983-1987 trotz extremer Sauerstoffverarmung des Bodenwassers der Mecklenburger Bucht ein Eindringen dieses Wasserkörpers in die Wismar-Bucht nicht stattgefunden hat. Neben der Gefährdung der Bodentierbesiedlung, auf die u.a. SCHULZ (1968), GOSSELCK et al. (1987) und PRENA et al. 1997) hingewiesen haben, setzt bei anoxischen Verhältnissen am Gewässergrund eine Nährstofffreisetzung aus dem Sediment ein, d.h. ein Eindringen von anoxischem Bodenwasser aus der Mecklenburger Bucht in die Wismar-Bucht ist auch mit einem Nährstoffeintrag verbunden.

5.1.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar

Zunächst soll der Nährstoffeintrag über die Festlandabflüsse betrachtet werden. In **Tabelle 6** sind die mittleren jährlichen Nährstoffeinträge aus 8 Zuflüssen zur Wismar-Bucht für die Fünfjahreszeiträume 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 gegenübergestellt worden. Die Verringerung der Frachten aller Gewässer war zunächst auf die Einführung phosphatfreier Waschmittel und später auf die Inbetriebnahme neuer bzw. die Modernisierung bestehender Kläranlagen in den Einzugsgebieten zurückzuführen. So wurden beispielsweise im Einzugsgebiet des Hellbaches in Neubukow eine neue Belebtschlammanlage (1992) und in Kröpelin eine neue Anlage mit Nährstoffeliminierung (1997) in Betrieb genommen. Der deutliche Rückgang im Klützer Bach ist auf die Überleitung der Abwässer von Klütz in die neue Kläranlage Boltenhagen zurückzuführen (GENERALPLAN ABWASSERBESEITIGUNG 1997).

Die Stickstofffrachten der Zuflüsse zur Wismar-Bucht zeigen dagegen keine tendenziellen Veränderungen. Auffällig hoch sind die Frachten des Hellbaches, der allein etwa die Hälfte der Einträge aller überwachten Zuflüsse zur Wismar-Bucht beisteuert. Die Höhe der Stickstofffrachten wird wesentlich von den meteorologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet bestimmt. In niederschlags- und abflussreichen Jahren werden deutlich höhere Frachten realisiert als in trockenen Jahren (**Anlage 2-1** und **2-2**).

Tab. 6: Mittlerer Nährstoffeintrag über die Zuflüsse in die Wismar-Bucht in t/a

Zufluss	Gelöster anorganischer Phosphor			Gelöster anorganischer Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Klützer Bach	5,10	1,45	0,50	32	44	20
Tarnewitzer Bach	2,33	2,05	1,55	32	85	31
Köppernitz	1,69	0,62	0,36	22	38	32
Wallensteingraben	13,39	11,31	7,64	152	165	130
Gagzower Graben	1,14	0,71	0,43	7	25	12
Farpener Bach	5,0*	3,00	1,11	50*	88	45
Hellbach	13,47	5,88	3,08	417	485	384
Summe	42,1	25,0	14,7	712	930	654

* geschätzt

Neben den gelösten anorganischen Phosphor- und Stickstoffverbindungen wurden Anfang der 1990er Jahre auch die Gesamtgehalte bestimmt. Beim Phosphor lag der partikulär gebundene Anteil meist zwischen 50 und 60 % und beim Stickstoff zwischen 70 und 90 %. Sowohl zwischen DIP und TP als auch zwischen DIN und TN konnten mehr oder weniger eng korrelierte Beziehungen nachgewiesen werden (siehe **Anlage 2-1** und **2-2**).

Da die überwachten Zuflüsse zur Wismar-Bucht nur etwa 60 % des Einzugsgebietes entwässern, ist für die Abschätzung des Eintrages aus dem gesamten Einzugsgebiet noch der Anteil für die nicht überwachten küstennahen Gebiete abzuschätzen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass sie sich analog zum Eintrag aus dem überwachten Einzugsgebiet entwickelt haben und 30 % dieses Eintrages ausmachen.

Neben den Festlandabflüssen belasten einige kommunale Direkteinleiter die Wismar-Bucht, wobei die Kläranlage Wismar die dominierende Eintragsquelle darstellt. Durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel Mitte 1990 ging die Phosphorbelastung aus der Kläranlage bereits drastisch zurück. Weitere Lastreduzierungen wurden durch Maßnahmen im Klärwerkbetrieb (Intensivbiologie, P-Fällung) erreicht (siehe **Anlage 4-1**). Vor Inbetriebnahme der neuen Nachklärung und des neuen Belebungsbeckens in der Kläranlage Wismar im Jahre 1998 lag der Anteil des partikulär gebundenen Stickstoffs bei 25 %, danach sank er unter 20 %. Im Ablauf der Kläranlage Boltenhagen betrug er im Mittel etwa 15 %. Die Berechnung der TN-Frachten für die Kläranlagen erfolgte aus den DIN-Frachten unter der Annahme, dass der Anteil des partikulär gebundenen Stickstoffs im Zeitraum 1986-1990 durchschnittlich 25 %, in der ersten Hälfte der 1990er Jahre 20 % und in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre 15 % am TN betrug.

Gegenüber den Abwassereinleitungen aus Wismar sind die aus den kleineren Randgemeinden an der Wismar-Bucht unbedeutend. Aus Kläranlagen in Boltenhagen und Kirchdorf wurden vor 1990 jährlich etwa 5 t P und 45 t N in die Bucht eingetragen. Nach 1995 ging dieser Eintrag auf etwa 0,5 t P und 7 t N zurück. Die Anlagen in Boltenhagen und in Kirchsee auf der Insel Poel verfügen mittlerweile über eine biologische P-Eliminierung. Für das Salzhaff bedeutsam waren die Abwassereinleitungen aus der Kläranlage Rerik, die das Gewässer vor 1990 jährlich mit etwa 1,5 t P und 10 t N belasteten. Die Abwassereinleitungen wirkten sich negativ auf den Beschaffenheitszustand des Salzhaffs aus (BÖRNER 1996 zitiert in GOSSELCK & VON WEBER 1997), so dass seit Mai 1998 eine Überleitung des Reriker Abwassers in die neue Kläranlage Kröpelin erfolgt.

Neben den Einträgen aus den Küstenstädten kam es durch den Betrieb einer Forellennastanlage östlich der Insel Walfisch zu Nährstoffeinträgen in das Gewässer. Die Forellennast in Netzkäfigen wurde 1969 mit einer Jahresproduktion von 50 t in Betrieb genommen. Nach 1980 wurde die Produktion auf ca. 250 t/a gesteigert; 1988 bis 1991 ging sie auf 130 t/a zurück. Nach REETZ (1992) erfolgte 1988 durch Fütterung ein Eintrag von 2,9 t gelöstem und 2,5 t partikulär gebundenem Phosphor aus dieser Anlage. Durch den Einsatz besser verwertbaren Futters ging die P-Freisetzung 1991 auf 0,7 t gelösten und 0,4 t partikulären Phosphor zurück. Der Stickstoffeintrag verringerte sich von etwa 13 auf 6 t.

Im humiden Klimabereich ist heute neben den von Land ausgehenden Belastungen mit erheblichen Nährstoffeinträgen über die Atmosphäre zu rechnen. Die Stoffkonzentrationen im Niederschlag können dabei erheblichen Raum-Zeit-Schwankungen unterliegen. Für Phosphor werden Depositionsraten zwischen 0,04 und 6,64 kg/ha/a angegeben, wobei sich die höheren Werte auf Ballungsräume beziehen. Nach BEHRENDT et al. (1999) werden für die Küstenregion Mecklenburg-Vorpommerns für Mitte der 1980er Jahre P-Depositionen von 0,7 kg/ha/a und für Mitte der 1990er Jahre 0,37 kg/ha/a angegeben. Messungen des Landesumweltamtes Brandenburg in den Jahren 1996 und 1997 zeigen für ländliche Regionen eine weitere Abnahme der atmosphärischen P-Deposition (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998). Auf Grundlage dieser Daten wurden die atmosphärischen Phosphoreinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns berechnet (**Anlage 5-1**). Die Abschätzungen der atmosphärischen Stickstoffeinträge (**Anlage 5-2**) basieren auf Angaben der HELCOM für die Beltsee (HELCOM 1997, BARTNICKI et al. 2003).

Wie der Vergleich der Einträge aus den aufgezeigten Quellen zeigt, hat sich die Phosphorbelastung von der zweiten Hälfte der 1980er Jahre zur ersten Hälfte der 1990er Jahre um über 50 % verringert. Damit wurde die Zielstellung der HELCOM für diesen Küstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns

erreicht. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahre ist eine weitere Abnahme der Phosphorbelastung zu konstatieren. Die Einträge sanken auf etwa 25 % des Niveaus von 1986-1990 (**Tab. 7**).

Tab. 7: Mittlerer Nährstoffeintrag aus verschiedenen Quellen in die Wismar-Bucht in t/a

Eintragsquelle	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Kommunale Direkteinleiter	68,4	12,0	5,7	526	320	225
überwachte Zuflüsse	73,5	47,8	26,9	855	1120	790
küstennahe Gebiete	22,0	14,3	8,1	255	335	235
atmosphärische Deposition	11,8	6,3	6,3	231	194	210
Forellenmastanlage	5,4	1,1	0	13	6	0
Summe	181,1	81,5	47,0	1880	1975	1460

Besonders stark ist die Lastreduzierung bei den kommunalen Direkteinleitern. Der Rückgang der Phosphoreinträge aus den Kläranlagen, die direkt in die Wismar-Bucht einleiten, betrug im Betrachtungszeitraum über 90 %. Die Verringerung der Phosphoreinträge über die Festlandszuflüsse fiel mit etwa 65 % nicht so stark aus.

Die Stickstoffbelastung der Wismar-Bucht ist erst im letzten Fünfjahreszeitraum rückläufig. Zurückzuführen ist dies in erster Linie auf die verringerten Einträge aus den kommunalen Kläranlagen. Eine weitere Lastreduzierung wird nur durch eine Verminderung der Stickstofffrachten der Zuflüsse zu erreichen sein, deren Anteil an der Gesamtbelastung deutlich gestiegen ist. Die Stickstofffrachten der Fließgewässer werden durch diffuse Einträge dominiert. Für die Fließgewässer Nordwestmecklenburgs lag der Anteil der diffusen Quellen an der Stickstoffbelastung zu Anfang der 1990er Jahre bereits bei 95 % (BEHRENDT & BACHOR 1998).

Nachfolgend soll geprüft werden, ob und wie sich die veränderten Emissionen auf das Nährstoffinventar des Gewässers ausgewirkt haben. Dazu sollen zunächst die Nährstoffkonzentrationen im Pelagial betrachtet werden. Für ausgewählte Messstellen der Wismar-Bucht wurden zunächst Pentadenmittel und Standardabweichungen für die gelösten anorganischen Phosphor- und Stickstoffverbindungen berechnet (**Anlage 6-1**). Nährstoffdaten liegen für die Wismar-Bucht seit 1976 vor.

Für den gelösten anorganischen Phosphor ist an allen Messstellen ein mehr oder weniger stark ausgeprägter Anstieg der Pentadenmittel von den 1970er zu den 1980er Jahren festzustellen, der in der durch landseitige Einträge am stärksten belasteten inneren Bucht am deutlichsten ausgeprägt ist. Nach dem Rückgang der externen Phosphor-Belastungen Anfang der 1990er Jahre wurden für den Zeitraum 1991-1995 Pentadenmittel bestimmt, welche bereits wieder unter denen aus der zweiten Hälfte der 1970er lagen. Auch die Streuung der Messwerte nahm stark ab. Hohe Werte wurden deutlich weniger häufig gemessen als in den Jahren davor. Die Pentadenmittel 1996-2000 lagen an der landnächsten Messstelle (WB1) um 80 % und an den anderen Messstellen um etwa 70 % unter dem Pentadenmittel für 1986-1990. Infolge der gesunkenen landseitigen Belastungen aus den im Süden der Bucht befindlichen Hauptquellen hat sich auch der Konzentrationsgradient zwischen innerer und äußerer Bucht stark verringert. Wurden in der inneren Bucht (WB1) im Zeitraum 1986-1990 noch mittlere DIP-Konzentrationen von 4,2 µM registriert, so wurde für 1996-2000 ein Pentadenmittel von nur noch 0,9 µM ermittelt. (**Abb. 3**).

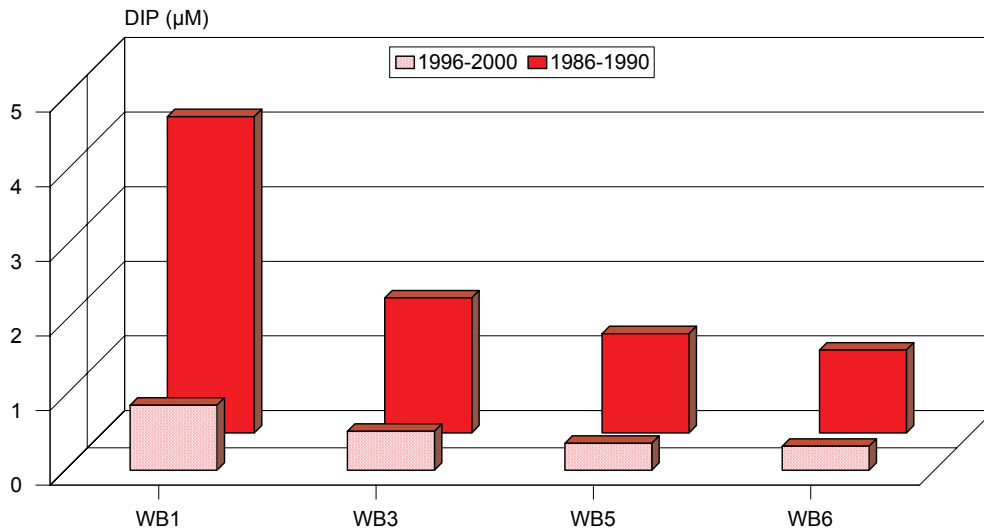


Abb. 3: Mittlere DIP-Konzentrationen in der Wismar-Bucht, 1986-1990 und 1996-2000

Da seit 1988 für die Hauptbelastungsquellen Eintragsdaten berechnet werden konnten, bot sich ein Vergleich der jährlichen Einträge mit den jährlichen Konzentrationsmittelwerten an der nahe den Hauptbelastungsquellen gelegenen Messstelle WB1 an. Zwischen Phosphoremissionen aus der Kläranlage Wismar und dem Phosphoreintrag aus dem Wallensteingraben auf der einen und den Phosphorkonzentrationen in der inneren Wismar-Bucht auf der anderen Seite zeigt sich ein enger kausaler Zusammenhang (**Abb. 4**).

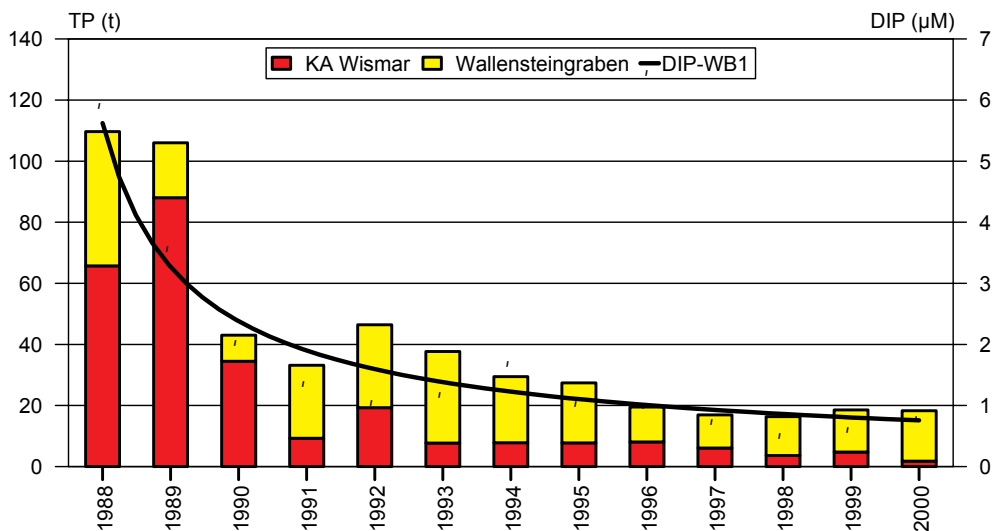


Abb. 4: Zusammenhang zwischen P-Eintrag und P-Konzentrationen in der inneren Wismar-Bucht

Die zeitlichen Veränderungen sind beim Stickstoff deutlich schwächer ausgeprägt als beim Phosphor. An der Station WB1 in der inneren Bucht sanken die mittleren DIN-Konzentrationen von 38 µM in den 1980ern auf 27 µM in den 1990ern, also um etwa 30 %. Dies entspricht der Größenordnung, in der sich auch die landseitigen Einträge verringert haben. Im Bereich nördlich der Insel Walfisch (WB3-WB6) fallen die zeitlichen Veränderungen mit rund 20 % etwas schwächer aus. Der Rückgang der DIN-Konzentrationen ist im Wesentlichen auf die abnehmenden Ammoniumkonzentrationen zurückzuführen. Die Nitratkonzentrationen lassen keine tendenziellen Veränderungen erkennen (siehe **Anlage 6-1**).

Ein Vergleich der aktuellen Nährstoffkonzentrationen in Wismar-Bucht und Salzhaff zeigt, dass sich der Schwerpunkt der Belastung im Untersuchungsgebiet, insbesondere der Stickstoffbelastung, in der inneren Bucht des Salzhaffs befindet (**Tab. 8**). Hierfür sind in erster Linie die hohen Stickstofffrachten des Hellbaches verantwortlich.

Tab. 8: Nährstoffkonzentrationen in der Wismar-Bucht, Mittelwerte, 90-Perzentile und Maxima 1998-2000 in μM

Station	n	Gelöster anorganischer Phosphor			Gelöster anorganischer Stickstoff		
		MW	90-P	Max	MW	90-P	Max
WB1	39	0,81	1,49	3,05	27	73	95
WB3	40	0,53	1,12	1,39	12	32	57
WB5	40	0,36	0,77	1,09	8	22	30
SH1	31	0,75	1,67	4,86	75	175	548
SH2	31	0,89	1,72	7,22	55	124	445
SH3	31	0,47	0,92	1,20	26	75	109

Nach NEHRING & MATTHÄUS (1991) werden für Trenduntersuchungen in der zentralen Ostsee vorzugsweise die Winterkonzentrationen der Nährstoffe herangezogen, da während dieser Jahreszeit ein Gleichgewicht aus mikrobieller Mineralisation, (geringer) Produktivität und vertikalem Austausch besteht. In Anlehnung an diese Betrachtungsweise wurden auch für ausgewählte küstennahe Stationen Winterkonzentrationen der Nährstoffe berechnet (**Anlage 7**). Die Trendanalyse für die Station WB3 der Wismar-Bucht ergab für den Zeitraum 1986-2000 eine statistisch gesicherte Konzentrationsabnahme, die beim Gesamtphosphor stärker ausgeprägt ist als beim DIP. In dem genannten Zeitraum sanken die DIP-Konzentrationen von etwa $2 \mu\text{M}$ auf unter $1 \mu\text{M}$ und die TP-Konzentrationen von etwa $3 \mu\text{M}$ auf $1 \mu\text{M}$. Seit 1995 unterscheiden sich DIP und TP nur noch gering voneinander, d.h. der Anteil partikulär gebundenen Phosphors ist zurückgegangen (**Anlage 7-1**). Eine ganz ähnliche Entwicklung zeigt sich auch für die Lübecker Bucht (**Anlage 7-2**).

Betrachtet man die mittleren Jahrgänge der DIP-Konzentrationen für die Zeiträume 1986-1990 und 1996-2000 miteinander (**Anlage 8-1**), so ist festzustellen, dass die verringerten P-Einträge zu ganzjährig niedrigeren Konzentrationen geführt haben. Vor 1990 stand der gelöste anorganische Phosphor i.d.R. ganzjährig zur Verfügung. Ein ausgeprägtes Minimum war lediglich zur Frühjahrsblüte des Phytoplanktons im April zu verzeichnen. Im Zeitraum 1996-2000 lagen bereits in der Startphase der Phytoplanktonentwicklung nur geringe DIP-Konzentrationen unter $1 \mu\text{M}$ vor. Im April und Mai sanken die Konzentrationen meist unter die Bestimmungsgrenze von $0,02 \mu\text{M}$. Auch in den Folge-monaten wurden bei weitem nicht mehr die Konzentrationen der Jahre vor 1990 erreicht.

Für die gelösten Stickstoffverbindungen zeigen sich sowohl bei den Winterkonzentrationen als auch im Jahresgang in der Wismar-Bucht und in der vorgelagerten Lübecker Bucht keine signifikanten Veränderungen. Eine abnehmende Tendenz zeigt sich aber in beiden Gewässerbereichen für den Gesamtstickstoff, d.h. wie beim Phosphor hat der partikulär gebundene Anteil auch beim Stickstoff abgenommen.

Neben dem in der Wassersäule vorhandenen Nährstoffangebot können auch die Nährstoffgehalte in den Sedimenten unter bestimmten Bedingungen wieder freigesetzt und damit verfügbar gemacht werden. Bei einer Bilanzierung ist diese potenzielle Nährstoffquelle ebenfalls zu berücksichtigen.

Bereits in den 1980er Jahren waren Sedimentuntersuchungen in der Lübecker und Mecklenburger Bucht Gegenstand intensiver mariner Forschungen (BRÜGMANN & LANGE 1983 und 1990, IRION 1984, NIEDERMEYER & LANGE 1989). In den 1990er Jahren wurden im gleichen Gebiet ähnlich gelagerte Messungen durchgeführt (LEIPE et al. 1998). In der Wismar-Bucht fanden in diesem Zeitraum ebenfalls geologische und geochemische Sedimentaufnahmen statt (NEUMANN et al. 1989, MÜLLER & HEININGER 1998), die sich allerdings im Wesentlichen auf den Fahrrinnenbereich beschränkten.

Das LUNG begann mit Sedimentuntersuchungen Mitte der 1990er Jahre mit dem Ziel, den Belastungszustand der Gewässer mit Wasserschadstoffen zu erfassen. Demzufolge war das Hauptaugenmerk auf die Gewinnung von Schlicksedimenten gerichtet, da sich die überwiegende Anzahl der Schadstoffe in feinkörnigen Schwebstoffen anreichert, die sedimentiert als Schlickablagerungen im Gewässer i.d.R. über einen längeren Zeitraum verbleiben. Schlicke können auch als akkumulative Sedimente bezeichnet werden. Ihre Mächtigkeit differiert in Abhängigkeit von der glazialen Vorprägung der Beckenmorphologie und der Sedimentationsrate der einzelnen Küstengewässer sehr stark. In den abgeschlossenen, hypertrophen Bodden kann die Schlickmächtigkeit mehrere Meter betragen, in stark durch Wasseraustausch betroffenen Gewässerbereichen dagegen sind keine Schlicke anzutreffen. Die Schlicksedimente unterscheiden sich von den mehr sandigen Sedimenten der Schorrebereiche durch geringere Korngrößen (Schluff), höhere Gehalte organischer Substanz, biogene Mineralphasen und frühdiagenetische Neubildungen.

Die Wismar-Bucht als ehemaliges Gletscherzungenbecken mit vielfach randlich gestauchtem Geschiebemergel zeigt flächig deutlich Grundmoränencharakter mit seinen typischen Sedimenten. Meist ist der Geschiebemergel durch Beckensedimente (Schluff- und Tonlagen), Sande, Schluffe, Mudden mit lokalen Torfeinlagen sowie Schlick von variierender Mächtigkeit abgedeckt, wie Untersuchungen im Rahmen des Ausbaus der Hafenzufahrt von Wismar gezeigt haben (MICHELCHEN 1993). Profiluntersuchungen im Fahrwasser und Hafen lassen hier großflächige Schlickbedeckungen erkennen (NEUMANN et al. 1989). Die Rohdichte dieses Schlicks liegt meist über $1,2 \text{ g/cm}^3$, was auf einen geringeren Gehalt an organischer Substanz, stärkeren Wasseraustausch mit der Ostsee und Sedimentvermischung mit randlich vorkommenden Sanden, Tonen und Geschiebemergel zurückzuführen ist. Eine wesentliche Rolle für die Vermischung spielt auch die Bioturbation (DUPHORN et al. 1995). Nach aktuellen Untersuchungen zur Sedimentverteilung der westlichen Ostsee (BOBERTZ et al. 2003) sind $19,8 \text{ km}^2$ der äußeren Wismar-Bucht mit Schlick bedeckt. Dies entspricht einem Anteil von 23 %. In der inneren Bucht ist der Anteil an Schlickflächen sicher noch höher. Als Schlickgebiete sind hier insbesondere die windgeschützt liegende Kirchsee und das Hafengebiet von Wismar zu nennen.

Ausgewählte Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen des LUNG in der Wismar-Bucht, im Salzhaff und in der Lübecker/Mecklenburger Bucht enthalten die **Anlagen 9-1, 9-2 und 9-3**.

Die Sedimente der Wismar-Bucht und des Salzhaffs wiesen im Mittel einen höheren Trockenrückstand, einen geringeren Anteil organischer Substanz und einen geringeren Anteil feinkörniger Sedimente auf als die Sedimente aus der Mecklenburger Bucht (**Tab. 9**). Die relativ flache Wismar-Bucht stellt offenbar ein Übergangsgebiete für den Schlicktransport dar, in dem es windbedingt immer wieder zu Sedimentaufwirbelungen kommt. Größere Schlickablagerungen sind lediglich in windgeschützten Bereichen zu erwarten. In der Wismar-Bucht wurden schlickreiche Sedimente mit hohem Wassergehalt und hohem Feinkornanteil in der innersten Bucht südlich der Linie Wendorf-Tonnenhof, insbesondere im Hafengebiet, in der Kirchsee, einer Einbuchtung in die Insel Poel, sowie in der südlichen Wohlenberger Wiek angetroffen. Im Fahrrinnenbereich, in großen Teilen der äußeren Bucht und in den flachen Randzonen herrschen dagegen mehr sandige Sedimente vor. So wiesen die

Sedimentproben aus dem Großen Tief und dem Gebiet der Außenreede Trockenrückstände von über 50 % und TOC-Gehalte von nur 0,3 bis 1,1 % auf. Die Proben aus diesem 9 - 12 m tiefen Rinnensystem nördlich und nordwestlich von Poel unterscheiden sich dadurch ganz wesentlich von den übrigen Proben der Wismar-Bucht. Offenbar verhindern in diesem Rinnensystem zeitweise sehr intensive Wasseraustauschvorgänge größere Schlickablagerungen. In den flachen Randzonen der Wismar-Bucht wie auch in weiten Teilen des Salzhaffs herrschen Sedimente mit erhöhtem Sandanteil vor, die durch einen starken Makrophytenbewuchs während der Vegetationsperiode weitestgehend fixiert werden. Im makrophytendominierten Salzhaff wurden schlickreiche Sedimente im windgeschützten ufernahen Bereich der Halbinsel Wustrow, im Bereich des Hafens Rerik und in den tieferen zentralen Bereichen angetroffen. Nach Untersuchungen von STEINHARDT (2001) erfolgt die Ablagerung organischen Materials nur in den relativ kleinflächigen tieferen Bereichen des Haffs. Der Anteil von Schlick wird mit 7 % und der von schlickigem Sand mit 29 % angegeben. Der Sand nimmt den höchsten Anteil am Sediment des Salzhaffs.

Demgegenüber kann die Lübecker/Mecklenburger Bucht wegen ihrer Tiefe und Morphologie als großes zusammenhängendes Akkumulationsgebiet für Schlicksedimente betrachtet werden. Auf Grundlage der von BOBERTZ et al. (2003) ermittelten Sedimentverteilung der westlichen Ostsee wurde für die Lübecker und Mecklenburger Bucht eine Schlickfläche von 1.373 km² ermittelt. Die aus der südlichen Randzone der Lübecker/Mecklenburger Bucht gewonnenen Sedimentproben waren gegenüber den Proben aus der flacheren Wismar-Bucht durch einen höheren Wassergehalt, einen höheren Feinkornanteil < 20 µm, sowie leicht erhöhte TOC-Anteile charakterisiert. Die Stickstoffgehalte waren leicht, die Phosphorgehalte deutlich erhöht. (**Tab. 9**).

Tab. 9: Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Mecklenburger Bucht und Wismar-Bucht, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2002

Gewässer	n	TR (%)	TOC (%)	FF20 (%)	N _{ges} (g/kg TM)	P _{ges} (g/kg TM)
Mecklenburger Bucht	13	27 ± 5	4,7 ± 1,2	75 ± 13	5,2 ± 1,2	0,83 ± 0,22
Wismar-Bucht	30	38 ± 12	4,5 ± 1,8	54 ± 20	5,0 ± 2,2	0,63 ± 0,28
Salzhaff und Breitling	9	39 ± 14	4,1 ± 2,5	30 ± 17	4,3 ± 2,6	0,55 ± 0,24

In der Wismar-Bucht existiert beim Phosphor ähnlich wie im Wasser ein deutliches Süd-Nord-Gefälle. In der inneren Bucht, vor allem in den Hafenschlickproben, wurden P-Gehalte von 0,85 bis 0,94 g/kg TM registriert, während nördlich von Poel nur 0,25 g/kg TM gemessen wurden. Hohe Anreicherungen von Phosphor und Stickstoff wurden auch zwischen den Inseln Walfisch und Poel gefunden. Hier wurde bis Anfang der 1990er Jahre die bereits genannte Forellenmastanlage betrieben. Die Sedimente aus der windgeschützten südlichen Wohlenberger Wiek wiesen ebenfalls Nährstoff-anreicherungen auf.

Auf der Grundlage dieser Befunde wurde eine Grobabschätzung der im oberflächennahen Sediment vorhandenen Nährstoffmengen vorgenommen, die zumindest potenziell für einen Eintrag in das Wasser zur Verfügung stehen. Unter der Annahme, dass etwa 30 % der gesamten Wismar-Bucht mit Schlick bedeckt sind, welcher eine angenommenen Trockenraumdichte von 0,2 g/cm³ aufweist, wurde ein Nährstoffinventar für die 5 cm-Schicht und die 15 cm-Schicht berechnet (**Anlage 9-20** und **9-21**). In den obersten 5 cm sind in den Schlicksedimenten der Wismar-Bucht in etwa 300 t P und 2.550 t N akkumuliert. Dies sind Mengen, die den aktuellen jährlichen P-Eintrag um das 6- bis 7-fache und den N-Eintrag um knapp das Doppelte übersteigen.

5.1.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe

Während mit den Eintragsabschätzungen ein relativ guter Überblick über die landseitigen und atmosphärischen Nährstoffeinträge und deren zeitliche Veränderung für die Wismar-Bucht gegeben werden kann, ist eine weitergehende Bilanzierung aufgrund einer fehlenden Wasserhaushaltsbilanz für dieses Gewässersystem nicht möglich. D.h. es können nur sehr grobe Abschätzungen zum Nährstoffaustrag in die Ostsee und zu möglichen Einträgen aus der vorgelagerten Mecklenburger Bucht in die Wismar-Bucht gemacht werden. Durch die breite, trichterförmige Öffnung der äußeren Wismar-Bucht zur Mecklenburger Bucht ist ein Wasseraustausch zwischen beiden Gewässern nahezu ungehindert möglich. Lediglich die eingangs genannten unterseeischen Schwellen Lieps, Hannibal und Rerik-Riff behindern das Eindringen salzreichen Tiefenwassers aus der Mecklenburger Bucht. Der Wasseraustausch zwischen äußerer und innerer Bucht wird durch die Insel Poel eingeschränkt, da aber bedeutende Festlandsabflüsse fehlen, bleiben größere Salzgehaltsgradienten zwischen diesen beiden Gewässerteilen weitgehend aus. Etwas anders sehen die Verhältnisse im Salzhaff aus. Aufgrund des durch die Halbinsel Wustrow stark behinderten Wasseraustausches mit der Mecklenburger Bucht und der Süßwasserzufuhr durch den in das innere Salzhaff mündenden Hellbach bilden sich hier deutliche Salzgehalts- und Nährstoffgradienten zwischen innerem und äußerem Gewässerteil aus. Bei Vorliegen einer Wasserhaushaltsbilanz könnten für diesen Teilbereich der Wismar-Bucht Stoffbilanzen aufgestellt werden.

Aufgrund der fehlenden Wasserhaushaltsbilanz werden nachfolgend lediglich qualitative Aussagen zum Nährstoffaustausch zwischen Wismar-Bucht und Mecklenburger Bucht gemacht. Dabei bietet sich zunächst ein Vergleich der Nährstoffkonzentrationen beider Gewässer an. Vorzugsweise sollen dazu die Winterkonzentrationen betrachtet werden.

Beim Vergleich der Phosphatwinterkonzentrationen der Lübecker Bucht (O22) und der Wismar-Bucht (WB3) zeigt sich für den Zeitraum 1986-2000 für beide Stationen ein signifikant abnehmender Trend (vgl. **Anlage 7-1** und **7-2**). Bemerkenswert ist der weitgehend übereinstimmende Kurvenverlauf zwischen den beiden relativ weit voneinander entfernten Stationen (**Abb. 5**).

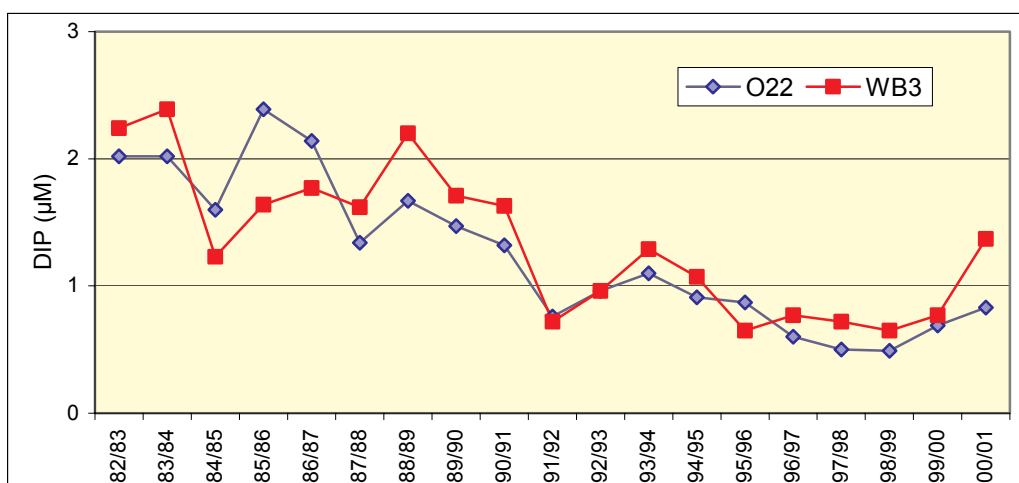


Abb. 5: Mittlere DIP-Konzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht der Wismar-Bucht (WB3) und der Lübecker Bucht (O22), 1982-2001

Die mittleren winterlichen DIP-Konzentrationen der Station WB3 lagen meist nur um 0,2 bis 0,4 μM über denen der vorgelagerten Lübecker Bucht. Der weitgehend parallele Kurvenverlauf wird jedoch in einigen Jahren unterbrochen. In den Wintern 1984/85, 1985/86 und 1986/87 wurden im Mittel in der Lübecker Bucht um 0,3 bis 0,4 μM höhere Phosphatkonzentrationen als in der inneren Wismar-Bucht gemessen. Als mögliche Ursache kommen gewässerinterne Prozesse der Phosphat-Freisetzung aus den Schlicksedimenten der Lübecker/Mecklenburger Bucht in Betracht.

Der deutliche Rückgang der Phosphatwinterkonzentrationen im Oberflächenwasser zu Beginn der 1990er Jahre geht einher mit außergewöhnlich geringen Festlandsabflüssen in den Jahren 1989, 1990 und 1992. In diesen Jahren wurden in der Lübecker und Mecklenburger Bucht auch kaum haline Schichtungen festgestellt. Die überdurchschnittlich hohen Festlandsabflüsse des Jahres 1994 führten dann zu einem verstärkten Phosphateintrag, der sich in einem Wiederanstieg der Winterkonzentrationen dokumentiert. Im Oktober 1994 war auch das Tiefenwasser wieder deutlich mit Phosphat angereichert. Von 1995 bis 2000 wurden relativ gleichbleibende winterliche Oberflächenkonzentrationen von 0,7-0,8 μM in der Wismar-Bucht und von 0,5-0,7 μM in der Lübecker Bucht gemessen. Während der im Februar stattfindenden turnusmäßigen Forschungsfahrten zur Ostseeüberwachung wurden durch das IOW⁶ an der nahe gelegenen Station O23 ähnliche Konzentrationen bestimmt (MATTHÄUS et al. 1999, 2001). Im Winter 2000 wurde auch an dieser Station ein Wiederanstieg der Phosphatkonzentrationen beobachtet (NAUSCH et al. 2002).

Im Vergleich zum Phosphat zeigen die Stickstoffkonzentrationen eine wesentlich stärkere Variabilität. Abflussreiche Perioden können zu einer deutlichen Konzentrationszunahme vor allem in den küstennahen Gebieten führen. So waren übernormal hohe Festlandabflüsse in den Jahren 1983, 1984, 1987 und 1994 mit hohen winterlichen Stickstoffkonzentrationen im Untersuchungsgebiet verbunden. Auch in der Lübecker Bucht können solche Ereignisse zu drastischen Konzentrationserhöhungen führen, wie dies im Winter 1987/88 zu beobachten war. Das durchschnittliche winterliche Konzentrationsniveau für die gelösten Stickstoffverbindungen, welches bei 10 μM liegt, wurde im Februar 1988 um ein Vielfaches überschritten. Von Januar bis März 1988 wurden in fast allen deutschen Ostseezuflüssen exorbitant erhöhte Nitratfrachten registriert, so auch in der Stepenitz (siehe **Anlage 2-18**), einem Zufluss zur Trave und in der Trave selbst. Die Trave ist der größte Festlandszufluss in die Lübecker Bucht. Im Vergleich zum gelösten Phosphat existiert für die gelösten Stickstoffverbindungen auch ein deutlicher Konzentrationsgradient zwischen Lübecker Bucht und Wismar-Bucht (**Abb 6**). Dies deutet auf eine nach wie vor spürbare landseitige Belastung hin.

Generell stimmen auch die DIN-Befunde des LUNG gut mit den vom IOW publizierten Untersuchungsergebnissen für dieses Seegebiet überein (NEHRING et al. 1995, MATTHÄUS et al. 1998, NAUSCH et al. 2002).

Bei einer Bilanzabschätzung zu berücksichtigen ist aber auch, dass sich Stickstoffverbindungen unter bestimmten hydrographischen Bedingungen im Tiefenwasser der Mecklenburger Bucht anreichern können. Dies ist z.B. dann der Fall, wenn Nitrifikationsvorgänge durch Sauerstoffmangel langsamer ablaufen als die Ammonifikation. Die Folge ist eine Anreicherung von Ammonium im grundnahen Wasserkörper.

⁶ Das Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) führt regelmäßig Terminfahrten in der Ostsee durch. Dabei finden auch Untersuchungen in der Lübecker und Mecklenburger Bucht statt.

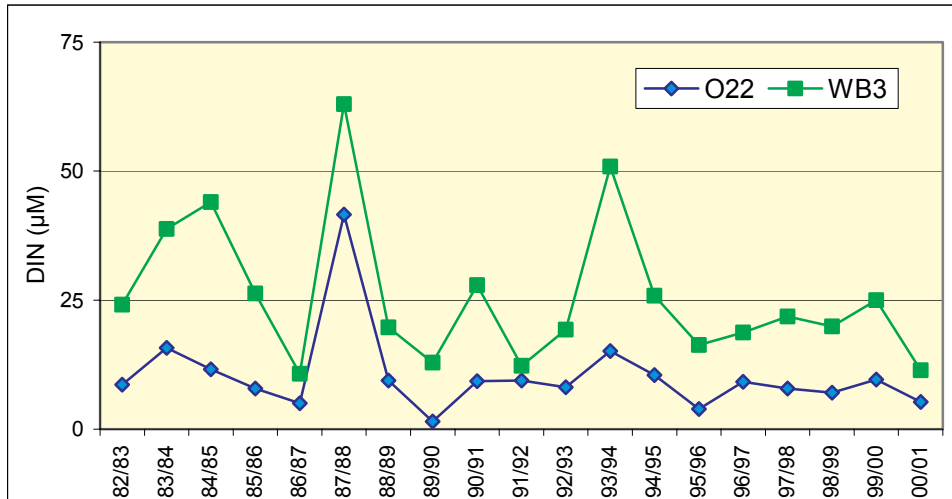


Abb. 6: Mittlere DIN-Konzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht der Wismar-Bucht (WB3) und der Lübecker Bucht (O22), 1982-2001

Solche hydrographischen Bedingungen sind in der 15 bis 24 m tiefen Lübecker und Mecklenburger Bucht nicht selten der Fall. Bei schwachwindigen Wetterlagen baut sich hier in den Sommermonaten eine stabile thermohaline Sprungschicht auf, die im wesentlichen darauf zurückzuführen ist, dass einem aus dem Wasserüberschuss der Ostsee resultierenden Ausstrom salzarmen Wassers ein kompensierender Strom salzreichen Wassers aus dem Kattegat gegenübersteht (KÄNDLER 1951). Im langjährigen Mittel wurden an den küstennahen Stationen O22 und O3 im Juni, Juli und August mittlere vertikale Salzgehaltsgradienten von 7 bis 8 psu registriert. Ab September gleichen sich die Temperaturen von Oberflächen- und Tiefenwasser einander an und einsetzende Herbststürme führen auch zur Aufhebung der halinen Schichtung. Aufgrund dieser hydrographischen Besonderheit weist der Sauerstoff im Tiefenwasser einen ausgeprägten Jahresgang auf. In der kalten Jahreszeit dringt sauerstoffreiches Kattegatwasser in die Mecklenburger Bucht vor. Mit fortschreitender Jahreszeit und zunehmender Stabilisierung der thermohalinen Schichtung verringert sich der vertikale Wasseraustausch, und in Folge biochemischer Abbauprozesse verarmt das Wasser unterhalb der Halokline an Sauerstoff. Im stagnierenden und sauerstoffarmen Tiefenwasser kommt es zur Anreicherung von Nährstoffen. Auf die Bildung von Ammonium als Folge einer unvollständigen Mineralisation organischen Materials wurde bereits hingewiesen. Hinzu kommen Phosphatrücklöseprozesse aus dem Sediment unter sub- bzw. anoxischen Verhältnissen im sedimentnahen Raum (BACHER 1990, BABENERD 1991).

Dass diese Prozesse in der Lübecker und Mecklenburger Bucht eine durchaus bedeutsame Rolle spielen, soll nachfolgend gezeigt werden. Suboxische bis anoxische Verhältnisse, verbunden mit Nährstoffanreicherungen im grundnahen Wasser der Lübecker Bucht waren im Zeitraum von 1975 bis 2002 in 16 Jahren zu verzeichnen (**Tab. 10**).

Auffällig ist die Häufung von Sauerstoffmangelsituationen in den 1980er Jahren. Auch aus der Nordsee und der benachbarten Kieler Bucht waren zu dieser Zeit vermehrt Sauerstoffmangelercheinungen zu vermelden (RACHOR & ALBRECHT 1983, RUMOHR 1986, WEIGELT 1988, BABENERD 1986, 1988, 1991).

Tab. 10: Nährstoffkonzentrationen bei sub- bis anoxischen Verhältnissen am Gewässergrund der Lübecker Bucht (O22)

Datum	Salzgehalt psu	Sauerstoffgehalt mg/l	DIP µM	TP µM	NH ₄ -N µM	TN µM
15.10.1975	22,7	1,5	2,5	n.e.	4,9	n.e.
17.08.1977	21,5	0,1	1,1	n.e.	4,6	n.e.
14.07.1981	26,4	1,9	1,4	1,9	3,4	29,9
09.09.1981	25,7	1,4	3,3	24,6	16,5	26,6
20.10.1981	22,7	2,3	6,1	8,3	7,9	70,0
27.09.1983	22,7	0	12,9	23,7	15,0	20,2
05.09.1985	26,1	0,6	1,4	2,9	2,5	50,5
11.09.1986	27,0	0,7	2,4	5,7	8,4	38,8
22.09.1987	20,5	0	2,4	3,5	4,2	27,5
20.10.1987	19,0	1,9	3,9	4,5	15,8	37,0
14.06.1988	22,1	1,9	2,6	4,3	16,0	49,1
12.07.1988	25,5	0,5	3,5	6,9	11,5	67,5
09.08.1988	27,2	1,4	3,8	n.e.	7,0	n.e.
21.09.1988	23,7	0,4	10,8	13,5	9,6	41,1
22.08.1989	20,8	0	4,1	n.e.	n.e.	n.e.
25.09.1991	21,5	0	3,4	17,3	11,5	34,1
15.09.1993	19,6	1,3	0,8	6,8	5,1	27,7
21.08.1994	19,3	0	5,6	10,1	13,0	20,6
02.08.1997	21,4	1,1	1,3	n.e.	n.e.	22,6
19.08.1997	22,7	1,8	1,4	1,7	9,7	22,6
17.10.2000	21,8	1,2	2,0	2,3	10,0	23,6
18.09.2001	23,1	0,3	2,9	7,0	9,7	25,5
10.09.2002	22,4	0,3	4,5	9,3	21,3	48,2
23.10.2002	20,7	0,8	4,5	6,81	21,9	36,2

n.e. = nicht ermittelt

Besonders lang anhaltende Sauerstoffverarmung war in der Lübecker Bucht in den Jahren 1981 und 1988 und etwas weniger stark ausgeprägt 1975, 1982 und 1985 zu verzeichnen. Im Jahre 1981 setzte bereits im Mai/Juni eine langanhaltende Stagnationsperiode mit rapider Sauerstoffverarmung ein, die ab Juli zu einem deutlichen Anstieg der Ammonium- und etwas zeitversetzt auch der Phosphatkonzentrationen im grundnahen Wasser führte. Die Ammoniumkonzentrationen stiegen im September auf 16,5 µM an. Das Phosphatmaximum wurde einen Monat später registriert. An den Stationen der Mecklenburger Bucht (O3, O4) waren ähnliche Verhältnisse festzustellen. Eine vergleichbare Stagnationsperiode war im Sommer 1988 gegeben, wobei die Sauerstoffverarmung noch dramatischer war. Die Nährstoffanreicherung des Tiefenwassers war in einem großen Gebiet entlang der mecklen-burgischen Küste zu verzeichnen, wobei das sauerstoffarme und nährstoffreiche Tiefenwasser sogar bis in die äußere Wismar-Bucht mit der Wohlenberger Wiek nachgewiesen wurde.

Eine außergewöhnliche Sauerstoffmangelsituation war im September 2002 in großen Gebieten des Kattegatts, der Beltsee, des Sundes und der westlichen Ostsee zu beobachten, in deren Folge in weiten Teilen das Zoobenthos und auch Fische starben (HELCOM 2003). Dieses Ereignis wurde verursacht durch eine ungewöhnlich starke landseitige Süßwasserzufuhr in Folge von Starkniederschlägen während des vorangegangenen Winters, wodurch sich sehr gute Bedingungen für das Algenwachstum während eines langen, warmen und ruhigen Sommers ergaben.

Neben langanhaltenden Sauerstoffmangelerscheinungen wurde in der Vergangenheit auch nur kurzzeitig auftretender Sauerstoffmangel registriert. Die Dauer und das Ausmaß von Sauerstoffdefiziten im Tiefenwasser ist maßgeblich von der Dauer und Stabilität der thermohalinen Schichtung, dem Gehalt an sauerstoffzehrendem Material und dem Sauerstoffgehalt des über den Fehmarn Belt einströmenden Kattegatwassers abhängig. Anoxische Verhältnisse im grundnahen Wasser wurden meist in Jahren festgestellt, in denen im Mai, Juni oder Juli ein noch gut durchmischter Wasserkörper angetroffen wurde und im Oberflächenwasser hohe Übersättigungen auf starkes Phytoplanktonwachstum hinwiesen. Infolge der nicht vorhandenen Sprungschicht kann dann die im Frühjahr gebildete Algenbiomasse ungehindert in die Tiefe sinken, wo deren biochemischer Abbau am Gewässergrund zu einem starken Sauerstoffverbrauch führt.

Einen umfassenden Überblick über die räumlichen und zeitlichen Veränderungen der Gebiete mit Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser der Ostsee gibt UNVERZAGT (2001).

Die gewässerinternen Prozesse spielen im Nährstoffkreislauf der Lübecker/Mecklenburger Bucht also eine bedeutsame Rolle. Laterale und vertikale Transportvorgänge können die im Tiefenwasser gebildeten Nährstoffe in höhere Wasserschichten führen, wo sie dem Phytoplankton wieder zur Verfügung stehen. Die in der winterlichen Oberflächenschicht in diesem Seegebiet gemessenen Nährstoffkonzentrationen sind überwiegend Folge von Remineralisierungs- und Remobilisierungsvorgängen in den vorangegangenen Spätsommer- und Herbstmonaten.

Bereits REETZ (1992) hat versucht, den Nährstoffeintrag von der Mecklenburger Bucht in die Wismar-Bucht während der Wintermonate (Dezember-März) abzuschätzen. Unter der Annahme von 3 bis 4 Austauschvorgängen würden bei mittleren Nährstoffkonzentrationen von 1,5 μM Phosphat und 10 μM Stickstoff im winterlichen Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht etwa 100 bis 140 t Phosphor und 330 bis 440 t Stickstoff in die Wismar-Bucht eingetragen. Bezogen auf die 1990er Jahre mit einer mittleren Phosphatkonzentration von etwa 1 μM im winterlichen Oberflächenwasser der Mecklenburger Bucht würde theoretisch ein seeseitiger Phosphoreintrag in die Wismar-Bucht von 70 bis 90 t resultieren, d.h. dieser würde deutlich über dem aktuellen landseitigen Eintrag liegen. Der seeseitige Stickstoffeintrag macht nach dieser Rechnung etwa 20 % des landseitigen aus. Obwohl solche Abschätzungen mit großem Vorbehalt zu bewerten sind, mögen sie dennoch auf die Bedeutung des hohen Nährstoffpotenzials hinweisen, welches in den Sedimenten der Mecklenburger Bucht vorhanden ist und unter bestimmten hydrographischen Bedingungen wieder freigesetzt werden kann.

5.1.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar

Schwermetalle wurden bisher nur in den Abläufen der Kläranlage Wismar sowie im Wallensteingraben und Hellbach untersucht. Eine erstmalige Eintragsabschätzung aus diesen Quellen fand im Rahmen der 2. Belastungseinschätzung der Helsinki Kommission für das Jahr 1990 statt (HELCOM, 1993). Dabei wurden die Schwermetalle allerdings in filtrierten Wasserproben bestimmt, so dass ein direkter Vergleich mit den später ermittelten Eintragsdaten nicht sinnvoll erscheint.

Die für Wallensteingraben und Hellbach ermittelten Frachtaberschätzungen sind den **Anlagen 3-1** und **3-2** zu entnehmen. Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass bei Quecksilber und Cadmium im Vergleich

zu den anderen Schwermetallen häufiger die Bestimmungsgrenzen unterschritten wurden. Für diese Elemente sind die angegebenen Frachten daher mit größeren Unsicherheiten behaftet.

Die für die Kläranlage Wismar berechneten jährlichen Einträge wiesen mit Ausnahme von Blei eine deutlich geringere Streuung auf. Bemerkenswert ist der starke Rückgang der Pb-Emissionen nach 1997 (**Anlage 4-1**). Sie gingen von etwa 50-60 kg/a auf unter 10 kg/a zurück. Diese äußerst positive Entwicklung hängt mit der verbesserten Reinigungsleistung in der Kläranlage zusammen. Blei besitzt eine große Affinität zur Anlagerung an Partikel, so dass sich eine verbesserte Nachklärung deutlich auf den Rückhalt von Blei in der Anlage auswirkt. Nach Angaben von KOPPE & STOZEK (1999) werden Bleiverbindungen bei der mechanisch-biologischen Reinigung im Durchschnitt zu 90 % entfernt.

Betrachtet man die Schwermetallkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage vor und nach Inbetriebnahme der neuen Nachklärung und des neuen Belebungsbeckens, so ist für alle Elemente eine mehr oder weniger deutliche Abnahme zu verzeichnen. Bei Pb ist sie mit Abstand am Größten, bei Cu und Zn am Geringsten. Für Hg ist ein Rückgang der Ablaufkonzentrationen um rund 65 % zu verzeichnen, wobei der Anteil von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze in den letzten Jahren stark zugenommen hat. Die Cd-Konzentrationen haben sich in etwa halbiert (**Tab. 11**). BÖHM et al. (2001) geben für den Zeitraum 1993-1997 eine mittlere Bleiablaufkonzentration von 7,4 µg/l für kommunale Kläranlagen im Küstengebiet der Ostsee an.

Tab. 11: Schwermetallgesamtkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage Wismar, in µg/l

Element	1995-1997 MW ± S	1999-2000 MW ± S
Zink	26,3 ± 14,6	18,9 ± 7,8
Kupfer	22,8 ± 15,2	19,5 ± 14,0
Blei	16,0 ± 12,3	1,4 ± 1,9
Cadmium	1,25 ± 1,36	0,60 ± 0,59
Quecksilber	0,101 ± 0,037	0,034 ± 0,011

Zur Abschätzung der atmosphärischen Schwermetalleinträge in die Wismar-Bucht wurden sowohl Literaturangaben als auch Ergebnisse von Luftgüteuntersuchungen des LUNG genutzt. Das LUNG führt seit Anfang der 1990er Jahre Schwermetalluntersuchungen im Staubbiederschlag landesweit verteilter Messstationen in Mecklenburg-Vorpommern durch. Insbesondere in den Städten (Rostock, Schwerin, Neubrandenburg, Stralsund) ist dabei ein deutlicher Rückgang der Blei- und Cadmiumbelastung festgestellt worden (LUFTGÜTEBERICHT 1998/1999). Beim Blei sanken die mittleren Depositionen durch den Staubbiederschlag in den Städten von über 40 µg/m² und Tag in der Mitte der 1990er auf unter 30 µg/m² und Tag zum Ende der 1990er Jahre. Dies ist darauf zurückzuführen, dass verbleites Benzin 1997 aus dem Handel genommen wurde. In den ländlichen Regionen lagen die Bleibelastungen des Staubbiederschlages bei nur 10 µg/m² und Tag. Der Rückgang in den letzten Jahren ist hier sehr viel schwächer ausgeprägt als in den Städten. Beim Cadmium sanken die mittleren Jahreswerte im Zeitraum von 1993 bis 1999 von 0,5 - 0,9 µg/m² und Tag auf 0,14 - 0,2 µg/m² und Tag. Die Verminderung der Cadmiumbelastung des Staubbiederschlages ist dem Rückgang der Kohleverbrennung zuzuordnen. Im Vergleich zu Cadmium und Blei zeigt Kupfer keine so starken zeitlichen Veränderungen. In den Städten Schwerin, Rostock und Neubrandenburg ging die Kupferbelastung des Staubbiederschlages von 40 - 60 auf 30 µg/m² und Tag zurück. Die Elemente Zn

und Hg wurden bisher nicht untersucht. Untersuchungen zum Schwermetallgehalt in Moosen belegen ebenfalls einen Rückgang der atmosphärischen Schwermetall-Emissionen (UBA 2001).

Die atmosphärischen Schwermetalleinträge (**Anlagen 5-3 bis 5-7**) basieren auf Daten der Helsinki Kommission für die südwestliche Ostsee (HELCOM 1991,1997, BARTNICKI et al. 2003). Untersuchungen zur atmosphärischen Schwermetalldeposition im mecklenburg-vorpommerschen Küstengebiet sind auch bei KREUTZMANN et al. (1995) enthalten.

Ein Vergleich der aus den verschiedenen Quellen resultierenden Schwermetalleinträge zeigt für die Elemente Zn, Cu, Pb und Cd eine Dominanz des atmosphärischen Eintragspfades an (**Tab. 12**).

Tab. 12: Mittlerer Schwermetalleintrag aus verschiedenen Quellen in die Wismar-Bucht (1998-2000), in kg/a

Eintragsquelle	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Wallensteingraben	100	52	25	1,5	0,77
Hellbach	110	60	40	1,6	0,57
KA Wismar	100	70	5	2,0	0,12
Deposition	1080	338	65	2,9	0,47
Summe	1390	520	135	8,0	1,93

Einschränkend muss darauf hingewiesen werden, dass bei der Gegenüberstellung in Tabelle 12 der Eintrag aus den nicht überwachten küstennahen Gebieten und den kleineren Kläranlagen nicht berücksichtigt wurde. Der Eintrag aus dem nicht überwachten ländlichen Küstengebiet und den kleineren Kläranlagen dürfte sich in etwa in der Größenordnung der Frachten des Wallensteingrabens bzw. Hellbaches bewegen. Gesondert zu berücksichtigen sind auch diffuse Einträge aus dem Stadtgebiet von Wismar, die über die Regen- bzw. Mischwasserkanalisation die innere Wismar-Bucht erreichen. Der Schwermetalleintrag von urbanen Flächen wird von BÖHM et al. (2001) als bedeutsam eingeschätzt. Hinzu kommt auch der Schwermetalleintrag über den Schiffsverkehr.

Anders als bei den Nährstoffen liegen für die Schwermetalle Konzentrationen in der Wasserphase nur an der Messstelle WB3 nördlich der kleinen Insel Walfisch vor. Die Metalle Zn, Cu und Pb wurden hier zu über 90 % in messbaren Konzentrationen nachgewiesen. Bei den Elementen Cd und Hg lag dieser Anteil bei 70 % bzw. 53 %.

Um möglicherweise den Einfluss der verbesserten Rückhaltung von Schwermetallen in der Kläranlage Wismar nach deren Modernisierung einschätzen zu können, wurden die Ergebnisse an der Messstelle WB3 für die Zeiträume 1996-1998 (n=26) und 1999-2000 (n=20) getrennt ausgewertet. Die Gegenüberstellung der 50- und 90-Perzentile für diese beiden Zeiträume zeigt bei allen Elementen eine mehr oder minder stark ausgeprägte Konzentrationsabnahme. (**Tab. 13**). Legt man die Medianwerte zu Grunde, haben sich die Zn- und Cu-Konzentrationen in 1999-2000 um etwa die Hälfte gegenüber 1996-1998 verringert, also stärker als dies die Eintragsabschätzungen erwarten lassen. Die Veränderungen der Pb-Konzentrationen fallen weniger deutlich aus, obwohl bei den landseitigen Einträgen eine starke Lastreduzierung ermittelt wurde. Ein stärkerer Rückgang ist hier bei den 90-Perzentilen festzustellen. Die Konzentrationen von Cd zeigen ebenfalls eine leicht abnehmende Tendenz, die durch die Abschätzung der landseitigen Einträge gestützt wird. Beim Hg fällt insbesondere der Rückgang höherer Konzentrationen ins Auge. Allerdings ging auch der Anteil messbarer, d.h. oberhalb der Bestimmungsgrenze liegender Konzentrationen deutlich zurück. In den Jahren 1996-98 lag dieser Anteil noch bei 62 %. Im Zeitraum 1999-2000 betrug er 45 %.

Tab. 13: Schwermetallgesamtkonzentrationen in der inneren Wismar-Bucht (WB3), in µg/l

Kenn- zahl	Zn		Cu		Pb		Cd		Hg	
	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00
50-P	5,20	2,45	1,87	0,92	0,62	0,51	0,094	0,070	0,040	0,020
90-P	14,95	5,63	6,70	1,53	1,33	0,84	0,337	0,224	0,102	0,030

Alle in der inneren Wismar-Bucht gemessenen Schwermetalle liegen aber noch deutlich über den Konzentrationen, die in der offenen Ostsee durch das Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) gemessen wurden. Im IOW erfolgt die Bestimmung der Schwermetalle Zn, Cu, Pb und Cd sowohl in der Wasserphase als auch an den Schwebstoffen. Bei Hg wird der Gesamtgehalt analysiert. Die Ergebnisse werden in den jährlich erscheinenden Meereskundlichen Berichten des IOW veröffentlicht (POHL et al. 1997, 1998). Sie sind Bestandteil des Bund/Länder-Messprogramms (BLMP) Ostsee. Die Ergebnisse der Jahre 1997 und 1998 sind in **Tabelle 14** zusammengefasst worden.

Tab. 14: Schwermetallkonzentrationen (gelöst) in der offenen Ostsee (BLMP 2000), in µg/l

Kenn- zahl	Zn		Cu		Pb		Cd		Hg*	
	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998	1997	1998
Min	0,496	0,422	0,206	0,177	0,004	0,002	0,006	0,005	0,0003	0,0009
50-P	0,890	0,813	0,596	0,588	0,027	0,016	0,013	0,014	0,0011	0,0023
Max	3,406	5,573	0,844	0,810	0,232	0,074	0,014	0,021	0,0120	0,0091

* Gesamtkonzentrationen

Zink gehört neben Cu und Cd zu den weniger partikelreaktiven Elementen, so dass deren Anteil an der partikulären Phase an den meisten Ostseestationen weniger als 10 % beträgt. An den Küstenstationen und in der Beltsee sind die Zinkkonzentrationen tendenziell etwas höher als in der zentralen Ostsee. Der partikulär gebundene Anteil liegt beim Cu meist unter 5 %. Erhöhte schwebstoffgebundene Cu-Anteile wurden in der Mecklenburger und in der Pommerschen Bucht registriert. Beim Cd entfallen durchschnittlich nur 2 bis 5 % auf die partikuläre Fraktion. Der Hauptanteil ist in der gelösten Phase anzutreffen (POHL et al. 1998). Blei zählt dagegen zu den partikelreaktiven Elementen, was sich in dem hohen partikulär gebundenen Anteil dokumentiert. Dieser beträgt durchschnittlich 50 bis 60 % des Gesamtgehalts. Erhöhte Pb-Konzentrationen traten in der Mecklenburger und Pommerschen Bucht auf. Die Quecksilber (Gesamt)-Konzentrationen liegen in der offenen Ostsee durchschnittlich bei 2 ng/l, wobei erhöhte Werte an den Küstenstationen und in den größeren Tiefen der Ostseebecken angetroffen wurden (POHL et al. 1999). Generell waren regionale Konzentrationserhöhungen in der Mecklenburger Bucht zu beobachten, die auf den sehr variablen Schwebstoffanteil in der Wassersäule zurückgeführt werden. Dieser ist abhängig von den Windverhältnissen und der Durchmischung der Wassersäule bis zum Gewässergrund und dem dadurch bedingtem Eintrag von besonders feinkörnigen Oberflächensedimenten. In diesem Zusammenhang wird auf die Verklappung von schwermetallhaltigen Stäuben und Schlämmen in die Lübecker Bucht in den 60er Jahren hingewiesen (POHL et al. 2002).

Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Schwebstoffe konnten aufgrund der nur geringen Schwebstoffgehalte in der Wismar-Bucht nicht durchgeführt werden. Es liegen jedoch umfangreiche Datensätze zur Beschaffenheit der Sedimente vor (**Anlage 9-1, 9-2 und 9-3**).

Ein Vergleich der mittleren Schwermetallgehalte in den Sedimenten aus Lübecker/Mecklenburger Bucht (n=13), Wismar-Bucht (n=30) und Salzhaff (n=9) zeigt für einige Elemente (Pb, Hg, Zn) deutliche und für andere (Cd, Cr, Ni) nur geringe bzw. keine regionalen Unterschiede (**Tab.15**).

Tab. 15: Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Mecklenburger Bucht, Wismar-Bucht und Salzhaff, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM

Gewässer	Zn-f	Cu-f	Pb-f	Cd-f	Hg-f	Cr-f	Ni-f	As-f
Mecklenburger Bucht	287 ± 63	46 ± 6	167 ± 67	1,01 ± 0,39	0,24 ± 0,09	45 ± 7	36 ± 4	18 ± 6
Wismar-Bucht	229 ± 54	54 ± 30	61 ± 26	1,04 ± 0,38	0,26 ± 0,12	45 ± 6	34 ± 3	13 ± 6
Salzhaff	228 ± 76	64 ± 53	66 ± 25	1,04 ± 0,42	0,70 ± 0,55	40 ± 12	32 ± 9	11 ± 4

Besonders drastisch ist das Konzentrationsgefälle zwischen Mecklenburger und Wismar-Bucht beim Blei. In der Mecklenburger Bucht wurden im Mittel etwa zwei- bis dreifach so hohe Pb-Gehalte gemessen wie in Wismar-Bucht und Salzhaff. Lediglich für die Elemente Cu und Hg wurden die höheren Belastungen in den küstennahen Gebieten gemessen, wobei hierfür die Messergebnisse in den Hafenschlickten verantwortlich zeichnen.

Betrachtet man die räumliche Verteilung der Schwermetalle in den Sedimentproben der Lübecker und Mecklenburger Bucht einmal genauer, so ist festzustellen, dass mit Ausnahme von Cr und Ni ein mehr oder weniger stark ausgeprägtes West-Ost-Gefälle der Belastung entlang der Küste Mecklenburg-Vorpommerns zu verzeichnen ist. Von Kalkhorst bis zur Bukspitze verringern sich die Pb-Gehalte auf fast ein Drittel, während sich die Gehalte von Hg, Cd und Zn in etwa halbieren. Als Ursache für diese Schwermetallverteilung ist ein hochkontaminiertes Areal im inneren Teil der Lübecker Bucht anzuführen, welches bei Untersuchungen zur Schwermetallverteilung in Sedimenten der schleswig-holsteinischen Küstengewässer im Bereich der Neustädter Bucht nachgewiesen wurde. Hier wurden in früheren Jahrzehnten Abfallprodukte aus der Metallindustrie verklappt (IRION 1984). Von diesem stark kontaminierten Gebiet in der westlichen Lübecker und Neustädter Bucht geht offenbar ein Transport des Materials in die umliegenden Bereiche aus. Auch der westliche Teil der Mecklenburger Bucht ist davon betroffen (BRÜGMANN & LANGE 1990). Durch die mathematisch-statistische Aufbereitung beider Datensätze durch LEIPE et al. (1998) liegt eine flächendeckende geochemische Kartierung für die gesamte Mecklenburger Bucht vor. Daraus wird die Ausdehnung der erhöhten Konzentrationen von Schwermetallen sichtbar, welche von dem Verklappungsort industrieller Altlasten ausgeht. Als wesentliche Faktoren, die für die Verschleppung des kontaminierten Materials verantwortlich zeichnen, sind nach LEIPE et al. (1998) bodennahe Strömungen, starke Stürme, die Schifffahrt und die Grund-netzfischerei zu nennen. Offenbar kann dabei sogar Material in die Wismar-Bucht eingetragen werden, wie die Befunde des LUNG vermuten lassen. So wurden in der Feinkornfraktion der Proben aus der äußeren Bucht zum Teil deutlich höhere Gehalte an Blei, Zink und Cadmium gemessen als in den Proben aus der inneren Bucht.

Aufgrund einer fehlenden Wasserhaushaltsbilanz ist eine vollständige Bilanzierung der Schwermetalle für die Wismar-Bucht nicht möglich. Wie bei den Nährstoffen können zwar die landseitigen und atmosphärischen Einträge berechnet werden, eine mengenmäßige Einschätzung der Transporte vermag jedoch nicht gegeben werden. Vergleicht man die Einträge aus den Festlandabflüssen, der atmosphärischen Deposition und den kommunalen Direkteinleitern miteinander, so fällt die Dominanz des atmosphärischen Eintragspfades ins Auge. Bei Zn, Cu und Pb erfolgt der Eintrag gegenwärtig zu 50 bis 75 % aus der Luft. Die Kläranlage Wismar trägt nach ihrer Modernisierung nur noch zu etwa 5 % (Pb, Hg, Zn), 15 % (Cu) bzw. 25 % (Cd) zur Gesamtbelastung bei.

Durch Sedimentation der Schwebstoffe findet auch für die Schwermetalle zunächst eine Entfernung aus dem Gewässer statt. Im oberen Sedimentbereich werden sie zum Teil als diskrete Metallsulfide festgelegt. Im unteren Sedimentbereich spielt die Bindung an Pyrit eine Rolle. Dabei stehen die partikelgebundenen Metalle mit den gelösten und kolloidalen Konzentrationen im Porenwasser in Abhängigkeit vom pH und der Konzentration an Schwefelwasserstoff im Gleichgewicht. Beim Auftreten von Resuspensionsereignissen kann ein Übergang der im Sediment reduziert gebundenen Schwermetalle in oxisches Wasser und die damit verbundene Rücklösung erfolgen (DUFFEK 2000). In Flachwassergebieten, wie der Wismar-Bucht, sind Aufwirbelungskräfte durch stürmische Wetterlagen bekannt (LANGE & NIEDERMEYER 1985). RITZRAU und GRAF (1992) stellten fest, dass Sturmeinflüsse eine direkte Auswirkung auf die Remobilisierung von Schwebstoffen in der bodennahen Trübungszone haben. Dabei wurden Auswirkungen in der Kieler Bucht bis in Tiefen von über 17 m nachgewiesen, und bei Sturmlagen eine gleichmäßige Verteilung der Schwebstoffe über die gesamte Wassersäule registriert. In der Mecklenburger Bucht hat sich HARMS (1996) intensiv mit der Stoffdynamik bei Schwermetallen in der bodennahen Trübungszone beschäftigt. Im Ergebnis von Feldversuchen konnte festgestellt werden, dass sich mit steigenden Partikelmengen in der Wassersäule die Konzentrationen der Elemente Al, Co, Fe und Pb im Schwebstoff den Schwermetallgehalten der Sedimente nähern. Auch KERSTEN et al. (1990) beschreiben Zustände, bei denen in hohen Schwebstofffrachten ein Schwermetall-Konzentrationsniveau nahe den Hintergrundwerten in den Sedimenten erreicht wird. Nach Extraktionsexperimenten an Sedimenten aus der Mecklenburger Bucht konnte HARMS (1996) für die einzelnen Schwermetalle sehr unterschiedliche Mobilisierbarkeiten feststellen. Hohe Mobilisierungsanteile konnten bei Zn, Cd, Pb und Cu gefunden werden. Für diese Elemente wurden auch deutliche Anreicherungsfaktoren ermittelt, was durch die eigenen Untersuchungen bestätigt werden kann (siehe **Anlage 9-3**).

LEIPE et al. (1998) wiesen anhand von Untersuchungsergebnissen zur Schwermetallbelastung der Oberflächensedimente aus den 1980er und 1990er Jahren auf die hohe Sedimentdynamik in der Lübecker und Mecklenburger Bucht hin. Für die großräumige Verteilung schwermetallkontaminierter Schlämme werden neben bodennahen Strömungen und Stürmen auch anthropogene Ursachen, wie die Grundscheppnetzfisherei und die Schifffahrt genannt. Die Intensivierung des Fährverkehrs, verbunden mit dem Einsatz neuer moderner Fähren mit größerem Tiefgang, könnte dabei durchaus eine Erhöhung der Sedimentdynamik in der Lübecker Bucht bewirken, was eine Störung des Schichtungsbaus in dem betreffenden Seefahrtbereich impliziert. Die sommerliche thermohaline Schichtung befindet sich gewöhnlich in einer Tiefe von 12 - 15 m. Es wurden aber auch schon Sprungschichten oberhalb von 12 m Wassertiefe beobachtet. Eine verstärkte bodennahe Durchmischung führt zu einem verstärkten Eintrag besonders feinkörniger Oberflächensedimente in die Wassersäule und zu deren Verfrachtung. Die Schwermetalluntersuchungen in Sedimenten aus der Lübecker Bucht, der südlichen küstennahen Randzone der Mecklenburger Bucht und der Wismar-Bucht zeigen, dass eine Verfrachtung des schwermetallkontaminierten Sedimentes von der ehemaligen Klappstelle für schwermetallhaltige Stäube und Schlämme von der Neustädter Bucht bis in die äußere Wismar-Bucht möglich ist.

Analog zu den Nährstoffen wurde das in den Schlicksedimenten der Wismar-Bucht enthaltene Schwermetallinventar abgeschätzt. In der obersten 5 cm-Schicht lagern in etwa 120 t Zn, je 30 t Cu und Pb, sowie 530 kg Cd und 130 kg Hg (**Anlage 8-22** und **8-26**). Aus den Eintragsabschätzungen und der Schwermetallverteilung in den Oberflächensedimenten des Untersuchungsgebietes und der Lübecker/Mecklenburger Bucht kann abgeleitet werden, dass der landseitige Schwermetalleintrag für die Wismar-Bucht nur noch eine geringe Bedeutung besitzt.

5.2 Unterwarnow einschließlich Breitling

5.2.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt

Unterwarnow und Breitling bilden das langgestreckte Ästuar der Warnow, welches sich in einen schmalen flussartigen Teil von etwa 9 km Länge und das sich nördlich anschließende unmittelbare Mündungsgebiet mit dem Breitling untergliedern lässt (**Abb. 7**).

Zusammen nehmen beide Gewässer eine Fläche von 12,5 km² ein (CORRENS 1976). Bis 1996 waren Unterwarnow und Breitling durch den Seekanal und den Neuen Strom mit der Ostsee verbunden. In den Jahren 1997-1999 wurde die Mittelmole entfernt und die Verbindung zur Ostsee dadurch verbreitert und vertieft. Die Wassertiefen betragen im Fahrwasser bis zu den Häfen am Südufer des Breitlings nunmehr 14,5 m. Bis Marienehe erreicht das Fahrwasser 9 m und bis zum Stadthafen Rostock 7 bis 8 m Wassertiefe. Außerhalb des Fahrwassers kommen auch flache Bereiche von weniger als 2 m vor.

Das Einzugsgebiet von Unterwarnow und Breitling beträgt 3.222 km², wovon allein 2.982 km² auf das Flussgebiet der Warnow bis zum Rostocker Mühlendammwehr entfallen. Das restliche Einzugsgebiet ist zum größten Teil urbanisiert; die Stadt Rostock nimmt allein eine Fläche von 181 km² ein. Der zweitgrößte Zufluss ist der im Südosten des Breitlings mündende Peezer Bach, dessen Einzugsgebiet 52 km² beträgt.

In der Wasserhaushaltsbilanz der Unterwarnow steht im Mittel der Zeitreihe 1966-2000 einer Flusswasserzufuhr von 527 Millionen m³ pro Jahr ein Einstrom von Ostseewasser von 924 Millionen m³ gegenüber. Die Flusswasserzufuhr zur Unterwarnow erfolgt zu über 95 % aus der Warnow. Der mittlere jährliche Ausstrom aus der Unterwarnow in die Ostsee beträgt für den genannten Zeitraum 1.450 Millionen m³. Die genannten Wasserhaushaltselemente der Unterwarnow weisen in Abhängigkeit von den aktuellen meteorologischen Bedingungen außerordentlich große zwischen-jährliche Schwankungen auf (**Anlage 12-1**).

Die im Jahre 1976 im Unterwarnowgebiet begonnenen Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit werden gegenwärtig an fünf von ehemals sechs Messstellen durchgeführt (siehe **Abb. 7**). Im Breitling (UW6) wurden sie von 1992 bis 1995 ausgesetzt.

Die schmale, im Fahrrinnenbereich aber recht tiefe Unterwarnow ist durch eine extreme Variabilität des Salzgehaltes gekennzeichnet (**Tab. 16**).

Tab. 16: Salzgehalte in Unterwarnow und Breitling (1976-1999), in psu

Station - Stationsname	Oberfläche				Grundnähe			
	Min	Max	MW	S	Min	Max	MW	S
UW6 - Breitling	5,0	17,2	10,4	2,2	5,6	24,0	11,4	2,4
UW4 - Kvaerner Werft	2,9	17,3	9,8	2,4	6,5	23,2	12,1	2,4
UW3 - Marienehe	0,7	17,0	7,5	2,7	5,5	19,8	11,6	2,5
UW2 - Kabutzenhof	0,1	14,1	5,7	3,2	0,7	19,7	11,1	2,7

In der stark durch das Süßwasser der Warnow geprägten südlichen Unterwarnow können im Extremfall limnische Verhältnisse angetroffen werden. Andererseits sind hier bei starken Einstromlagen auch schon „Ostseeverhältnisse“ registriert worden. Starke haline Horizontal- und Vertikalzonierungen kennzeichnen das Gewässer als ein typisches Ästuar. Nach CAMERON & PRITCHARD (1963) ist ein Ästuar ein küstennaher Wasserkörper, der in Verbindung mit dem Meer steht und in dem Meerwasser durch Süßwasserabfluss spürbar verdünnt wird.

In der Vergangenheit wurde das Mündungsgebiet der Unterwarnow mehrfach tiefgreifend verändert. Nach FREUND (1977) hat sich der Salzgehalt im Unterwarnowgebiet durch den Bau des Seekanals von Mitte der 1950er bis Anfang der 1960er Jahre gegenüber früheren Untersuchungen (KLOCK 1930) deutlich erhöht. Nachdem der Seekanal in den Jahren 1997-1999 nochmals verbreitert und vertieft wurde, zeichnet sich ein weiterer Salinitätsanstieg ab. Wie nicht anders zu erwarten, ist dieser Anstieg in der Nähe des durch die Baggermaßnahme unmittelbar betroffenen Mündungsgebietes (UW4) am deutlichsten ausgeprägt. Hier werden nach dem Fahrrinnenausbau im Durchschnitt um etwa 1 psu höhere Salinitäten registriert. Dieser Salinitätsanstieg stimmt recht gut mit der von ZIELKE (1994) prognostizierten Zunahme überein. In der südlichen Unterwarnow fallen die Auswirkungen der Ausbaumaßnahme auf die Salinitätsverhältnisse deutlich schwächer aus.

Bezüglich der Sauerstoffverhältnisse sind in der Unterwarnow nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage in Rostock-Bramow deutliche Verbesserungen festzustellen. Bis Mitte der 1990er Jahre lagen nur 40 bis 50 % der im Oberflächenwasser der mittleren Unterwarnow in Höhe Marienehe gemessenen Sauerstoffsättigungswerte zwischen 80 und 130 %. In den letzten 5 Jahren stieg dieser Anteil auf 75 %. Die Verbesserungen der Sauerstoffverhältnisse im mittleren Gewässerabschnitt (UW3) ist ursächlich auf die deutliche Reduzierung des Eintrages sauerstoffzehrender Substanzen aus der Kläranlage Rostock zurückzuführen.

Auch die Sauerstoffverhältnisse am Gewässergrund der Fahrrinne der Unterwarnow haben sich in den letzten Jahren verbessert. Bis 1993 traten in der südlichen Unterwarnow (UW2) jährlich Sauerstoffgehalte unter 50 % Sättigung auf. Besonders starke Sauerstoffmangelercheinungen (< 1 mg/l O₂) waren im Juni 1978, im Oktober 1982 (Anoxie), im Juni 1983, im Juni und Juli 1988, im August 1991 und im Juni 1993 zu verzeichnen. Nicht ganz so häufig und ausgeprägt waren die Sauerstoffdefizite am Gewässergrund der mittleren Unterwarnow. Aber auch hier wurden im Juni 1982 und 1988 Sauerstoffgehalte unter 1 mg/l O₂ gemessen. Im Mündungsgebiet sind solche Ereignisse nicht zu beobachten. In Höhe Warnowwerft liegt das Sauerstoffminimum am Gewässergrund bei 4,3 mg/l O₂. Es wurde im November 1987 registriert. Nach der Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Rostock-Bramow verringerte sich der Eintrag sauerstoffzehrender Substanzen in die Unterwarnow drastisch. So ging die CSB-Last von über 12.000 Tonnen in den Jahren 1989 und 1990 auf 400 bis 550 Tonnen ab 1996 zurück. Gleichzeitig sank die BSB₅-Last von 7.500 bis 8.200 Tonnen auf unter 100 Tonnen (**Anlage 4-2**). Diese aus der behördlichen Überwachung resultierenden Berechnungen werden durch Angaben aus der Eigenüberwachung der ZKA betätigt (siehe SCHLUNGBAUM et al. 2001).

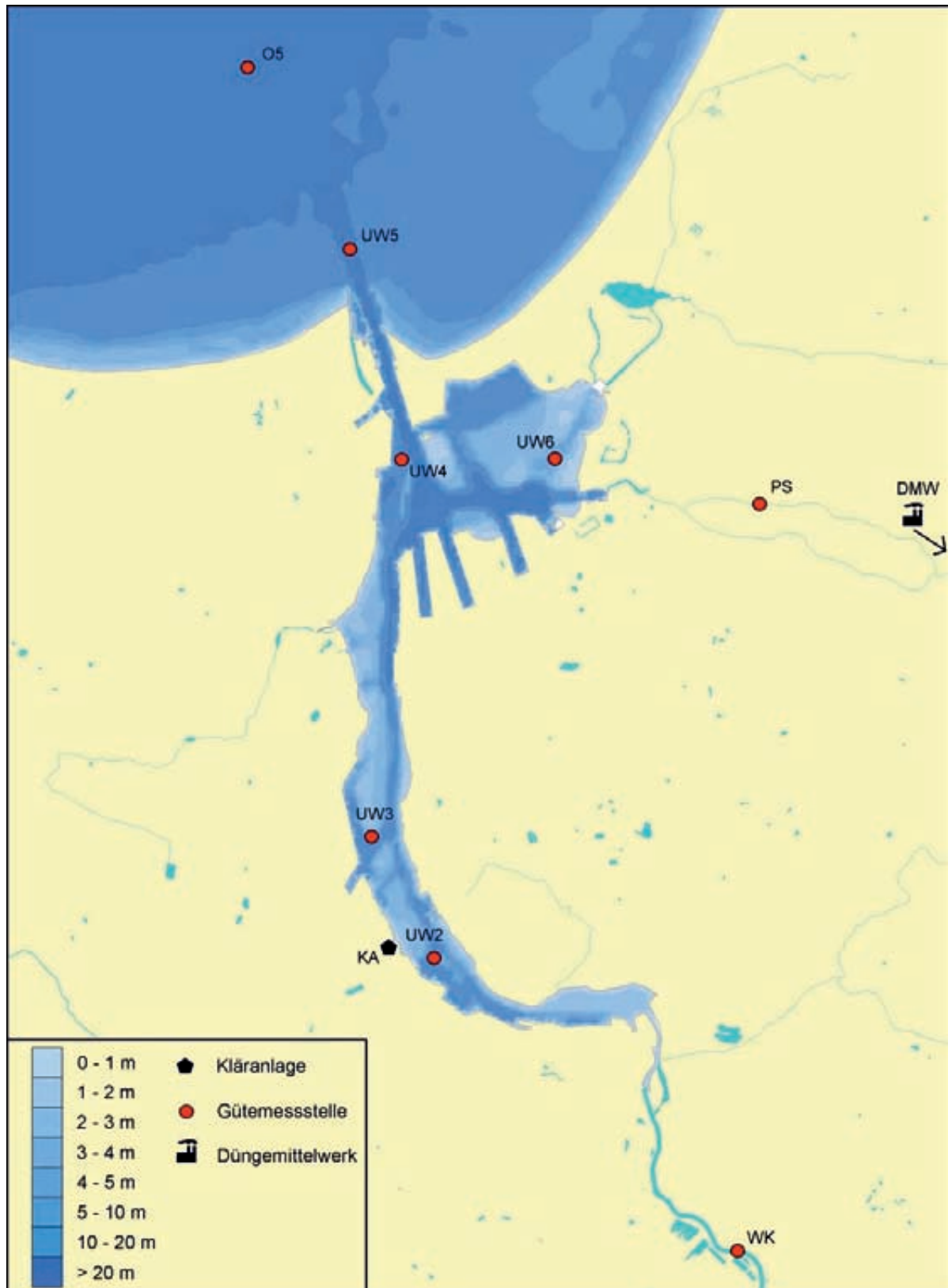


Abb. 7: Unterwarnow und Breitling mit Messstellen zur Gewässerüberwachung

(UW2 = Kabutzenhof, UW 3= Bramow, UW4 = Kvaerner Werft, UW5 = Mole Warnemünde, UW6 = Breitling, WK = Warnow/Kessin, PS = Peezer Bach/Stuthof, KA = Kläranlage Rostock, DMW = Düngemittelwerk Poppendorf)

5.2.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar

Zunächst soll die Entwicklung der **Nährstofffrachten** von Warnow und Peezer Bach betrachtet werden. Für beide Zuflüsse konnten Jahresfrachten für einen langen Zeitraum berechnet werden (**Anlage 2-3 und 2-4**). Im Zeitraum von 1976 bis 2000 variierten die DIP-Frachten der Warnow zwischen 13 und 80 t/a, wobei bis 1990 ein direkter proportionaler Zusammenhang zwischen Jahresfracht und Jahresabfluss mit hohen Frachten in abflussreichen Jahren (1980, 1981) und geringen Frachten in abflussarmen Jahren (1976, 1977, 1989, 1990) erkennbar ist. Nach 1990 traten auch in abflussreichen Jahren keine vergleichbar hohen Phosphatfrachten mehr auf (**Abb. 8**).

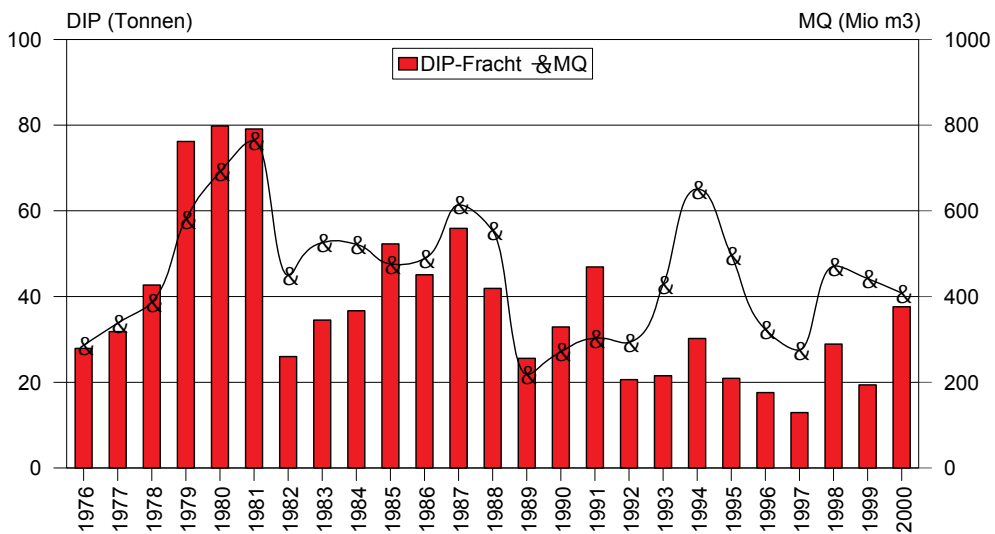


Abb. 8: DIP-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Oberwarnow, 1976-2000

Die Stickstofffrachten der Warnow zeigen ebenfalls enorme zwischenjährliche, aber keine tendenziellen Veränderungen (**Abb. 9**).

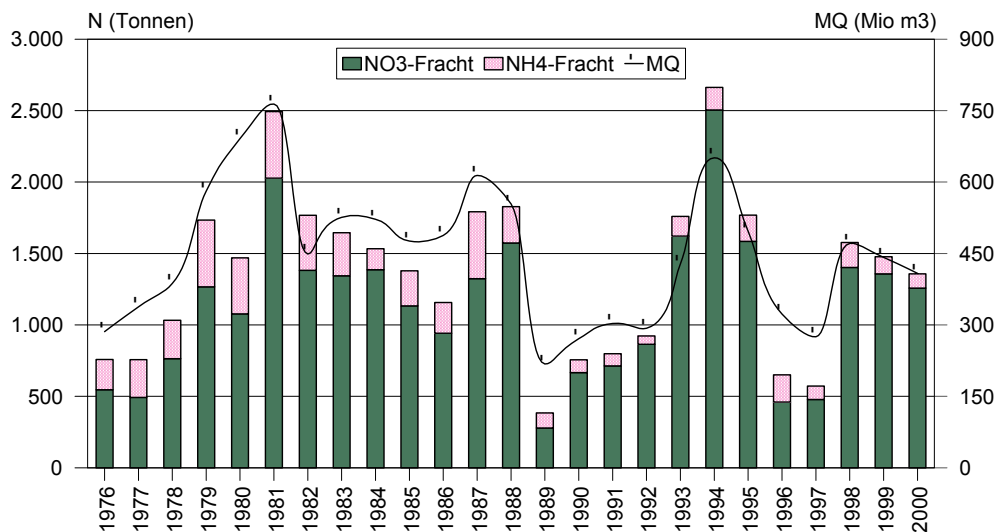


Abb. 9: Nitrat- und Ammonium-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Oberwarnow, 1976-2000

Die Höhe der Stickstoffjahresfrachten wird dabei ganz wesentlich von den Abflüssen bestimmt. In abflussreichen Jahren (1981, 1994) werden DIN-Frachten um 2.500 t realisiert, während in abflussarmen Jahren (1976, 1977, 1989, 1990, 1991, 1996, 1997) nur 400 bis 700 t erreicht werden. Bemerkenswert ist, dass der Anteil der Ammoniumfracht an der DIN-Fracht abgenommen hat. In den Jahren vor 1990 lag er meist zwischen 15 und 30%, danach ging er auf 6 bis 12 % zurück. Lediglich nach dem strengen und langanhaltenden Winter 1995/1996 wurden nochmals erhöhte Ammoniumfrachten in der Warnow registriert, was darauf zurückzuführen war, dass die Lagerkapazitäten für Gülle in vielen landwirtschaftlichen Betrieben des Landes nicht mehr ausreichten und Gülle auf gefrorene Böden ausgebracht werden musste. In vielen Gewässern des Landes, so auch in der Warnow und ihren Zuflüssen, kam es dadurch zu einem sehr starken Anstieg der Ammoniumbelastung (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1996/1997). Der sehr starke Rückgang der Viehbestände in Mecklenburg-Vorpommern (siehe AGRARBERICHTE MV) nach der politischen Wende hat aber generell zu einer deutlich verringerten Gewässerbelastung durch Ammonium-Stickstoff geführt.

Für den kleinen Peezer Bach wurden in den 1980er Jahren außergewöhnlich hohe Stickstofffrachten ermittelt, die auf Emissionen aus dem Düngemittelwerk bei Poppendorf zurückzuführen waren (BACHOR 1988). In den Jahren 1985 bis 1989 überstiegen die Stickstofffrachten dieses kleinen Baches die der Warnow (vgl. **Anlage 2-3** und **2-4**). Mit den Nährstofffrachten von Warnow und Peezer Bach werden rund 90 % des Einzugsgebietes der Unterwarnow erfasst. Der Eintrag aus dem restlichen Einzugsgebiet wurde im Analogieschluss zu den beiden überwachten Flussgebieten geschätzt. Gesondert wurden die Direkteinträge aus der zentralen Kläranlage Rostock seit 1988 ermittelt (**Anlage 4-2**). Schließlich waren noch die atmosphärischen Depositionen zu erheben (**Anlage 5-1** und **5-2**). Fasst man die Einträge aus den genannten Pfaden zusammen, werden starke Veränderungen in der Nährstoffbelastung des Unterwarnowgebietes sichtbar (**Tab. 17**).

Tab. 17: Mittlere Nährstoffeinträge aus verschiedenen Quellen in die Unterwarnow, in t/a

Eintragsquelle	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Kläranlage Rostock	521	79	3,6	1.090	922	205
Warnow	93	68	49	1.471	2.057	1.537
Peezer Bach	3,5	3,1	2,4	1.486	159	130
Küstennahe Gebiete	6,5	4,9	3,6	150	200	150
atmosphärische Deposition	0,9	0,5	0,3	17	14	16
Summe	625	155	59	4.214	3.352	2.038

Beim Phosphor dominierte bis zur Einführung phosphatfreier Waschmittel eindeutig die Belastung aus der Kläranlage der Stadt Rostock. Sie trug mit über 80 % zur Gesamtbelastung bei. Bis zum Bau der modernen neuen Kläranlage am gleichen Standort lag der jährliche P-Eintrag aus der Anlage zwischen 30 und 110 t/a, im Mittel bei 80 t/a. Nach ihrer Inbetriebnahme sank er auf unter 5 t/a. Deutlich schwächer ausgeprägt ist der Rückgang der P-Belastung in den Zuflüssen. Für die Warnow kann immerhin fast eine Halbierung ihrer Frachten konstatiert werden. Beim Peezer Bach fällt die Abnahme auf deutlich niedrigerem Niveau geringer aus. Gegenüber dem landseitigen Eintrag kann die atmosphärische Deposition vernachlässigt werden. Nach Fertigstellung der neuen Kläranlage dominiert der Nährstoffeintrag über die Warnow. Insgesamt hat sich die Phosphorbelastung von Unterwarnow und Breitling vom Ende der 1980er Jahre zum Ende der 1990er Jahre um über 90 %

verringert. Die Stickstoffbelastung hat sich im gleichen Zeitraum in etwa halbiert, was gleichermaßen der Lastreduzierung in der Kläranlage und der verminderten Stickstofffracht des Peezer Baches zuzuschreiben ist. Der Rückgang der Frachten des Peezer Baches ist auf die deutlich verminderten Emissionen aus dem Düngemittelwerk in Poppendorf zurückzuführen.

SCHLUNGBAUM & KRÜGER (2000), SCHÖNEFELDT (2001) und SCHLUNGBAUM et al. (2001) kommen bei ihren Nährstoffbilanzierungen der Unterwarnow zu ähnlichen Ergebnissen. So ermittelten SCHLUNGBAUM et al. (2001) aus den Werten der Eigenüberwachung Nährstofffrachten für die Kläranlage Rostock von 117 t P und 958 t N für das Jahr 1992 sowie 2,6 bis 4,7 t P/a und 211 t N/a für die Jahre 1996-1999. Durch den Bau einer Belebungsstufe mit biologischer P-Elimination und einer aufwärts durchströmten zweistufigen Biofiltration wurde der P-Rückhalt in der Kläranlage von 15 auf 97 % und der N-Rückhalt von 13 auf 80 % gesteigert. Damit konnte die Kläranlage aus der HELCOM-Liste der Belastungs-Hot Spots gestrichen werden.

Wie haben sich nun die verringerten Nährstoffeinträge auf das Nährstoffinventar des Gewässers ausgewirkt? Um diese Frage zu beantworten, soll als erstes wieder die Konzentrationsentwicklung anhand der Pentadenmittel betrachtet werden (**Anlage 6-2**). Gegenüber der zweiten Hälfte der 1970er Jahre wurden in der südlichen Unterwarnow in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre im Mittel etwa doppelt so hohe DIP-Konzentrationen gemessen. Dies war in erster Linie auf den Anstieg der einwohnerspezifischen P-Abgabe zurückzuführen. Infolge dieses Anstieges hatten sich die P-Konzentrationen in nahezu allen Gewässern der DDR, besonders aber in solchen mit einer hohen Abwasserbelastung deutlich erhöht (BEHRENDT & MOHAUPT 1983). Nach der Einführung phosphatfreier Waschmittel war dann sofort eine drastische Konzentrationsabnahme in den Gewässern zu beobachten. Durch den Bau neuer Kläranlagen mit P-Eliminierung, wie auch im Fall der ZKA Rostock, konnte eine weitere Reduzierung erreicht werden. Die starken Veränderungen in der Unterwarnow in den 1990er Jahren zeigt eine Gegenüberstellung der Pentadenmittel 1986-1990 und 1996-2000 (**Abb. 10**).

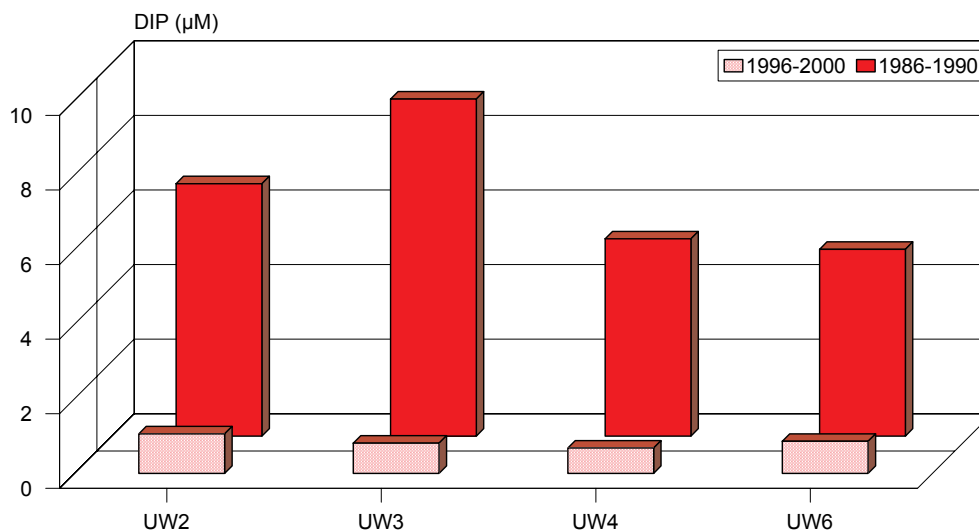


Abb. 10: Mittlere DIP-Konzentrationen in Unterwarnow und Breitling, 1986-1990 und 1996-2000

An allen Messstellen in Unterwarnow (UW2, UW3, UW4) und Breitling (UW6) ist von der zweiten Hälfte der 1980er bis zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre eine Abnahme der mittleren DIP-Konzentrationen um 85 bis 90 % zu verzeichnen. Der stärkste Konzentrationsrückgang war dabei an der nahe dem Auslauf der KA Rostock gelegenen Messstelle UW3 zu registrieren. In der gesamten Unterwarnow einschließlich des Breitling sind die DIP-Konzentrationen von mittleren 5 bis 9 μM zum Ende der 1980er auf mittlere 0,7 bis 1,1 μM zum Ende der 1990er Jahre gesunken. Im Mündungsgebiet zur Ostsee (UW5) liefen die Veränderungen wesentlich moderater ab, was mit dem verdünnenden Einfluss durch das Ostseewassers zusammenhängt. Hier ist eine Abnahme der Pentadenmittel von 2,1 μM auf 0,35 μM zu verzeichnen.

Zwischen P-Jahreseinträgen und P-Konzentrationen kann für die Unterwarnow ein sehr enger kausaler Zusammenhang nachgewiesen werden (**Abb. 11**). Hierbei werden auch noch einmal die zwei Stufen der Belastungsveränderungen deutlich; die erste Stufe durch die Einführung der P-freien Waschmittel bedingt, die zweite durch die Inbetriebnahme der neuen Kläranlage im Jahre 1996.

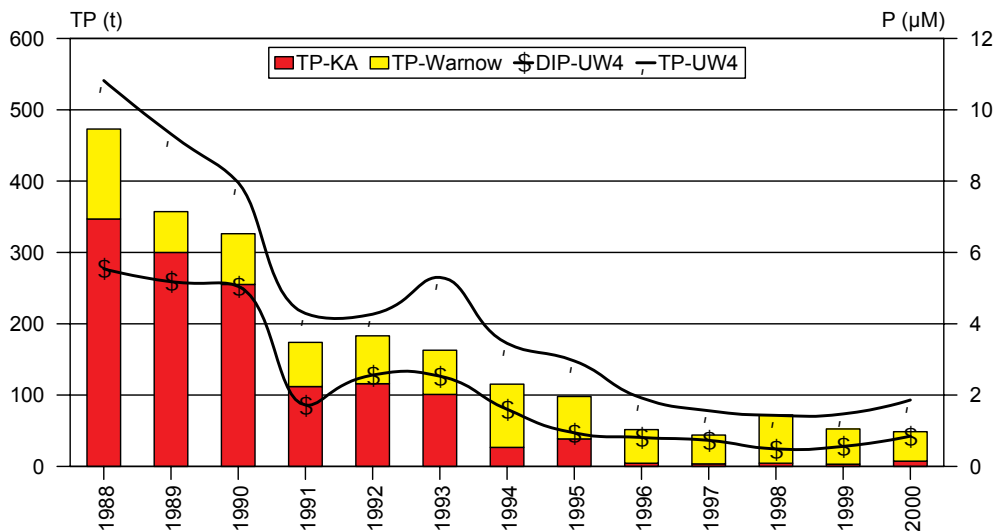


Abb. 11: Zusammenhang zwischen P-Eintrag und P-Konzentrationen in der Unterwarnow, 1988-2000

Beim Stickstoff hat sich vor allem die Reduzierung der Einträge durch den Peezer Bach bemerkbar gemacht, wie der Vergleich der Pentadenmittel 1986-1990 und 1996-2000 zeigt. Mitte der 1980er Jahre führten die sehr hohen Stickstoffemissionen aus dem Düngemittelwerk in Poppendorf, die über den Peezer Bach in den Breitling transportiert wurden, zu einer starken Erhöhung der Stickstoffkonzentrationen im Breitling. Die mittleren jährlichen DIN-Konzentrationen überschritten hier 1985 erstmals 100 μM . In den beiden Folgejahren wurden mit 240 bzw. 270 μM im Breitling höhere Jahresmittelwerte verzeichnet als in der süßwassergeprägten südlichen Unterwarnow. Auffällig waren hierbei sehr hohe Konzentrationen an Ammonium-Stickstoff. In den Sommermonaten dieser Jahre sanken die Konzentrationen der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen im Breitling nicht unter 100 μM . Auch im Mittel des Fünfjahreszeitraumes 1986-1990 wurden im Breitling höhere DIN-Konzentrationen bestimmt als in der von der KA Rostock und den Warnowfrachten beeinflussten südlichen Unterwarnow (**Abb. 12**). Nachdem die Stickstoffemissionen aus dem Düngemittelwerk stark verringert werden konnten, sanken auch die DIN-Konzentrationen im Breitling ebenso deutlich. Im Vergleich der Pentaden 1986-1990 und 1996-2000 ist im Breitling eine Abnahme der mittleren DIN-Konzentrationen um 70 % zu verzeichnen. Im Mündungsgebiet zur Ostsee (UW5) betrug der

Konzentrationsrückgang im gleichen Zeitraum 56 % und am Wertstandort (UW4) 45 %. Demgegenüber waren die Abnahmen in der südlichen Unterwarnow mit 37 % (UW3) und 27 % (UW2) deutlich schwächer ausgeprägt.

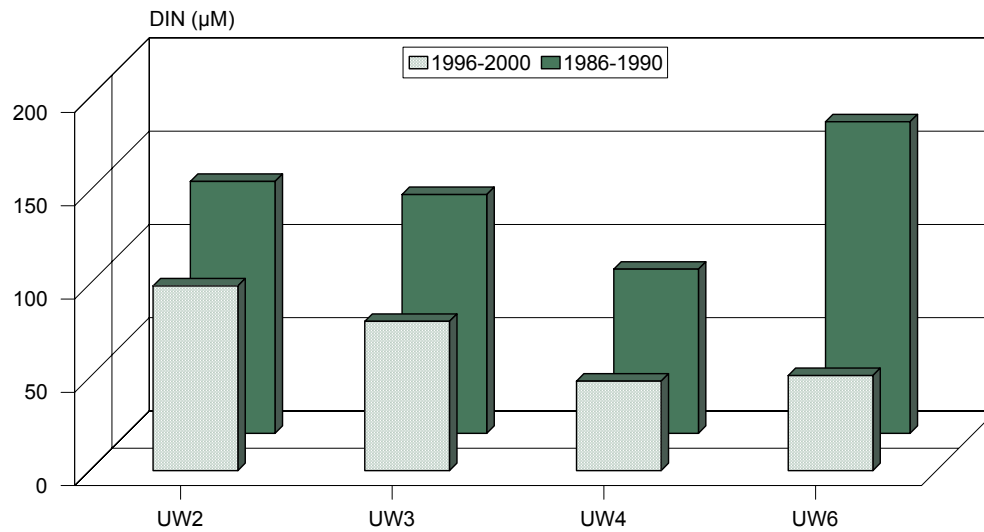


Abb. 12: Mittlere DIN-Konzentrationen in Unterwarnow und Breitling, 1986-1990 und 1996-2000

Die starke Verringerung der externen Nährstoffbelastung auf der einen und der Ausbau des Seekanals von 1996-1998 auf der anderen Seite führten in der Unterwarnow zu einer sehr deutlichen Abnahme der Nährstoffkonzentrationen. Zeitgleich war auch eine Abnahme der Chlorophyll-a-Konzentrationen und eine Verbesserungen der Lichtverhältnisse vor allem im nördlichen Gewässerbereich zu verzeichnen (**Tab. 18**).

Tab. 18: Chlorophyll-a und *Secchi*-Sichttiefen in der Unterwarnow, Mittelwerte und Standardabweichungen

Messstelle	Chlorophyll-a in µg/l			<i>Secchi</i> -Sichttiefen in m		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
UW2	40,3 ± 37,3	42,3 ± 41,2	40,8 ± 54,	0,97 ± 0,48	1,06 ± 0,67	1,00 ± 0,41
UW3	37,7 ± 37,6	39,1 ± 47,2	27,2 ± 26,7	1,08 ± 0,61	1,23 ± 0,70	1,25 ± 0,50
UW4	20,5 ± 24,9	17,9 ± 37,2	8,6 ± 10,1	1,36 ± 0,71	1,96 ± 1,01	3,75 ± 1,63
UW6	19,2 ± 23,4	(15,3 ± 19,0)	6,2 ± 6,7	1,80 ± 0,95	(2,20 ± 1,06)	2,34 ± 1,00
UW5	8,4 ± 14,9	6,7 ± 16,6	3,7 ± 4,1	2,78 ± 1,46	3,75 ± 1,63	3,52 ± 1,53

Am Wertstandort (UW4), im Breitling (UW6) und am Molenkopf in Warnemünde (UW5) haben sich die mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen von der zweiten Hälfte der 1980er zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre um über 50 % verringert. Gleichzeitig haben sich die *Secchi*-Sichttiefen deutlich erhöht. Dies betrifft insbesondere den Bereich nahe des Kläranlagenauslaufes (UW3), was ursächlich auf die verringerten Einträge an abfiltrierbaren Stoffen nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage im Jahre 1996 zurückzuführen ist (siehe **Anlage 4-2**).

Für die winterlichen Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der Station UW4 zeigt sich sowohl für den gelösten anorganischen Phosphor wie auch für Gesamtphosphor eine hochsignifikante Abnahme ($R^2 = 0,77$ bzw. $0,87$). Für die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen wie auch für Gesamtstickstoff ist dies auf den ersten Blick nicht zu erkennen. Die starke Streuung der

Winterwerte weist auf den großen Einfluss der hydrologischen Verhältnisse hin. In abflussreichen Wintermonaten werden sehr viel höhere Stickstoffkonzentrationen gemessen als in abflussarmen oder abflussnormalen Monaten (**Anlage 7-3**).

Der Vergleich der mittleren Jahresgänge 1986-1990 und 1996-2000 zeigt nochmals die starken Veränderungen beim Phosphor und die weniger starken Veränderungen beim Stickstoff (**Anlage 8-2**). Ende der 1990er Jahre war in den Monaten April bis Juni erstmals ein Absinken der DIP-Konzentrationen unter die Bestimmungsgrenze zu verzeichnen. Bei den gelösten Stickstoffverbindungen zeigt sich von Juni bis Oktober ein deutlich geringeres Angebot.

Neben dem im Wasserkörper verfügbaren Nährstoffangebot muss für eine Inventarisierung auch das in den Sedimenten potenziell verfügbare Angebot berücksichtigt werden. Fasst man die Untersuchungsergebnisse der in den letzten Jahren gewonnenen Sedimentdaten getrennt für den südlichen und nördlichen Teil der Unterwarnow sowie der Oberwarnow zusammen, so werden deutliche Unterschiede in der Sedimentstruktur wie auch im Nährstoffgehalt sichtbar (**Tab. 19**).

Tab. 19: Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Unter- und Oberwarnow, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2002

Gewässer	n	TR (%)	TOC (%)	FF20 (%)	P _{ges} (g/kg TM)	N _{ges} (g/kg TM)
Nördliche Unterwarnow	8	35,6 ± 8,7	4,3 ± 1,8	56 ± 11,9	1,32 ± 0,51	4,4 ± 2,0
Südliche Unterwarnow	6	20,6 ± 3,5	12,7 ± 2,2	58 ± 5,8	1,80 ± 0,36	8,6 ± 2,2
Oberwarnow	12	23,4 ± 8,4	12,8 ± 4,6	51 ± 10,0	2,64 ± 1,36	8,6 ± 3,3

Die Sedimente der südlichen Unterwarnow sind durch wesentlich höhere Gehalte an organischem Material gekennzeichnet als die des nördlichen Teiles. Sie ähneln sehr den Sedimenten aus der Oberwarnow. Auch die Nährstoffbelastung der Sedimente aus der südlichen Unterwarnow ist höher als die der Sedimente aus dem Mündungsgebiet zur Ostsee. Die Stickstoffgehalte sind in den aus dem Südteil gewonnenen Sedimenten im Mittel fast doppelt so hoch. Eine Ausnahme bildet das Mündungsgebiet des Peezer Baches. Hier werden deutlich höhere Stickstoffgehalte gemessen, was auf die Stickstoffeinträge aus dem Peezer Bach zurückzuführen ist. Während die Stickstoffgehalte der Sedimente aus der südlichen Unterwarnow und der Oberwarnow im Mittel nahezu identisch sind, sind bei den Phosphorgehalten deutliche Unterschiede festzustellen. Die Sedimente der Oberwarnow waren deutlich stärker mit Phosphor belastet als die der südlichen Unterwarnow.

In den Sedimenten der Unterwarnow spiegeln sich also die Hauptbelastungsquellen generell ganz ähnlich wider, wie im Wasserkörper.

Aus den mittleren Nährstoffgehalten im Schlicksediment der Unterwarnow lässt sich für die oberste 5 cm-Schicht ein Inventar von etwa 100 t P und 470 t N abschätzen (**Anlage 9-20 und 9-21**). Hierbei wurde davon ausgegangen, dass etwa 60 % des Gewässerbodens mit Schlick bedeckt ist und dieser eine Trockenraumdichte von 0,18 g/cm³ aufweist. Damit liegt das P-Inventar deutlich über dem mittleren gegenwärtigen jährlichen P-Eintrag von 60 t P. Das N-Inventar bleibt hingegen hinter dem aktuellen jährlichen N-Eintrag von rund 2.000 t zurück. Bei Betrachtung der 15 cm-Schicht verschieben sich die Relationen zugunsten der Sedimente.

5.2.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe

Um die Frage nach der Eliminierungsleistung bzw. dem Verbleib von Nährstoffen im Gewässer beantworten zu können, sind neben den landseitigen und atmosphärischen Einträgen auch die Importe aus der vorgelagerten Ostsee und die Exporte aus dem Unterwarnowgebiet in die Ostsee zu ermitteln.

Die seeseitigen Einträge in die Unterwarnow wurden auf der Grundlage der vom LUNG i.d.R. monatlich gemessenen Nährstoffkonzentrationen an der etwa 3 Seemeilen vor Warnemünde gelegenen Messstelle O5 und den vom BSH Rostock zur Verfügung gestellten monatlichen Einstrommengen an Ostseewasser berechnet (**Anlage 12-3**). Traten größere Lücken bei den Konzentrationsmessungen auf, wurden diese sinnvoll durch angenommenen Werte ergänzt. Dabei wurden sowohl die typischen jahreszeitlichen Schwankungen der Nährstoffe als auch Messwerte von benachbarten Messstellen berücksichtigt. Der Phosphorimport aus der Ostsee erreichte etwa 10 bis 30 % und der Stickstoffimport nur 3 % des landseitigen Eintrages.

Analog zum Nährstoffimport wurde der Nährstoffexport aus dem Unterwarnowgebiet in die Ostsee ermittelt, d.h. es wurden Monatsfrachten auf der Basis monatlicher Nährstoffkonzentrationen und monatlicher Ausstrommengen (**Anlage 12-2**) berechnet. Als Bezugsmessstelle diente die nahe der Mündung gelegene Messstelle UW4. Auch für diese Messstelle mussten partiell Lücken bei den Konzentrationsmessungen geschlossen werden.

Parallel zur Verminderung der landseitigen Phosphoreinträge in das Unterwarnowgebiet ist ein deutlicher Rückgang des Phosphorexportes in Richtung Ostsee mit Beginn der 1990er Jahre zu konstatieren. Lag der jährliche Phosphoraustrag aus der Unterwarnow in den 1980er Jahren im Mittel bei 200 t, so sank er in den 1990er Jahren auf durchschnittlich 70 t (**Abb. 13**). In den letzten Jahren wird er dabei maßgeblich durch die Ausstrommengen aus der Unterwarnow bestimmt.

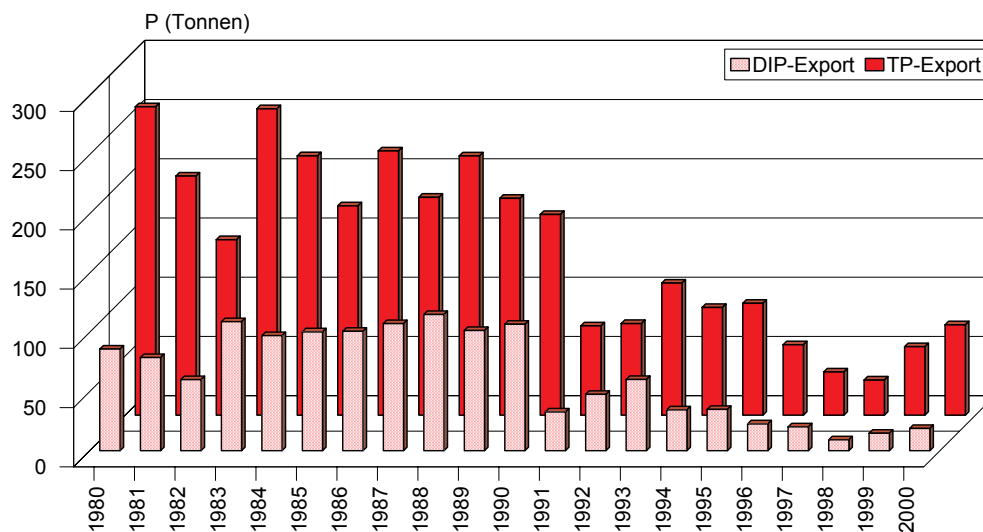


Abb. 13: Phosphorexport aus der Unterwarnow in die Ostsee, 1980-2000

Beim Stickstoff ist ebenfalls ein Rückgang der Exporte aus dem Unterwarnowgebiet in Richtung Ostsee festzustellen, dieser ist aber schwächer ausgeprägt. In den Jahren 1980 bis 1989 wurden

jährlich zwischen 3.500 bis 4.500 t mit dem ausströmenden Warnowwasser in die Ostsee verfrachtet. In den Folgejahren sanken die Jahresfrachten unter 3.000 t. Nur in dem sehr abflussreichen Jahr 1994 war nochmals ein hoher Export von rund 3.800 t zu verzeichnen. Seit Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Rostock im 1996 liegt der Jahresaustrag in die Ostsee zwischen 1.600 bis 1.800 t.

Fasst man die Ein- und Austräge für das Unterwarnowgebiet in Fünfjahreszeiträumen zusammen und stellt die mittleren Bilanzelemente gegenüber, so lassen sich sowohl beim Phosphor als auch beim Stickstoff deutliche Veränderungen erkennen (**Tab. 20**).

Tab. 20: Mittlere Nährstoffbilanzen für die Unterwarnow, in t/a

Bilanzelement	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Landseitiger Eintrag	625	155	59	4.050	3.140	1.870
Seeseitiger Eintrag	60	35	18	132	73	66
Summe der Einträge	685	190	77	4.182	3.213	1.936
Austrag in die Ostsee	195	90	52	3.378	2.600	1.770
Verbleib in der Unterwarnow	490	100	25	804	613	166

In der zweiten Hälfte der 1980er Jahre verblieben danach ca. 80 % des eingetragenen Phosphors im Unterwarnowgebiet. Es muss in diesem Zeitraum also zu einer sehr starken Phosphorakkumulation in den Sedimenten des Gewässer gekommen sein. Trotzdem verließen die Unterwarnow jährlich noch rund 200 t in Richtung Ostsee. In der ersten Hälfte der 1990er Jahre sank der Export in die Ostsee bereits unter 100 t/a, wobei etwa die Hälfte des Eintrages in partikulärer Form in der Unterwarnow zurückgehalten wurde. In der zweiten Hälfte der 1990er ging der Phosphorexport in die Ostsee nochmals stark zurück. Er lag im Mittel bei etwa 50 t/a. Nur noch etwa ein Viertel des Eintrages wurden in der Unterwarnow zurückgehalten.

SCHÖNEFELDT (2001) hat ebenfalls den Versuch unternommen, eine Nährstoffbilanzierung für das Unterwarnowgebiet aufzustellen. Dabei wurde im Wesentlichen auf Daten einer Emissionsanalyse von BEHRENDT et al. (1999) für das Flusseinzugsgebiet der Warnow für den Zeitraum 1993-1997 zurückgegriffen. Einem Phosphoreintrag von 62 t/a steht dabei ein auf der Grundlage des jährlichen Ausstromüberschusses berechneter Phosphorausstrag von rund 30 t/a gegenüber. Damit werden etwa die Hälfte der Phosphoreinträge in der Unterwarnow akkumuliert.

Die Bilanzabschätzung für den Stickstoff ist mit größeren Unsicherheiten behaftet, da die Verluste durch Denitrifizierung nicht berücksichtigt werden konnten. Interne Nährstoffumsetzungen, z.B. Nährstofffreisetzungen aus dem Sediment, mussten in dieser Bilanzabschätzung ebenfalls unberücksichtigt bleiben, dürften aber in diesem Gewässer eine nicht zu unterschätzende Rolle spielen. Trotz dieses Mankos zeigt die Gegenüberstellung der mittleren Bilanzelemente für die Fünfjahreszeiträume 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 ebenfalls deutlich Veränderungen, die durch die Belastungsveränderungen auch plausibel erscheinen. Analog zur Veränderung der Einträge haben sich auch die Nährstoffexporte von der zweiten Hälfte der 1980er zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre in etwa halbiert.

5.2.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar

Zur Abschätzung der Schwermetalleinträge in das Unterwarnowgebiet standen Datensätze für die ZKA Rostock-Bramow und die Warnowmessstelle Kessin zur Verfügung (siehe **Abb. 7**)

Zunächst sollen die Schwermetallfrachten der Warnow betrachtet werden. Zn, Cu und Pb kamen überwiegend im messbaren Konzentrationsbereich vor, so dass eine Frachtberechnung für diese Elemente unproblematisch war. Demgegenüber lagen die Konzentrationen für Cd und Hg oft unterhalb der Bestimmungsgrenze, die mit ihrem halben Wert in die Frachtberechnung einging. Lagen mehr als die Hälfte der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, wurden diese Frachten in der **Anlage 3-3** kursiv gekennzeichnet. Generell zeigen sich bei den Schwermetallfrachten der Warnow große zwischenjährliche Schwankungen, die sowohl auf die hohe Variabilität der Messwerte als auch auf die stark schwankenden Abflüsse zurückgeführt werden können. Vereinzelt auftretende hohe Konzentrationen verbunden mit hohen Abflüssen führen zu Frachten, die den Wert einer Jahresfracht drastisch erhöhen können. So ist die außergewöhnlich hohe Pb-Fracht der Warnow im Jahre 1996 hauptsächlich auf zwei sehr hohe Konzentrationswerte von 3,5 bzw. 3,9 µg/l zurückzuführen, die am 05. März und 13. Mai dieses Jahres registriert wurden. Das Auftreten solch hoher Bleikonzentrationen als Folge von erhöhten kurzzeitigen Einträgen nach Starkniederschlägen ist allerdings nicht ungewöhnlich. Bei einer nur monatlich stattfindenden Probenahme wirken sich solche Ereignisse natürlich überproportional auf die errechnete Jahresfracht aus. Generell kann nur eine Erhöhung der Messfrequenz zu einem exakteren Ergebnis bei der Frachtberechnung führen.

Für die KA konnten die Analysebefunde für die Elemente Zn und Cu unproblematisch zu Frachten verrechnet werden, da sie fast immer oberhalb der Bestimmungsgrenzen angesiedelt waren. Demgegenüber lagen die Elemente Pb, Cd und Hg besonders nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage häufiger unterhalb ihrer Bestimmungsgrenzen. Aufgrund der geringeren Abflussschwankungen streuen die Jahresfrachten aus der Kläranlage nicht so stark wie die Flussfrachten. Äußerst positiv wirkte sich der Bau von zwei modernen biologischen Stufen der Abwasserbehandlung und deren Inbetriebnahme im Jahre 1996 auf den Rückhalt der Schwermetalle aus. Für alle Elemente konnten dadurch mehr oder minder große Frachtreduzierungen erzielt werden (**Anlage 4-2**).

Die atmosphärischen Schwermetalleinträge spielen wegen der relativ geringen Gewässerfläche der Unterwarnow nur eine untergeordnete Rolle. Sie sind in den **Anlagen 5-1 bis 5-7** zusammengestellt.

Nicht berücksichtigt wurden bisher Einträge aus dem küstennahen nicht überwachten Einzugsgebiet der Unterwarnow. Dieses Gebiet ist zwar im Verhältnis zu dem überwachten Einzugsgebiet der Warnow sehr klein, aber es ist durch die an der Unterwarnow gelegene Stadt Rostock fast durchweg urbanisiert. Nach BÖHM et al. (2001) gehören der Eintrag von urbanen Flächen und die Erosion zu den wichtigsten Eintragspfaden bei den diffusen Emissionen. Der Anteil der diffusen Quellen wird bundesweit im Durchschnitt über alle Schwermetalle mit 77 % des Gesamteintrages angegeben, wobei die Einträge von urbanen Flächen und die Erosion jeweils 31 % der diffusen Einträge einnehmen. Im Einzugsgebiet der Ostsee, wo industrielle Einleitungen eher unbedeutend sind, ist der Anteil der diffusen Emissionen noch wesentlich höher. Für die Elemente Hg, Ni, Cu und Cd liegt er hier bei 90 % und für Pb und Zn sogar bei 95 % (BÖHM et al. 2001).

Die Höhe der jährlichen Schadstofffrachten von urbanen Flächen wird in erster Linie von der Schmutzdeposition auf versiegelten Oberflächen und erst in zweiter Linie von der Niederschlags-

abflussmenge bestimmt (FUCHS & HAHN 1999). BÖHM et al. (2001) geben folgende flächenspezifische Abtragungspotenziale für urbane befestigte Flächen an:

Element:	Hg	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn
Abtragungspotenzial:	2	7	70	88	154	312	2.130 g/ha/a

Zu berücksichtigen ist, dass der Eintrag von urbanen Flächen vor allem bei Starkniederschlägen erfolgt, und zwar, wenn größere Wassermengen über die Trenn- oder Mischkanalisation in die Gewässer eingeleitet werden. Besonders im südlichen Bereich der Unterwarnow kommt es zu solchen Einleitungen. So existieren gegenwärtig gemäß Wasserbuch des Landes allein 15 Einleitstellen von Niederschlagswasser in den Hechtgraben, der bei Gehlsdorf in die Unterwarnow mündet. Über diese Einleitstellen werden die versiegelten Flächen der Stadtteile Toitenwinkel und Gehlsdorf entwässert, wobei für Einleitmengen bis zu 5.165 l/s eine Erlaubnis erteilt wurde (Wasserbuch des LUNG). Weitere Einleitstellen für Regenwasser sind in der östlichen und nördlichen Altstadt konzentriert.

Einem Bericht zur Stadtbodenkartierung der Hansestadt Rostock, der vom Institut für Bodenkunde der Agrarwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock erarbeitet (KRETSCHMER et al. 1995) und dem Verfasser vom Umweltamt der Stadt zur Verfügung gestellt wurde, ist zu entnehmen, dass die höchsten Versiegelungsgrade in der Kernstadt (> 90 %) und in den Block- und Blockrandbebauungen (55 - 65 %) zu verzeichnen sind. Der Anteil von mäßigen (Versiegelungsgrad > 15 %) bis extrem stark versiegelten Flächen nahm zum Zeitpunkt der Kartierung eine Fläche von 28 % ein. Der hohe Flächenanteil der Rostocker Heide verringert dabei den Gesamtanteil der versiegelten Flächen spürbar und täuscht über die extrem hohe Versiegelung im Stadtkerngebiet hinweg.

Deutschlandweit geht man davon aus, dass 20 bis 40 % der diffusen Schwermetallbelastungen auf die Regenentwässerung von Straßen und Dächern entfallen (UBA 2001). Rechnet man für das Stadtkerngebiet Rostocks mit einer Fläche von rund 1.000 ha und damit, dass etwa 30 % der von dieser Fläche abgetragenen Fracht in die Unterwarnow gelangt, so erhält man über die o.g. flächenspezifischen Abtragungspotenziale einen jährlichen Eintrag von 0,6 kg Hg, 2,1 kg Cd, 45 kg Pb, 95 kg Cu und 640 kg Zn.

Neben den Schwermetalleinträgen von urbanen Flächen kommt es in Hafengebieten zu Direkteinträgen von Kupfer, Blei und Zink durch die Schifffahrt. Eine Frachtabschätzung kann nach der Methode der IKSR⁷ (MOHAUPT et al. 1998) über die Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt bzw. Sportboote und die eingetragene Schwermetallfracht pro Fahrzeug erfolgen. Bei Blei wird mit einem Eintrag pro Fahrzeug von 1,5 kg/a gerechnet, der im Wesentlichen aus der Verwendung von bleihaltigem Schraubenfett resultiert. Zink wird von Elektroden zum Korrosionsschutz von seegängigen Schiffen emittiert. Als Opferanoden kommen Zinkelektroden bei etwa 10% der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt zum Einsatz, wobei die Elektroden 100 kg wiegen und 2 Jahre halten. Kupfer ist in Antifoulingmitteln für Sportboote enthalten. Pro Boot ist mit einer Cu-Emission von 25 g/a zu rechnen. Nach Angaben des Hafenskapitäns des Stadthafens Rostock liefen 1999 14 und in 2000 24 Berufsschiffe das Getreidelager Rostock an. Hinzu kommen etwa 20 Dauerlieger, die den größten Teil des Jahres als Festlieger die Kaikante nutzen. Im gleichen Zeitraum gingen jährlich zwischen 1.300 und 1.400 Sportboote im Stadthafen vor Anker. Im Bereich des privaten Clubs am Gehlsdorfer Ufer ist mit jährlich 300 Sportbooten zu rechnen (pers. Mitt. Hafenskapitän RATHMANNER). Aus diesen Angaben lässt sich der schiffsbezogene Eintrag von Zn, Cu und Pb für den südlichen Teil der

⁷ Internationale Kommission zum Schutz des Rheines IKSR

Unterwarnow abschätzen. Der Zn-Eintrag über die Berufsschifffahrt ist mit 70 bis 120 kg/a und der Pb-Eintrag mit 50 bis 70 kg/a zu veranschlagen. Durch die Sportboote ist mit einem Cu-Eintrag von etwa 40 kg/a zu rechnen. Lokal dürften sich diese Einträge durchaus bemerkbar machen; beispielsweise in erhöhten Gehalten der Sedimente in der betroffenen Regionen.

Ein Vergleich der einzelnen Eintragspfade zeigt eine Dominanz der Frachten der Warnow. An zweiter Stelle rangieren in etwa gleichauf die Einträge aus der Kläranlage und aus dem Stadtgebiet von Rostock (**Tab. 21**).

Tab. 21: Mittlerer Schwermetalleintrag aus verschiedenen Quellen in die Unterwarnow (1996-2000), in kg/a

Element	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Warnow	810	340	205	12	16
KA Rostock	430	160	50	2,6	2,5
Deposition	80	25	5	0,2	0,04
Urbane Flächen	640	95	45	2,1	0,6
Schifffahrt/Sportboote	100	40	60		
Summe	2.060	660	365	17	19

Wie in der Wismar-Bucht können auch in der Unterwarnow keine räumlichen Verteilungsmuster der Schwermetallkonzentrationen im Wasserkörper gegeben werden, da sich die Untersuchungen auf die Messstelle UW4 beschränkten. Allerdings können die Befunde am Wertstandort mit denen aus der Oberwarnow und der vorgelagerten Ostsee verglichen werden.

Ähnlich wie in der Wismar-Bucht wurden die Metalle Zn, Cu und Pb in der Unterwarnow in über 90 % aller Fälle in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Beim Cd und Hg lagen immerhin 80 bis 82 % aller Werte im messbaren Bereich, d.h. in der Unterwarnow wurden viel häufiger Cd- und Hg-Positivbefunde gemessen als in der Wismar-Bucht.

Vergleicht man die für die Elemente Zn, Cu, Pb, Cd und Hg für die Zeiträume 1996-1998 (n=28) und 1999-2000 (n=22) berechneten 50- und 90-Perzentile miteinander, so ist für alle eine mehr oder weniger deutliche Abnahme der Konzentrationen festzustellen (**Tab. 22**).

Tab. 22: Schwermetallgesamtkonzentrationen in der Unterwarnow (UW4) 1996-98 und 1999-00, in µg/l

Kenn- zahl	Zn		Cu		Pb		Cd		Hg	
	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00
50-P	5,40	3,47	1,70	1,38	0,93	0,71	0,086	0,050	0,042	0,020
90-P	13,39	8,58	4,35	2,48	1,56	1,19	0,216	0,217	0,060	0,040

Beim Kupfer fällt der Konzentrationsrückgang, gemessen an den Medianwerten, mit etwa 20 % am geringsten aus. Die Blei- und Zinkkonzentrationen gingen im Mittel um 25 bzw. 35 % zurück. Sehr viel stärker fällt der Rückgang mit rund 95 % bei Cadmium und Quecksilber aus. Er fällt damit, wie nach der Eintragsabschätzung zu erwarten, deutlicher aus als bei den Elementen Zink, Kupfer und Blei. Als Hauptursache hierfür sind die verringerten Schwermetalleinträge aus der ZKA Rostock zu nennen, die ihre gereinigten Abwässer etwa 2 km südlich der Messstelle UW4 in die Unterwarnow leitet.

Gegenüber der Ostsee (siehe **Tab. 14**) sind in der Unterwarnow deutlich höhere Konzentrationen festzustellen. Die größten Unterschiede zwischen den Befunden in der Ostsee und Unterwarnow sind bei den Elementen Pb und Hg zu verzeichnen. Hier wies das Wasser der Unterwarnow etwa 15- bis 20-fach höhere Konzentrationen auf. Bei Cd und Zn betrug die Anreicherung etwa das 4- bis 5-fache und bei Cu etwa das 2- bis 3-fache. Aber auch gegenüber der Oberwarnow wurden deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen (**Abb. 14**).

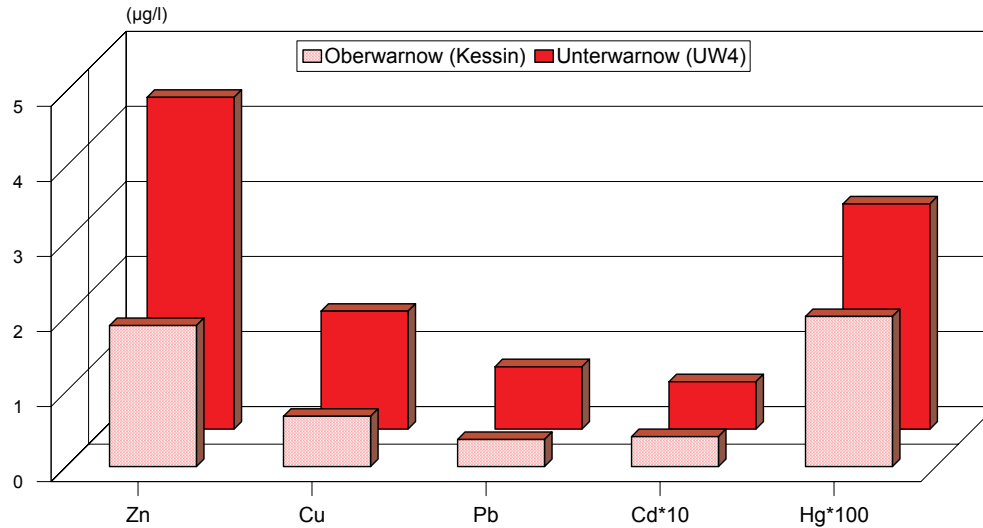


Abb. 14: Schwermetallkonzentrationen im Wasser von Ober- und Unterwarnow, Mediane 1996-2000

Die Untersuchungsergebnisse zur Schadstoffbelastung der Schwebstoffe (SPM) in Ober- und Unterwarnow (**Anlage 11-1** und **11-2**) bestätigen prinzipiell die deutlichen Belastungsunterschiede der beiden Gewässerbereiche (**Abb. 15**).

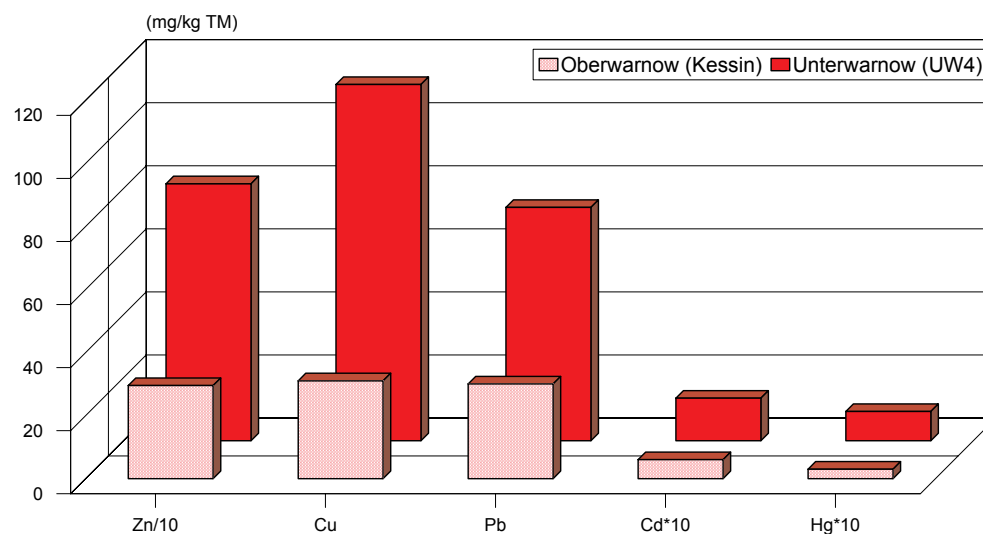


Abb. 15: Schwermetallgehalte im SPM aus Ober- und Unterwarnow, Mediane 1997-2000

Mit der Untersuchung von Schwebstoffen wurde im Untersuchungsgebiet Ende 1996 begonnen, wobei die Gewinnung von ausreichenden Mengen an SPM zunächst große Schwierigkeiten bereitete. Erst mit der Entnahme von Wassergroßproben (60-120 Liter) und Abtrennung des SPM mittels Durchflusszentrifuge konnten aus der Warnow und Unterwarnow ausreichende Schwebstoffmengen gewonnen werden, um Schwermetalluntersuchungen durchführen zu können. Die Abtrennung der Schwebstoffe mittels Durchflusszentrifuge, die Probenaufbereitung und die Analytik erfolgten am Institut für Geologische Wissenschaften der Universität Greifswald. Erste Ergebnisse dieser Untersuchungen sind bei EIDAM (1998) und EIDAM & DANNENBERGER (1999) zu finden.

Im Mittel konnten am Werftstandort 4-5 mg SPM pro Liter abgetrennt werden. Dies sind in etwa nur 50 % der mittleren Schwebstoffkonzentration der Oberwarnow, aber das doppelte der Schwebstoffkonzentration der Ostsee vor Warnemünde. Der Anteil des organischen Kohlenstoffs am SPM beträgt am Werftstandort rund 15 % und in der Oberwarnow/Kessin rund 21 %. Der geringere Wert für die Unterwarnow dürfte auf eine Verminderung des Phytoplanktonanteiles am SPM zurückzuführen sein. Nach SCHMIDT (1990) besteht im Grenzbereich zwischen Flusswasser- und Ostseewassereinfluss ein Artenminimum des Phytoplanktons. Viele der aus der Warnow eingetragenen limnischen Plankter überstehen den „Salzschock“ nicht, sterben ab und sedimentieren im südlichen Bereich der Unterwarnow. Auch nach Untersuchungen von SCHÖNEFELDT (2001) ist die Sestonmasse im Mündungsgebiet zur Ostsee wesentlich ärmer an organischer Masse als am Übergang von Oberwarnow zur Unterwarnow.

Die deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen in der Unterwarnow gegenüber der Oberwarnow dürften im wesentlichen auf die oben aufgezeigten diffusen Schwermetalleinträge aus dem stark versiegelten Altstadtgebiet sowie die Direkteinträge aus der Kläranlage zurückzuführen sein, wobei die Einträge aus der neuen Anlage stark zurückgegangen sind. Für einige Elemente (Zn, Cu) ist auch der Schiffsverkehr als Eintragsquelle zu berücksichtigen. Als weitere mögliche Ursache für die erhöhten Schwermetallkonzentrationen in der Unterwarnow sind Prozesse der Mobilisierung sediment-gebundener Schadstoffe in Betracht zu ziehen. Die Sedimente der südlichen Unterwarnow weisen ein deutlich höheres Schadstoffpotenzial auf als die der Oberwarnow (siehe nachfolgendes Kapitel). Resuspensionsereignisse können zu einer Mobilisierung der aquatisch abgelagerten Sedimente und damit zu einem Anstieg der Schadstoffbelastung des Wassers führen. Resuspensionen sind beispielsweise bei starken Strömungsgeschwindigkeiten möglich, die durch erhöhten Wasserabfluss, bedingt durch Niederschläge im Einzugsgebiet der Warnow, oder aber durch starken bodennahen Einstrom salzhaltigen Wassers aus der Ostsee hervorgerufen werden. Im Bereich der Durchmischung salzhaltigen Bodenwassers mit dem Süßwasser der Warnow findet eine Umkehr der Strömung mit Richtung auf die Mündung in die Ostsee statt. Im Rahmen einer Studie zur Bilanzierung des Schadstoffaustrages aus belasteten Werftsedimenten (HAMER et al. 1997) wurden im Mai 1997 Strömungsgeschwindigkeiten in der Unterwarnow zwischen 2 bis über 30 cm/s gemessen. In diesem Geschwindigkeitsbereich ist die Erosion von Feinsand und Grobschluff an der Gewässersohle möglich.

Neben dem Wasserkörper können die Sedimente Auskunft zum Belastungszustand eines Gewässers liefern. Zur Aufrechterhaltung des Schiffsverkehrs zu den Häfen der Stadt fanden in der Vergangenheit häufig Baggermaßnahmen in der Unterwarnow statt. Vorgeschaltet waren diesen Maßnahmen meist Untersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit. So wurden von NEUMANN et al. (1986) sehr umfangreiche geologische und geochemische Untersuchungen an Sedimenten in Hafen- und Fahrwasser-gebieten der Küste Mecklenburg-Vorpommerns durchgeführt. Im Rahmen dieser Studie wurden auch 23 Stationen zumeist aus der Fahrwassermitte der Unterwarnow zwischen Silokai

im Süden und Überseehafen im Norden beprobt. In fast allen Proben dominierte der Schluffanteil. In weiten Teilen der Unterwarnowregion betrug die Schlickdichte $1,15 \text{ g/cm}^3$. Entsprechend dem Eutrophierungsgefälle nahm der Gehalt an organischem Kohlenstoff nach Norden deutlich ab. Zahlreiche weitere Merkmale weisen in Folge der festländischen Zufuhr von Nähr- und Schadstoffen und einem stärker werdenden Wasseraustausch in Richtung Mündung ein Süd-Nord-Gefälle auf. Diese Grundtendenz wird durch lokal erhöhte Gehalte im Bereich von Emittenten überlagert. Die Schlicke der Unterwarnow werden als Speicher und Indikator der hohen Nährstoff- und Abwasserbelastung dieses Gewässers bezeichnet.

In den 1990er Jahren fanden im Auftrage des Wasser- und Schifffahrtsamtes Stralsund (WSA) durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) ebenfalls Untersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit statt. Diese konzentrierten sich im Wesentlichen auf den Mündungsbereich der Unterwarnow einschließlich des Breitlings. Die Ergebnisse sind bei MÜLLER & HEININGER (1998) dokumentiert. Ergebnisse von Sedimentuntersuchungen aus dem Jahre 1999 liegen auch in einem Bericht zur Wirkung der aufbereiteten Kläranlagenabläufe auf das Ökosystem Unterwarnow vor (SCHLUNGBAUM & KRÜGER 2000).

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen des LUNG für den Zeitraum 1995-2002 vorgestellt. In diesem Zeitraum wurden 29 Oberflächensedimentproben gewonnen. Die Untersuchungsergebnisse sind **Anlage 9-4** zu entnehmen.

Die Untersuchungen des LUNG bestätigen die hohe räumliche Differenzierung der Sedimentqualität, die bereits bei früheren Untersuchungen vorgefunden wurde. Während im südlichen Teil des Gewässers schlickreiche Sedimente weit verbreitet und in großen Mächtigkeiten vorkommen, ist der nördliche Gewässerbereich durch Sedimente mit mehr mineralischem Charakter gekennzeichnet. Dies liegt einerseits daran, dass im Süden in Folge der durch die Querschnittsverbreiterung des Flusses verringerten Fließgeschwindigkeiten die Schwebstofffrachten der Warnow vorrangig abgelagert werden und andererseits im Mündungsbereich zur Ostsee Ein- und Ausstromereignisse zu Ausräumeffekten führen, die eine Akkumulation von schlickreichen Sedimenten in diesem Bereich stark einschränken. Zudem war dieser Gewässerbereich gerade in jüngster Vergangenheit von tiefgreifenden Baggermaßnahmen betroffen, die mit einer Entfernung von anthropogen belasteten Oberflächensedimenten verbunden waren.

Bei den meisten Schwermetallen ist ebenfalls ein mehr oder minder starkes Süd-Nord-Gefälle der Sedimentbelastung in der Unterwarnow festzustellen. Die Zn-Gehalte in der Feinkornfraktion der Sedimente aus der südlichen Unterwarnow sind im Mittel etwa doppelt so hoch, wie die der feinkörnigen Sedimente aus dem Nordteil, aber auch etwa 2,5-fach so hoch, wie die der Sedimente aus der Oberwarnow (**Tab. 23**). Beim Cu ist etwa der gleiche Belastungsunterschied zwischen den Sedimenten aus der südlichen Unterwarnow und der Oberwarnow festzustellen. D.h. im Bereich der Altstadt von Rostock muss es zu einem erheblichen Eintrag von Zn und Cu kommen.

Tab. 23: Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Unter- und Oberwarnow, Mittelwerte und Standardabweichung in mg/kg TM

Gewässer	Zn-f	Cu-f	Pb-f	Cd-f	Hg-f	Cr-f	Ni-f	As-f
Nördl. Unterwarnow	264 ± 71	62 ± 17	44 ± 13	1,07 ± 0,58	0,49 ± 0,31	30 ± 7,9	24 ± 4,0	13 ± 5,6
Südl. Unterwarnow	524 ± 181	81 ± 41	76 ± 24	1,14 ± 0,54	1,10 ± 0,74	32 ± 6,3	19 ± 5,2	14 ± 5,4
Oberwarnow	197 ± 26	30 ± 3	46 ± 8	0,56 ± 0,17	0,33 ± 0,08	22 ± 5,0	12 ± 1,0	12 ± 2,0

Die Belastung der Sedimente mit den toxischen Schwermetallen Pb, Cd und Hg ist in der südlichen Unterwarnow ebenfalls wesentlich stärker als in den Sedimenten aus der Oberwarnow. Auf dem Weg zur Ostsee nehmen insbesondere die Pb- und Hg-Gehalte deutlich ab. Die Abnahme ist beim Cd wesentlich schwächer ausgeprägt und bei As kaum vorhanden. MÜLLER & HEININGER (1998) fanden im Mündungsgebiet der Unterwarnow in der Feinkornfraktion < 20 µm von 6 Sedimentproben mittlere Pb-Gehalte von 58 mg/kg TM und mittlere Cd-Gehalte von 0,95 mg/ kg TM.

Für Ni und Cr ist zwar auch eine Belastungszunahme in der südlichen Unterwarnow auszumachen, jedoch fällt diese deutlich schwächer aus. Die Sedimente aus der südlichen und nördlichen Unterwarnow unterscheiden sich bezüglich der Cr-/Ni-Beladung nur geringfügig.

Die höchste Schwermetallbelastung weisen die Sedimente aus dem Gebiet zwischen Kabutzenhof und Gehlsdorf auf. Hierfür kommen Einträge aus den angrenzenden Stadtgebieten am westlichen Ufer (Altstadt) und östlichen Ufer (Toitenwinkel, Dierkow, Gehlsdorf), aus den hier angesiedelten Häfen (Stadthafen, Yachthafen Gehlsdorf) und Industriebetrieben (Neptun Industrie) in Betracht.

Unter der Annahme, dass 60 % des Gewässergrundes der Unterwarnow von Schlick bedeckt sind und dieser eine mittlere Trockenraumdichte von 0,18 g/cm³ aufweist, wurde ein Schwermetallinventar für die obersten 5 cm von rund 30 t Zn und je 5-6 t Cu bzw. Pb, sowie je 60-70 kg Cd bzw. Hg berechnet (**Anlagen 9-22 bis 9-26**). Das sind Mengen, die die gegenwärtigen jährlichen externen Einträge deutlich überschreiten.

5.3 Darß-Zingster Bodden

5.3.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt

Die Darß-Zingster Bodden sind die westlichsten der vorpommerschen Bodden. Sie erstrecken sich von Ribnitz-Damgarten im Südwesten bis zum Bock, einer Insel zwischen dem Zingst und Hiddensee, im Nordosten. Die Genese der vorpommerschen Bodden ist sowohl Ergebnis der Eiszeit als auch der nacheiszeitlichen Entwicklung. Mit dem postpleistozänen Meeresspiegelanstieg um 7.900 BP (before present) gelangte das Meer in die glazial angelegten Hohlformen. Damit setzte die Umgestaltung der Glazialbecken- zur Boddenlandschaft ein. Der Anstieg des Meeresspiegels war um etwa 5.700 BP abgeschlossen und es setzten verstärkt Küstenausgleichsprozesse ein, in deren Folge die hinter den glazialen Hochlagen liegenden flachen Wasserbecken von der offenen See zunehmend abgeriegelt wurden, obwohl vereinzelt Durchlässe noch bis in das 19. Jahrhundert existierten. Durch die künstliche Schließung dieser sogenannten Seegatts kam es zu einem tiefgreifenden Wandel der hydrographischen - und damit verbunden der sedimentbildenden Bedingungen. Es setzte eine organogene Verlandung ein (LAMPE 1994).

Zu den Darß-Zingster Bodden zählen vier perlschnurartig aneinander gereihte Hauptbodden, die über kanalartige Einengungen miteinander verbunden sind (**Abb. 16**). Die Wasserfläche der gesamten Boddenkette beträgt 186,6 km², wobei die vier Hauptbodden nach CORRENS (1979) folgende Flächen einnehmen:

- | | |
|-----------------------------------|------------------------|
| • Saaler Bodden und Ribnitzer See | 80,9 km ² |
| • Bodstedter Bodden | 24,1 km ² |
| • Barther Bodden | 19,4 km ² |
| • Grabow | 41,5 km ² . |

Dies entspricht 89 % der Gesamtwasserfläche der Boddenkette, die im Süden durch das Festland und im Westen und Norden durch die Halbinsel Fischland-Darß-Zingst begrenzt wird.

Im innersten Teil der Boddenkette liegt der Saaler Bodden, dessen südlichstes Ende Ribnitzer See genannt wird. In diesen mündet der größte Boddenzufluss, die Recknitz. Nach Westen ist der im Mittel 2,2 m tiefe Saaler Bodden durch das Fischland von der Ostsee getrennt. Noch bis zum Ausgang des 14. Jahrhunderts bestand südlich des Ostseebades Wustrow eine Verbindung zur Ostsee. Saaler und Bodstedter Bodden sind durch den Koppelstrom und Bodstedter und Barther Bodden durch den Zingster Strom verbunden. Beide Bodden sind deutlich kleiner als der Saaler Bodden und im Mittel auch etwas flacher. Bis zur Sturmflut im November 1872 besaß der Bodstedter Bodden mit dem Prerowstrom ebenfalls eine Verbindung zur Ostsee. Dieser Strom trennte den Darß von der Insel Zingst. In den sich östlich anschließenden Barther Bodden mündet der zweitgrößte Zufluss zur Boddenkette, die Barthe. Im Vergleich zu allen anderen Hauptbodden besitzt der Barther Bodden eine heterogene Gestalt und ein heterogenes Bodenprofil. Der östlichste Bodden ist der Grabow, der mit seiner beckenartigen Struktur wieder einen regelmäßigen Aufbau besitzt. Einzig über das Barther Fahrwasser ist die gesamte Boddenkette mit dem Kubitzer Bodden bzw. über den Gellenstrom mit der Ostsee verbunden. Dies ist derzeit auch die alleinige Verbindung zur offenen See, so dass der Wasseraustausch zwischen Bodden und Ostsee stark eingeschränkt ist. Er findet hauptsächlich über die künstlich offen gehaltenen Fahrrinne, die Westansteuerung zur Hansestadt Stralsund, statt SCHLUNGBAUM & VOIGT (2001).

Mit einer mittleren Tiefe von nur 2 m gehört die Darß-Zingster Boddenkette zu den typischen Flachgewässern. Wassertiefen von mehr als 6 m kommen lokal nur sehr begrenzt im Bodstedter und Barther Bodden, im Koppelstrom und im Zingster Strom vor. Seit der Errichtung der Pontonbrücke parallel zur Meiningenbrücke in den 1980er Jahren haben sich die Tiefenverhältnisse im Zingster Strom drastisch verändert. Lange Zeit wurde die maximale Tiefe des Zingster Stromes mit 12,8 m angegeben (CORRENS 1979). Bei Vermessungen im Jahre 1991 wurde eine Tiefe von 14,0 m ermittelt (MIEHLKE 1993 zit. in SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2000). Neue echographische Untersuchungen im Sommer 1999 haben eine maximale Wassertiefe westlich der Meiningenbrücke von 16,5 m ergeben (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2000).

Nachfolgend sind die Einzugsgebietsgrößen (AE) und die mittleren jährlichen Abflüsse (MQa) der wichtigsten Zuflüsse zu den einzelnen Bodden von West nach Ost zusammengestellt:

Zuflüsse	AE in km ²	MQa in m ³ /s	Mündung in:
Körkwitzer Bach	105,9	0,855	Saaler Bodden
Klosterbach	69,6	0,332	Saaler Bodden
Recknitz	668,7	4,43	Saaler Bodden
Saaler Bach	65,5	0,241	Saaler Bodden
Barthe	342,8	2,23	Barther Bodden
Zipker Bach	29,6	0,130	Grabow
Summe	1.282,1	8,22	

Über diese 6 Zuflüsse werden rund 80 % des insgesamt 1.578 km² großen Einzugsgebietes entwässert. Der Saaler Bodden erfährt mit Abstand die größte Süßwasserzufuhr, gefolgt vom Barther Bodden und Grabow. Der Bodstedter Bodden hat keine nennenswerten Süßwasserzuflüsse.

Die Wasserhaushaltsbilanz der Darß-Zingster Bodden ergibt sich aus dem von CORRENS (1979) erarbeiteten Kaskadenmodell. Nachfolgend sind die wichtigsten Wasserhaushaltselemente als mittlere Jahreswerte für die Jahresreihe 1966-2000 zusammengestellt.

	Flusswasserzufuhr	Einstrom	Ausstrom (in 10 ⁶ m ³)
Saaler Bodden	188	984	1.164
Bodstedter Bodden	16	1.392	1.584
Barther Bodden	65	1.692	1.956
Grabow	25	2.756	3.030

Insgesamt steht im langjährigen Mittel einer jährlichen Flusswasserzufuhr von 294 Millionen m³ ein jährlicher Einstrom an Ostseewasser von 2.756 Millionen m³ gegenüber. Der Einstrom von Ostseewasser in die Boddenkette ist also pauschal 9 mal größer als die Flusswasserzufuhr. Über das Barther Fahrwasser verlassen die Boddenkette jährlich im Durchschnitt 3.030 Millionen m³ mit dem Ausstrom. Die einzelnen Bilanzelemente für den Wassergewinn, d.h. Flusswasserzufuhr und Ostseewasser-einstrom, können in großen Bereichen schwanken (siehe **Anlage 13-1**).

Die behördliche Überwachung der Wasserbeschaffenheit der Darß-Zingster Bodden setzte bereits in den 1960er Jahren ein. Die Untersuchungen wurden in den inneren Bodden westlich der Meiningenbrücke im Jahre 1979 eingestellt und erst im Jahre 1994 wieder aufgenommen. Derzeitig werden die Darß-Zingster Bodden durch das LUNG an 6 Messstellen i.d.R. monatlich beprobt (siehe **Abb. 16**).

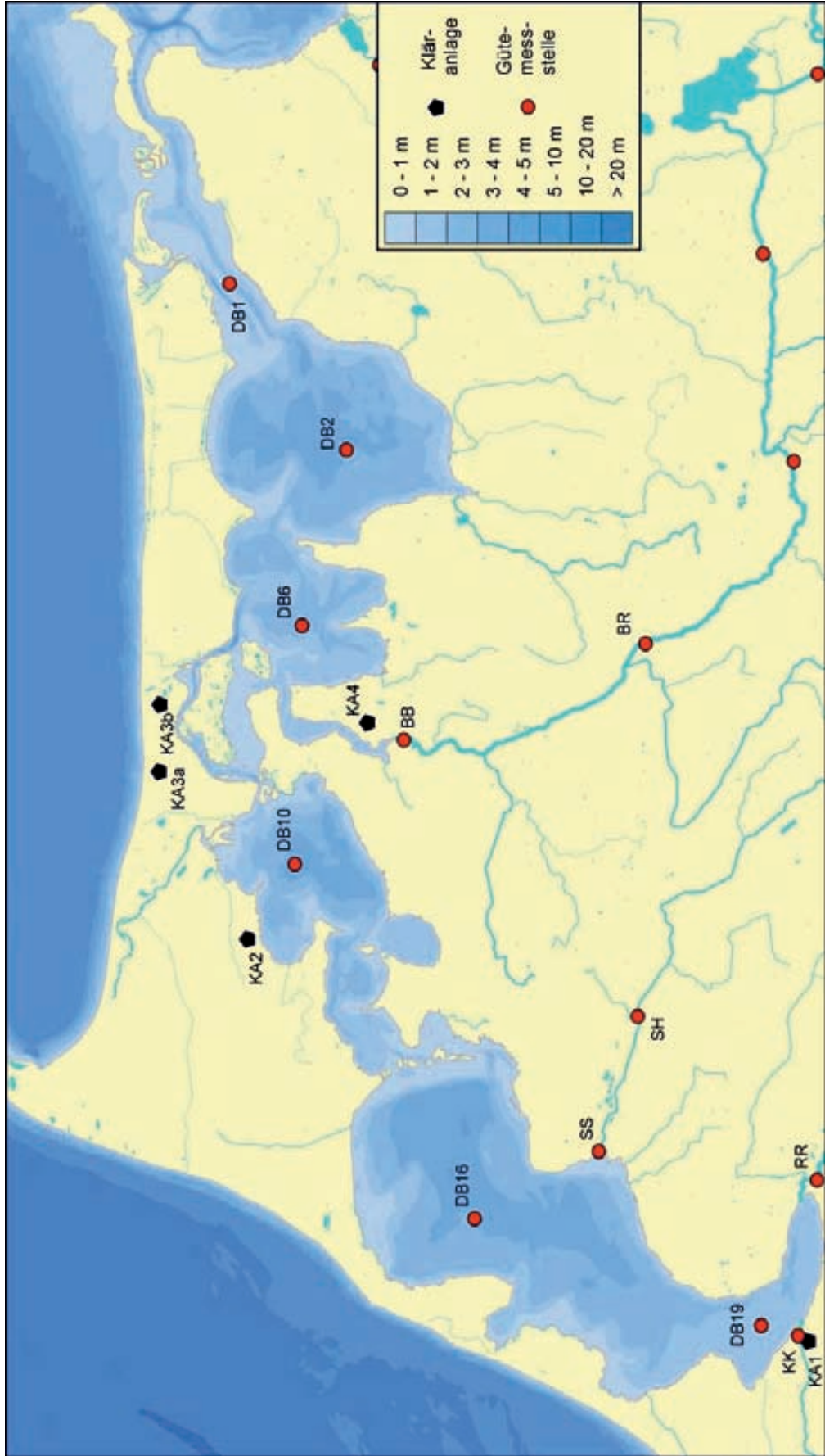


Abb. 16: Darß-Zingster Bodden mit Messstellen zur Gewässerüberwachung

(DB1=Barther Fahrwasser, DB2=Grabow, DB6=Barther Bodden, DB16=Bodstedter Bodden, DB19=Ribnitzer See, KK=Körkwitzer Bach/Körkwitz, RR=Recknitz/Ribnitz, SS=Saaler Bach/Saal, SH=Saaler Bach/Hessenburg, BB=Barthe/Barth, BR=Barthe/Redebas, Kläranlagen: KA1=Körkwitz, KA2=Wiek, KA3a/3b=Zingst, KA4=Barth)

Zur Einschätzung der landseitigen Stoffeinträge wurden die Kläranlagen in Körkwitz, Wiek, Zingst und Barth sowie die Zuflüsse Körkwitzer Bach, Recknitz, Saaler Bach und Barthe untersucht, wobei im Jahre 1998 im Saaler Bach die Messstelle Saal durch die Messstelle Hessenburg ersetzt wurde. Die hydrologischen Verhältnisse prägen in Abhängigkeit von den Wasserhaushaltsbilanzen die Salzgehaltsabstufungen innerhalb und zwischen den einzelnen Bodden. Die Salzgehaltsunterschiede reichen vom Süßwasser im Ribnitzer See und hier insbesondere im Flussmündungsgebiet der Recknitz bis zu Salzgehalten der vorgelagerten Ostsee im Barther Fahrwasser (**Tab. 24**). Die Salzgehalte der vorgelagerte Ostsee bewegen sich zwischen 8 und 12 psu. Die Ausdehnung der salzreichen Regionen wird durch die Intensität der Einstromsituation bestimmt.

Tab. 24: Salzgehalte in den westlichen (1976-79) und östlichen (1994-99) Darß-Zingster Bodden, in psu

Gewässer - Stationsname	n	Min	Max	MW	S
Ribnitzer See - DB19	65	0,1	5,0	2,4	1,1
Saaler Bodden - DB16	65	0,4	5,4	3,2	1,0
Bodstedter Bodden - DB10	65	0,2	8,7	4,7	1,4
Barther Bodden - DB6	260	2,3	14,1	6,6	1,9
Grabow - DB2	260	3,7	15,0	7,8	1,8
Barther Fahrwasser - DB1	260	3,9	16,7	8,6	1,9

Im Zingster Strom, für den seit 1960 tägliche Messungen durch die Laborstation Zingst der Universität Rostock vorliegen, wird ein mittlerer Salzgehalt von 5,5 psu angegeben, wobei die Jahresmittelwerte zwischen 3,5 psu (1981) und 8,3 psu (1976) schwanken (SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 2000). Der niedrigste Tageseinzelswert lag bei 0,7 psu und der höchste bei 13,8 psu. Im Zingster Strom wurden zeitliche Variabilitäten von 0,8 psu pro Stunde ermittelt. Im Ostteil der Boddenkette können solche Sprünge 2 psu pro Stunde erreichen, im Westteil ist dies nur im Bereich der Recknitzmündung möglich.

Die Sauerstoffverhältnisse in den Darß-Zingster Bodden werden maßgeblich durch das Phytoplankton bestimmt. Innerhalb der Boddenkette ist die Amplitude der Sauerstoffsättigungen in der Ribnitzer See mit 54 bis 143 % am größten. Im zentralen Saaler Bodden beträgt sie 61 bis 128 % und im Bodstedter Bodden 57 bis 131 %. Deutlich ausgeglichene Sauerstoffverhältnisse sind in den östlichen, vom Wasseraustausch mit der Ostsee bevorzugten Bodden zu registrieren. Im Barther Bodden beträgt die Amplitude der Sauerstoffsättigungsindizes (SSI) 82-121 % und im Grabow und Barther Fahrwasser 86-125 %. Den angegebenen Spannweiten der SSI-Werte wurden die für die Zeiträume 1975 bis 1978 und 1994 bis 1999 berechneten 10- und 90-Perzentilwerte zugrunde gelegt. In Einzelfällen traten auch niedrigere bzw. höhere Sauerstoffsättigungen auf. Tendenzielle zeitliche Veränderungen sind nicht festzustellen. Hingewiesen werden muss darauf, dass es sich bei den Angaben um Werte handelt, die während der Tageszeit gemessen wurden. Die Tag-Nacht-Schwankungen der Sauerstoffsättigungen erreichen in hocheutrophen Gewässern wie den Darß-Zingster Bodden deutlich größere Amplituden.

5.3.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar

Zur Ermittlung der Nährstoffeinträge wurden zunächst die Nährstofffrachten der wichtigsten Zuflüsse zu den Darß-Zingster Bodden berechnet. Die Entwicklung der Nährstofffrachten von Recknitz, Barthe und Saaler Bach kann seit 1976 und die des Körkwitzer Baches seit 1981 verfolgt werden (siehe **Anlagen 2-5 bis 2-8**).

Bis zu Beginn der 1980er Jahre ist eine Zunahme der Einträge an gelöstem anorganischen Phosphor (DIP) zu konstatieren. Von 1976 bis 1981 stiegen die Jahresfrachten in der Summe aller genannten Zuflüsse von etwa 35 t auf 55 t. Bei relativ gleichbleibenden Abflüssen wurden von 1982 bis 1986 Jahreseinträge um 30 t registriert. Seit 1988 lagen die Jahresfrachten auch in den abflussreichen Jahren unter 20 t und seit 1995 unter 10 t (**Abb. 17**).

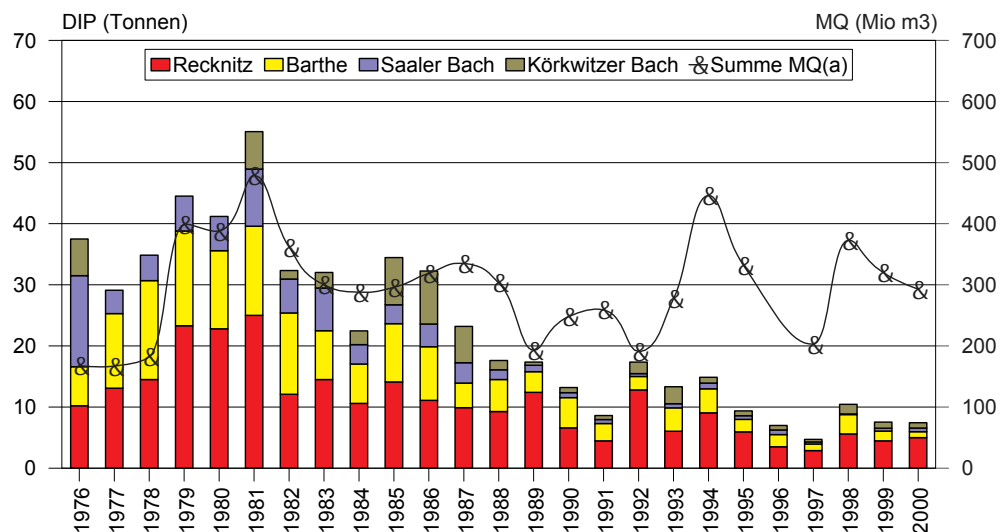


Abb. 17: DIP-Jahresfrachten und Jahresabflüsse von Zuflüssen zu den Darß-Zingster Bodden, 1976-2000

Bei den gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen haben sich die Jahresfrachten der Boddenzuflüsse ebenfalls verringert, wobei die Eintragsreduzierung nicht so stark ausfällt wie beim Phosphor. Dabei zeigen sich sehr starke zwischenjährliche Schwankungen. So kann die Stickstofffracht der Recknitz in nassen Jahren (1981, 1994) bis zu 800 t und in trockenen Jahren (1989, 1996, 1997) nur etwa 200 t erreichen (**Abb. 18**). Bemerkenswert ist die deutliche Abnahme der Ammoniumfrachten bei gleichzeitigem Anstieg der Nitratfrachten in diesem Fluss. Hierfür dürfte in erster Linie der Rückgang der Viehbestände im Einzugsgebiet verantwortlich sein.

Im benachbarten Saaler Bach kann der Zusammenhang von industrieller Tierproduktion im Einzugsgebiet und Gewässerbelastung nachgewiesen werden. In den 1970er und z.T. auch noch in den 1980er Jahren kam es zu erheblichen Gülleeinträgen aus der Schweinemastanlage Trinwillershagen. Um dem enormen Gülleanfall Herr zu werden, wurden künstliche Speicher angelegt, die zur Zwischenlagerung dienten. Diese wurden des öfteren in Richtung Saaler Bach „entlastet“. Im Saaler Bach waren dann sehr hohe Phosphor- (> 20 mg/l DIP), sowie extrem hohe Ammonium-(> 500 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$) und BSB₅-Konzentrationen (> 700 mg/l O_2) zu registrieren.

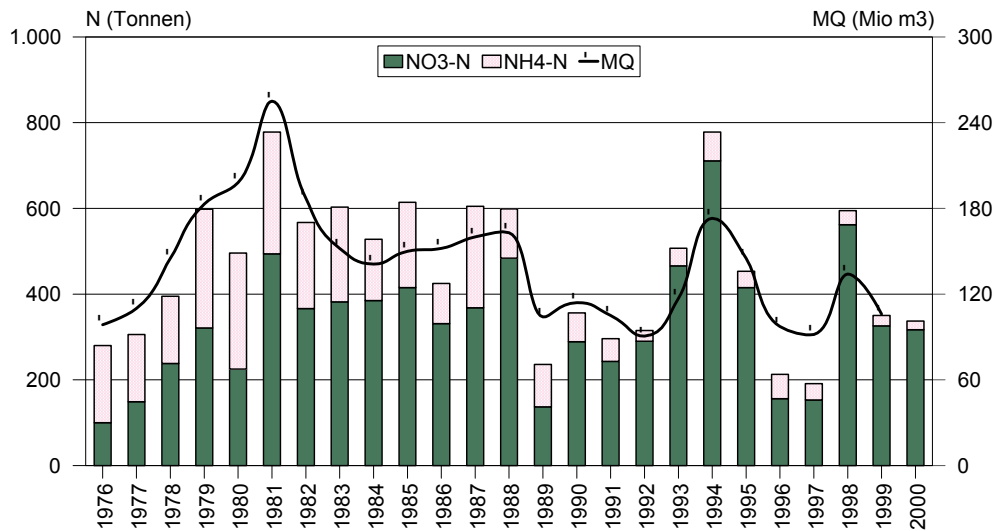


Abb. 18: Nitrat- und Ammonium-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Recknitz, 1976-2000

Die sehr starke Zunahme der Nährstoffeinträge von Mitte der 1970er bis Anfang der 1980er Jahre hatte negative Auswirkungen auf das Boddenökosystem zur Folge. So haben sich nach SCHIEWER (1995) die Stoffbilanzen der Boddengewässer von den 1970er zu den 1980er Jahren stark verändert. Bei abnehmender Primärproduktion, insbesondere der submersen Makrophyten, ist der Anteil sedimentierter organischer Substanz (abgestorbene Biomasse) und damit der Schlammabfuhr absolut wie auch prozentual angestiegen (SCHLUNGBAUM, BAUDLER & KRECH 2001). Der zu Beginn der 1980er Jahre auftretende Verlust der submersen Makrophyten im Barther Bodden wurde nach SCHIEWER (2001) durch das Zusammentreffen von starken Niederschlägen im Frühjahr 1981 und die dadurch bedingte Erhöhung des Nährstoffeintrages, der Trübung und dem Absinken des Salzgehaltes ausgelöst. Die bereits durch die Eutrophierung vorgeschädigten submersen Makrophyten brachen fast gleichzeitig zusammen. Ähnliche Prozesse haben Ende der 1960er bis Anfang der 1970er Jahre in den westlichen Bodden stattgefunden. Dieser Wandel in der Vegetation war verbunden mit der Destabilisierung der Sedimente.

Für die gelösten anorganischen Nährstoffe wurden die mittleren Jahresfrachten der wichtigsten Boddenzuflüsse für vier Fünfjahreszeiträume ermittelt. Der Vergleich dieser komprimierten Daten zeigt noch einmal die sehr starken Belastungsverminderungen im Einzugsgebiet der Boddenkette an. Vergleicht man die erste Hälfte der 1980er mit der zweiten Hälfte der 1990er Jahre, so ist eine Reduzierung der mittleren DIP-Jahresfrachten um 80 % und bei den DIN-Jahresfrachten um 50 % zu verzeichnen (**Tab. 25**).

Tab. 25: Mittlerer Nährstoffeintrag (DIP, DIN) über die Zuflüsse in die Darß-Zingster Bodden, in t/a

Gewässer	Gelöster anorganischer Phosphor				Gelöster anorganischer Stickstoff			
	1981-85	1986-90	1991-95	1996-00	1981-85	1986-90	1991-95	1996-00
Körkwitzer Bach	4,01	3,50	1,41	0,92	330	307	203	137
Recknitz	15,26	9,86	7,67	4,28	645	456	478	342
Saaler Bach	5,63	2,10	0,66	0,61	134	83	92	75
Barthe	12,38	5,27	2,96	1,77	645	394	505	407
Summe:	37,28	20,73	12,70	7,58	1.754	1.240	1.278	961

Die Bestimmung des Gesamtphosphors und Gesamtstickstoffs erfolgte in den Boddenzuflüssen erst Anfang der 1990er Jahre; allerdings konnten zwischen den gelösten und den Gesamtgehalten in allen Zuflüssen sehr enge Wechselbeziehungen nachgewiesen werden. Zwischen DIP und TP wurden Korrelationskoeffizienten (R^2) von 0,66 bis 0,99 und zwischen DIN und TN von 0,97 bis 0,99 nachgewiesen. Somit wurden für die Jahre vor 1990 aus den Frachten der gelösten Nährstoffe die Frachten für die Gesamtgehalte berechnet (**Anlagen 2-5 bis 2-8**).

Neben den Einträgen über die größeren Boddenzuflüsse muss für eine Gesamtbetrachtung auch der Nährstoffeintrag über kleinere Gräben und Bäche aus dem nicht überwachten küstennahen Gebiet abgeschätzt werden. Hierzu zählen u.a. auch die als Grünland und/oder Weideland genutzten meliorierten Flächen auf der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst, wie z.B. die Fischländer und die Sundische Wiese. Diese ehemaligen Küstenüberflutungsgebiete waren vor ihrer Melioration größtenteils Moore mit einem hohen Nährstoffrückhaltevermögen. Die Umwandlung in Grünland mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung führte zu einem deutlichen Anstieg des Nährstoffexportes aus diesen Gebieten in die angrenzenden Bodden. Bei der Abschätzung der Einträge aus den küstennahen Gebieten wurde angenommen, dass sie sich analog zum Eintrag aus dem überwachten Einzugsgebiet entwickelt haben.

Außer dem gebietsbezogenen Nährstoffimport belasten Direkteinträge aus einer Reihe von Kläranlagen die Darß-Zingster Bodden. Die größte zentrale Abwasserbehandlungsanlage an der Boddenkette ist die Kläranlage Körkwitz. Sie besitzt gegenwärtig eine Grundreinigungskapazität von 30.000 Einwohnerwerten (EW) mit weitergehender Phosphoreliminierung. In der Kläranlage Körkwitz werden die Abwässer der Stadt Ribnitz-Damgarten und der Gemeinden und Orte Graal-Müritz, Gelbensande, Klockenhagen, Dierhagen, Dändorf, Wustrow und Ahrenshoop behandelt. In der Kleinstadt Ribnitz-Damgarten findet gegenwärtig ein Ausbau des Trennsystems statt. Nach dessen Fertigstellung wird die Abwasser- und Regenwasserentsorgung vollständig im Trennsystem erfolgen, wodurch die Belastung des Ribnitzer Sees wesentlich gesenkt wird. In Barth ist im Jahre 1994 eine neue Kläranlage mit Nährstoffeliminierung für 24.000 EW in Betrieb genommen worden. Ebenfalls 1994 erfolgte die Inbetriebnahme der neuen zentralen Kläranlage Wiek/Darß für 27.000 EW, in der zunächst die Abwässer der Gemeinden Wiek und Born und ab 1999 auch die von Prerow gereinigt werden. Eine unzureichende Abwasserbehandlung ist nach wie vor in den Boddenrandgemeinden Pruchten und Fuhlendorf gegeben (Generalplan Abwasser, 1997). Die Veränderungen des Nährstoffeintrages aus den Kläranlagen Körkwitz und Barth seit Ende der 1980er sind ebenfalls durch eine deutliche Abnahme geprägt (siehe **Anlagen 4-3 und 4-5**).

Die atmosphärischen Nährstoffeinträge wurden wiederum auf der Basis verschiedener Quellen berechnet (siehe **Anlage 5-1**).

Der Vergleich der unterschiedlichen Eintragsquellen zeigt, dass die Festlandsabflüsse in allen Betrachtungszeiträumen den höchsten Anteil an der Gesamtbelastung einnehmen (**Tab. 26**). Kommunale Direkteinleiter besitzen in dieser dünn besiedelten Region nur eine geringe Bedeutung. Der atmosphärische Eintrag ist zumindest beim Stickstoff nicht zu vernachlässigen. Absolut ist er zwar konstant geblieben, aber sein Anteil an der Gesamtbelastung ist von 10 % auf 20 % gestiegen. Insgesamt hat sich die externe P-Belastung der Boddenkette von der zweiten Hälfte der 1980er zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre um 60 % verringert. Im gleichen Zeitraum ging die externe N-Belastung um knapp 30 % zurück. Damit ist die Zielstellung der HELCOM für diesen Küstenbereich für Stickstoff noch nicht erreicht worden.

Tab. 26: Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) aus verschiedenen Quellen in die Darß-Zingster Bodden, in t/a

Eintragsquelle	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
überwachte Zuflüsse	51	36	21	1.533	1.516	1.100
küstennahe Gebiete	10	7	4	307	303	220
kommunale Direkteinleiter	10	3	2	110	57	53
atmosphärische Deposition	14	7	7	255	215	232
Summe	85	53	34	2.205	2.091	1.605

SCHLUNGBAUM et al. (2001) geben in ihrer Nährstoffbilanz für die Darß-Zingster Bodden für die Jahre 1995/1996 mit 40 bis 50 t P/a und 1.500 bis 1.800 t N/a ähnliche Nährstoffeinträge an.

Inwieweit sich diese signifikanten Veränderungen der externen Nährstoffbelastung in einem veränderten Nährstoffinventar im Gewässer niederschlagen haben, soll nachfolgend zunächst anhand der Konzentrationen geprüft werden. Für die westlich der Meiningenbrücke gelegenen Bodden liegen Messwerte der behördliche Überwachung allerdings nur für die Jahre 1976 bis 1978 sowie ab 1994 vor. Ein Vergleich der für die Zeiträume 1976 bis 1978 und 1994 bis 1999 berechneten statistischen Kennzahlen zeigt, dass die Konzentrationen des gelösten anorganischen Phosphors (DIP) in den 1970er Jahren auf einem deutlich höheren Niveau lagen als in den 1990er Jahren (**Tab. 27**). Gemessen an den Medianen ist im Ribnitzer See ein Konzentrationsrückgang um etwa 80 %, im Saaler Bodden um 70 % und im Bodstedter Bodden um 35 % zu verzeichnen.

Tab. 27: DIP-Konzentrationen in den inneren Darß-Zingster Bodden 1976-1978 und 1994-1999 in μM

Kennzahl	Ribnitzer See (DB19)		Saaler Bodden (DB16)		Bodstedter Bodden (DB10)	
	1976-1978*	1994-1999**	1976-1978*	1994-1999**	1976-1978*	1994-1999**
10-Perzentil	0,33	<0,10	0,19	<0,10	0,19	<0,10
50-Perzentil	0,69	0,15	0,50	0,15	0,41	0,14
90-Perzentil	2,65	0,47	2,41	0,45	1,13	0,57

* n=31, **n=63

Der in den 1970er Jahren zu registrierende starke DIP-Konzentrationsgradient zwischen Ribnitzer See, Saaler Bodden und Bodstedter Bodden ist in den 1990er Jahren nicht mehr vorhanden. In den 1990er Jahren traten nahezu keine Konzentrationen mehr oberhalb von $1 \mu\text{M}$ auf. Dies kann auch anhand von Messungen der Universität Rostock im Zingster Strom belegt werden. Eine Häufigkeitsanalyse der Einzelmessungen im Zeitraum 1994 bis 1998 (über 1.800 Werte) zeigte, dass jährlich zwischen 87 und 95 % der Messwerte unterhalb von $1 \mu\text{M}$ lagen (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 2000). Zurückgeführt werden die sehr geringen Konzentrationen auf die starken Sediment/Wasser-Wechselwirkungen, die hohe Sorptionsfähigkeit der schlickigen Sedimente und den kurzgeschlossenen Nährstoffkreislauf in diesem flachen und stark eutrophierten Gewässerökosystem.

Für die Bodden östlich der Meiningenbrücke konnten Pentadenmittel seit 1976 berechnet werden (siehe **Anlage 6-3**). Bis zur zweiten Hälfte der 1980er Jahre ist eine Zunahme und in den 1990er Jahren eine starke Abnahme der Phosphorkonzentrationen festzustellen. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahren lagen die mittleren DIP-Konzentrationen bei $0,15 \mu\text{M}$, also nahe der analytischen Bestimmungsgrenze.

Für den Barther Bodden wurden auch die Nährstoffkonzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht einer Trendbetrachtung unterzogen (**Anlage 7-5**) und die mittleren Jahresgänge für Fünfjahreszeiträume gebildet (**Anlage 8-3**). Dabei zeigte sich im Zeitraum von 1986-2000 ein deutlich abnehmender Trend der Winterkonzentrationen, der für Gesamtphosphor wesentlich stärker ausgeprägt ist, als für den gelösten anorganischen Phosphor. In der zweiten Hälfte der 1980er Jahre lag der DIP ganzjährig auf einem Konzentrationsniveau um $0,8 \mu\text{M}$, während er zum Ende der 1990er Jahre ganzjährig um $0,1 \mu\text{M}$ schwankte. Ein ausgeprägter Jahresgang ist in diesem flachen Bodden-gewässer nicht erkennbar.

Bei den gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen ist demgegenüber ein deutlicher Jahresgang auszumachen. Die eingetragenen gelösten Stickstoffverbindungen werden mit dem im März einsetzenden Phytoplanktonwachstum zunehmend verbraucht. Zwischen Mai und Oktober sinken die DIN-Konzentrationen auf Werte um $2 \mu\text{M}$. Tendenzielle Entwicklungen sind weder im Winter noch während der übrigen Jahreszeit festzustellen. Beim Gesamtstickstoff zeichnet sich eine schwach rückläufige Entwicklung ab, die jedoch durch erhöhte Einträge in nassen Jahren unterbrochen wird.

Neben dem in der Wassersäule befindlichen Nährstoffangebot stellen die in den Sedimenten akkumulierten Nährstoffe eine potenzielle Nährstoffquelle dar. Dieses gewässerinterne Nährstoffinventar darf bei einer Bilanzierung nicht unberücksichtigt bleiben.

Untersuchungen zur Sedimentstruktur und Sedimentqualität der Darß-Zingster Bodden setzten bereits Ende der 1970er Jahre durch die Universität Rostock ein. Die Ergebnisse sind in mehreren Forschungsberichten zusammengefasst und in einer ganzen Reihe von wissenschaftlichen Zeitschriften publiziert worden (siehe u.a. SCHLUNGBAUM & NAUSCH 1984, SCHLUNGBAUM, NAUSCH & BAUDLER 1994). Zwischen 1977 und 1978 wurden Statusaufnahmen in allen Bodden vorgenommen, in deren Ergebnis u.a. Karten zur Horizontalverteilung der organischen Substanz in der 5-cm-Oberflächenschicht erstellt wurden. Für den Barther Bodden wurden die Untersuchungen in mehreren Jahren wiederholt, so dass auch Aussagen zur Sedimentdynamik in diesen flachen und wind-exponierten Gewässern gemacht werden konnten. Einem Vorschlag von LINDNER (1972) folgend wurde dabei zwischen einem Mineralbodenkomplex mit organischen Gehalten kleiner 5 % und einem Schlickbodenkomplex mit organischen Gehalten größer 5 % unterschieden. In der Regel ist in den Bodden eine der Bodentopographie angepasste Schlickverteilung zu finden. Höhere Schlickansammlungen wurden in abgeschlossenen größeren Becken und Regionen mit windgeschützter Lage angetroffen, besonders aber in den Flussmündungsgebieten von Recknitz (Ribnitzer See) und Barthe (Barther Strom). Dagegen sind Flachwasserbereiche, Haken und windexponierte Anstiege aus Senken meist mineralischer Natur. Die mehrjährigen Untersuchungen im Barther Bodden belegen, dass extreme hydrographische und meteorologische Bedingungen zu beträchtlichen Sedimentverfrachtungen führen können, wovon insbesondere das feinkörnige, schlickige Material betroffen ist. In der Folge von Aufwirbelung und Umverteilung kommt es gleichzeitig zur Sortierung des Sedimentes.

In der zweiten Hälfte der 1980er führte das damalige Institut für Meereskunde Warnemünde (IfM) umfassende Untersuchungen zu Sedimentations-, Anreicherungs- und Umlagerungsprozessen in mehreren Küstengewässern durch, darunter auch im Saaler Bodden. Dabei wurden sowohl Sondierungen durchgeführt als auch Stechrohrkerne bis 30 cm Länge (Tiefe) untersucht. Neben den Fahrwasserbereichen zu den Häfen von Ribnitz, Wustrow und Ahrenshoop fanden auch Untersuchungen in den zentralen Bodden statt. Eine zusammenfassende Auswertung des Datenmaterials liegt in Form eines Abschlussberichtes vor (NEUMANN & LEIPE 1989), der dankenswerter Weise durch

die Autoren zur Verfügung gestellt wurde. Das vom IfM aufgenommene Sondierungsprofil weist unter der verbreiteten, einige Dezimeter mächtigen Schlickdecke teilweise sandige Schichten auf, die während transgressiver Perioden aufgeschüttet wurden. Im Ribnitzer See wurden sogar Schlickmächtigkeiten von bis zu 8 m registriert. Im Untergrund lagert Geschiebemergel. Das Sedimentprofil entlang der Fahrrinne vom Stadthafen Ribnitz im Südwesten bis nach Ahrenshoop im Nordosten lässt sich auf Höhe Dändorf in einen südlichen Teil, den Ribnitzer See, und einen nördlichen Teil, den eigentlichen Saaler Bodden, untergliedern. Auf dem Profil vom Ribnitzer See bis zum Nordostteil des Saaler Boddens nehmen der Gehalt an organischem Kohlenstoff, der Kalkgehalt sowie der Nährstoff- und Schwefelgehalt ab.

Im Rahmen der Gewässerüberwachung des LUNG wurden Sedimentuntersuchungen in den Zentralbereichen der Darß-Zingster Bodden erstmals 1995 durchgeführt. Im Jahre 1998 wurden neben den Wiederholungsuntersuchungen in den zentralen Becken auch Sedimentproben aus dem Barther Strom und der Recknitz sowie aus den Häfen von Ribnitz, Wustrow, Bodstedt und Barth gewonnen. Im Jahre 2000 fanden Untersuchungen an je einer zentralen Station im Saaler und Barther Bodden sowie im Hafen von Althagen statt. Eine intensive Messkampagne wurde mit Unterstützung der Universitäten Rostock und Greifswald im Jahre 2001 durchgeführt. In Anlehnung an die Untersuchungen von NEUMANN & LEIPE (1989) und DUFFEK (2000) wurde dabei der Saaler Bodden in einem Profil von Südwest bis Nordost an 13 Messstellen untersucht. Insgesamt wurden aus den Darß-Zingster Bodden im Rahmen dieser Messkampagne 19 Oberflächensedimentproben (0-4 cm) mittels Ekman-Birge Kastengreifer gewonnen. Parallel dazu erfolgte die Entnahme von 7 Sedimentkurzkernen (0-48 cm). Dokumentationen und erste Auswertungen zu den einzelnen Messkampagnen liegen im LUNG in Berichtsform vor (LANGE & HILDEBRANDT 1995, BRÜGMANN 1999, 2000, 2001).

Die Daten aller Messkampagnen sind für die Oberflächensedimente der Darß-Zingster Bodden in der **Anlage 9-6** und für die der Recknitz in **Anlage 9-7** enthalten. Zusätzlich zu den Oberflächensedimenten wurden im Jahre 2001 sieben Sedimentkurzkerne in den Bodden untersucht.

Nachfolgend sollen zunächst die strukturellen Merkmale und die Nährstoffgehalte der Oberflächensedimente zusammenfassend ausgewertet werden, wobei die Sedimentdaten für die einzelnen Bodden, die Recknitz und die Häfen gesondert betrachtet werden (**Tab. 28**).

Tab. 28: Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Darß-Zingster Bodden und Recknitz, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2001

Gewässerbereich	n	TR (%)	TOC (%)	FF20 (%)	P _{ges} (g/kg TM)	N _{ges} (g/kg TM)
Recknitz	5	22 ± 14	16,2 ± 10,0	60 ± 10	1,90 ± 0,56	13,4 ± 7,3
Ribnitzer See	8	15 ± 3	10,0 ± 2,2	40 ± 18	0,84 ± 0,18	10,3 ± 1,9
Saaler Bodden	18	25 ± 10	5,2 ± 2,3	27 ± 14	0,61 ± 0,27	5,6 ± 2,3
Bodstedter Bodden	6	26 ± 17	6,3 ± 3,6	35 ± 24	0,61 ± 0,22	6,0 ± 3,3
Barther Bodden	6	41 ± 15	3,2 ± 2,6	20 ± 11	0,38 ± 0,21	2,8 ± 2,5
Grabow	5	25 ± 5	4,0 ± 1,3	30 ± 15	0,52 ± 0,19	4,1 ± 1,4
Boddenhäfen	5	16 ± 5	10,2 ± 3,1	59 ± 18	0,97 ± 0,18	9,2 ± 3,2

Die Sedimente der Recknitz wiesen deutlich höhere Feinkorn- und TOC-Anteile auf als die der Bodden. Innerhalb der Boddenkette ist ein West-Ost Gefälle ausgeprägt, d.h. in den inneren

westlichen Bodden werden höhere Anteile an organischem Kohlenstoff und höhere Feinkornanteile gemessen als in den äußeren östlichen Bodden, was mit dem Trophiegefälle innerhalb der Boddenkette zu erklären ist. In den stärker eutrophierten inneren Bodden finden die Akkumulationsprozesse für organische Materialien am Gewässerboden mit höherer Beschleunigung statt als in den weniger eutrophierten östlichen Bodden. Die Sedimentproben aus den Häfen waren gegenüber denen der zentralen Boddenbereiche ebenfalls durch erhöhte Feinkorn- und TOC-Anteile gekennzeichnet.

Ein ähnliches Verteilungsmuster ist auch für die Nährstoffe festzustellen. Die Oberflächensedimente aus der Recknitz wiesen im Mittel etwa doppelt so hohe Phosphorgehalte auf wie die des Ribnitzer Sees. Beim Stickstoff ist der Unterschied zwischen beiden Gewässern weniger stark ausgeprägt. Im Ribnitzer See wurden mit Abstand die höchsten Nährstoffgehalte in den Sedimenten der Bodden-gewässer ermittelt. Ganz ähnliche Ergebnisse wurden bereits für die Jahre 1977 bis 1980 für Gesamtphosphor von NAUSCH & SCHLUNGBAUM (1984) veröffentlicht. Danach wurden mittlere Gesamtphosphorgehalte von 1,17 g/kg TM für den Ribnitzer See, von 0,50 g/kg TM für den Saaler Bodden, von 0,53 g/kg TM für den Bodstedter Bodden, von 0,38 g/kg TM für den Barther Bodden und von 0,33 g/kg TM für den Grabow angegeben. Die Unterbrechung des generellen Trends der Abnahme der Nährstoffgehalte in Richtung offene Ostsee kann mit der von SCHLUNGBAUM et al. (1994) bereits beschriebenen, von der Bodentopographie abhängigen Schlickverteilung erklärt werden. So kommt es sowohl im kleinen aber relativ geschützt liegenden Bodstedter Bodden als auch in dem relativ großen und gleichförmigen Grabow zu einer stärkeren Schlickakkumulation als in dem von der Bodentopographie her heterogeneren und durch den Zufluss der Barthe stärker durchströmten Barther Bodden. Die Hafensedimente wiesen im Vergleich zu den Sedimenten aus den zentralen Bodden erhöhte Nährstoffgehalte auf, ohne dass die mittleren Stickstoff- und Phosphorgehalte der Recknitz-sedimente erreicht wurden.

Innerhalb des Saaler Boddens sind ebenfalls deutliche Gradienten auszumachen. So ist eine Abnahme der Stickstoffgehalte von 8 g/kg TM im südöstlichen Bereich auf 2 bis 5 g/kg TM im nordöstlichen Bereich des Saaler Bodden zu verzeichnen.

Sehr hilfreich für die Erklärung der Sedimentationsprozesse und Sedimentdynamik in den flachen Bodden war die Untersuchung von Sedimentkurzkernen. An sieben Stationen in der Darß-Zingster (**Abb. 19**) und 2 Stationen in den Nordrügenschenschen Bodden wurden mittels eines Sedimentmulticorers Kurzkerne von maximal 48 cm Länge gewonnen. Die Kerne wurden bis in eine Sedimenttiefe von 20 cm in 2-cm-Segmente und ab 20 cm Tiefe in 4-cm-Segmente fraktioniert, so dass pro Kern zwischen 13 und 17 Segmentproben zur Untersuchung gelangten. An diesen Proben fanden umfangreiche strukturelle und qualitative Untersuchungen in verschiedenen Einrichtungen statt. Erste Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den **Anlagen 10-1 bis 10-6** graphisch dargestellt worden.

Die in einem Schnitt von Südost nach Nordwest aus dem Saaler Bodden entnommenen Kurzkerne 412 (Ribnitzer See), 416 (südwestlicher Bodden), 418 (westlicher Bodden), 420 (zentraler Bodden) und 426 (nordöstlicher Bodden) und die Kerne 430 (Bodstedter Bodden) und 445 (Barther Bodden) wiesen deutliche strukturelle und qualitative Unterschiede auf. Während im Ribnitzer See, westlichem Saaler Bodden und im Bodstedter Bodden bis zu einer Sedimenttiefe von 48 cm durchweg Schlicksedimente mit einem Trockenrückstand von 10 bis 30 % und TOC-Anteilen zwischen 6 und 12 % anzutreffen waren, wiesen die Kerne aus dem zentralen und besonders nordöstlichen Saaler Bodden deutlich höhere Trockenrückstände und niedrigere TOC-Anteile auf. Mit zunehmender Sedimenttiefe war hier eine starke Abnahme von Wassergehalt und TOC zu verzeichnen.

Zwischen TOC und Nährstoffgehalt existiert ein enger proportionaler Zusammenhang, der sich in den nahezu gleichartigen Verteilungsmustern der Parameter in den Sedimentkernen dokumentieren lässt (vgl. **Anlagen 10-3, 10-4** und **10-5**). Die höchsten Phosphor- und Stickstoffgehalte wies der Sedimentkern 416 aus dem südwestlichen Saaler Bodden auf. In allen Segmentproben dieses Kernes wurden bis in 48 cm Tiefe in etwa gleich hohe Nährstoffgehalte um 1,2 g P/kg TM und 12 g N/kg TM gemessen. Der Anstieg der Nährstoffgehalte gegenüber dem Kern aus der Ribnitzer See kann mit den Belastungen aus der in unmittelbarer Nähe gelegenen Kläranlage Körkwitz erklärt werden. Nach Nordosten zu ist dann sowohl in den oberflächennahen aber besonders in den tieferen Sedimentschichten eine starke Abnahme der Nährstoffgehalte zu registrieren. In dem aus dem nordöstlichen Saaler Bodden südlich von Ahrenshoop gewonnenen Sedimentkern 426 wurden nur noch Nährstoffgehalte um 0,3 P/kg TM und 3 g N/kg TM bestimmt. In den Sedimentkernen 430 und 445 aus dem Bodstedter bzw. Barther Bodden wurden wieder deutlich höhere Nährstoff- und TOC-Gehalte gemessen. In **Abbildung 20** wurden die mittleren Nährstoff- und TOC-Gehalte des Sedimenthorizontes zwischen 0 und 16 cm in den einzelnen Sedimentkernen gegenübergestellt.

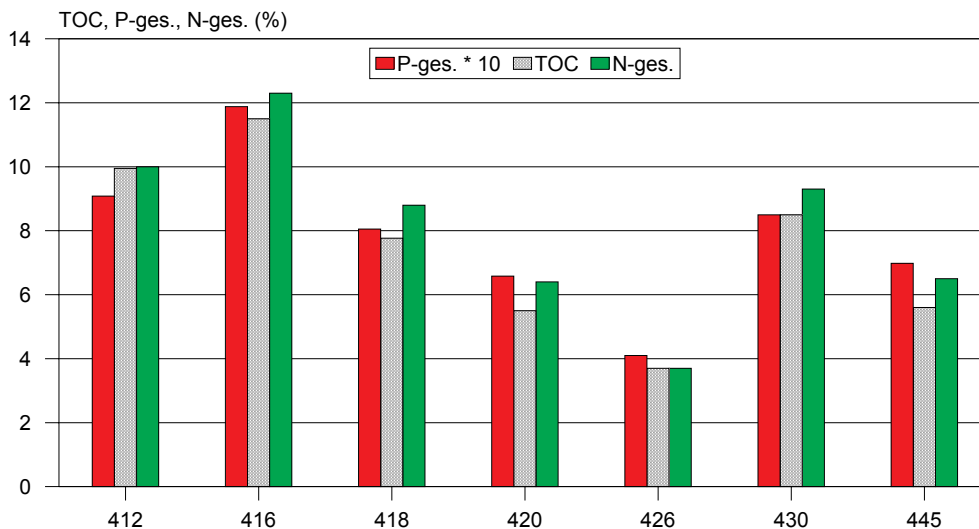


Abb. 20: TOC- und Nährstoffgehalte in Sedimentkernen der Darß-Zingster Bodden, Mittelwerte 0-16 cm

Die Ursachen für die unterschiedliche Sedimentation in den einzelnen Bodden bzw. Boddenteilen sind auf die Topographie und in besonderem Maße auf den Grad der Windbeeinflussung zurückzuführen. Der Nordostteil des Saaler Boddens weist eine relativ gleichmäßige Bodentopographie auf und liegt sehr windexponiert. Das sehr schmale, flache und an der Boddenküste nahezu baumlose Fischland bietet so gut wie keinen Schutz vor den hauptsächlich aus West kommenden Winden. Die sich in diesem Gewässerbereich während Ruhigwetterperioden am Gewässergrund absetzenden Schlicksedimente werden bei einsetzenden Winden schnell wieder aufgewirbelt und bei Ausstrom in den Bodstedter Bodden verfrachtet. Dieser ist durch den bewaldeten Darß wesentlich stärker vor Westwinden geschützt. Außerdem ist seine Gewässerfläche deutlich kleiner, so dass sich hier die eingetragenen Schwebstoffe wie auch die autochthon gebildete Biomasse absetzen können. Dies hat wesentliche Auswirkungen auf die Schwermetallbelastung der Sedimente, wie im nachfolgenden Kapitel gezeigt wird.

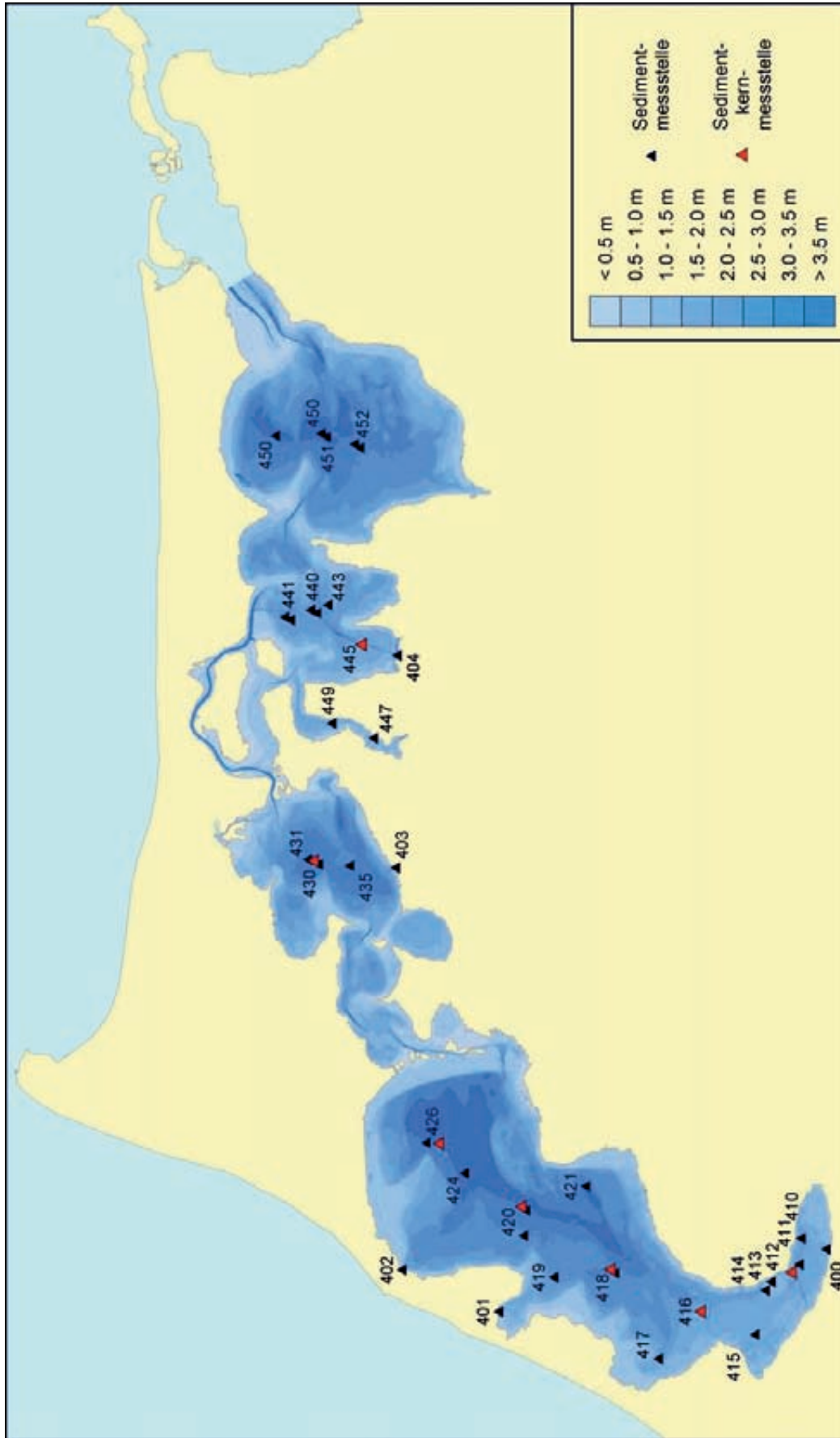


Abb. 19: Oberflächensediment- und Sedimentkernstationen der Darß-Zingster Bodden, 1995-2001

Auf der Basis der Abschätzung der flächenmäßigen Verbreitung der Schlicksedimente und deren Nährstoffgehalte können die in der durchmischten Oberflächenschicht akkumulierten Phosphor- und Stickstoffmengen für die einzelnen Bodden geschätzt werden. Angaben zur Schlickflächenverteilung in den einzelnen Bodden liegen nach den umfangreichen sedimentchemischen Untersuchungen der Universität Rostock vor. Nach NAUSCH & SCHLUNGBAUM (1984) waren im Ribnitzer See 88 % der untersuchten Proben dem Schlickbodenkomplex zuzuordnen. Im Saaler Bodden betrug dieser Anteil 46 %, im Bodstedter Bodden 50 %, im Barther Bodden 43 % und im Grabow 41 %. Aus den Untersuchungsergebnissen der schlackigen Oberflächensedimente und der Sedimentkernproben aus den Jahren 1995-2001 wurden für die Oberflächenschicht von 5 bzw. 15 cm Mittelwerte gebildet, die mit den mittleren Trockenraumdichten dieser Schicht zu Flächenbelastungswerten verrechnet wurden. Die aus den Flächenbelastungswerten und den geschätzten Schlickflächen berechneten Nährstoffinventare für die einzelnen Bodden sind der **Anlage 9-20** und **9-21** zu entnehmen.

Wie zu erwarten, sind in den Schlicksedimenten des Ribnitzer Sees die höchsten Phosphormengen anzutreffen. Insgesamt ergibt sich für die Darß-Zingster Bodden eine in der 5-cm-Schlickschicht akkumulierte Phosphormenge von etwa 370 t. Bezogen auf die 15-cm-Schicht resultiert ein P-Inventar von 1.100 t. Dies stimmt sehr gut mit der von SCHLUNGBAUM et al. (2001) für das Gewässer berechneten akkumulierten Phosphormenge überein. Auf der Basis neuerer Forschungsergebnisse wird dabei der biologisch verfügbare Anteil mit 30 bis 40 % angegeben (SCHLUNGBAUM et al. 2001). Damit liegt das in den Sedimenten der Boddenkette mobilisierbare Phosphatangebot mit etwa 300 bis 400 t deutlich über den derzeitigen jährlichen externen Einträgen. Für die durchmischte Schlickschicht von 5 cm wurde ein Stickstoffinventar von beinahe 4.000 t ermittelt, wobei der größte Anteil davon im Saaler Bodden lagert. Für die 15-cm-Schicht resultiert in etwa die dreifache Menge. Damit kann die interne Verfügbarkeit durch Rücklösungsprozesse ebenfalls deutlich höher eingeschätzt werden als die externen Einträge.

5.3.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe

Der Nährstoffexport aus den Darß-Zingster Bodden wurde auf der Grundlage der an der Messstelle DB1 (Pramort) gemessenen Nährstoffkonzentrationen und den monatlichen Ausstrommengen berechnet (**Anlage 13-1**). Schwierig ist die Ermittlung des seeseitigen Eintrages in die Boddenkette, da es sich in Abhängigkeit von den Einstrombedingungen um Ostseewasser oder Brackwasser aus der Prohner Wiek handeln kann. Für die Berechnung des seeseitigen Eintrages wurden aus den monatlichen Konzentrationsdaten der offenen Ostsee nordwestlich von Hiddensee (Station O9) und den monatlichen Einstrommengen an Ostseewasser Frachten ermittelt (**Anlage 13-3**). Lücken bei den Konzentrationsmessungen wurden durch langjährige Monatsmittelwerte ergänzt.

Beim Phosphorexport aus der Boddenkette dominiert der partikulär gebundene Anteil (**Anlage 13-2**). Der gelöste Anteil am Gesamt-P macht nur etwa 20 bis 30 % aus. Für den gelösten anorganischen Phosphor ist bis Ende der 1980er Jahre eine relativ kontinuierliche Zunahme der Austragsmengen von 15 bis 30 t/a in den 1970er Jahren auf 30 bis 45 t/a in den 1980er Jahren festzustellen. Mit Beginn der 1990er Jahre sanken die Jahresexporte wieder unter 30 t, ab 1997 unter 20 t und in den letzten beiden Jahren des Betrachtungszeitraumes sogar unter 10 t. Für Gesamt-P liegen Konzentrationsdaten lediglich für die Zeiträume 1975 bis 1983 und 1994 bis 2000 vor. Im erstgenannten Zeitraum lagen die jährlichen TP-Exporte zwischen 100 und 166 t, im zweitgenannten Zeitraum zwischen 65 und 127 t. Die TP-Exporte weisen große zwischenjährliche Schwankungen auf,

wobei sich in den letzten Jahren ebenfalls ein leichter Rückgang abzeichnet (**Abb. 21**). Für die Höhe der partikulären Fracht sind die örtlichen Windverhältnisse von ausschlaggebender Bedeutung.

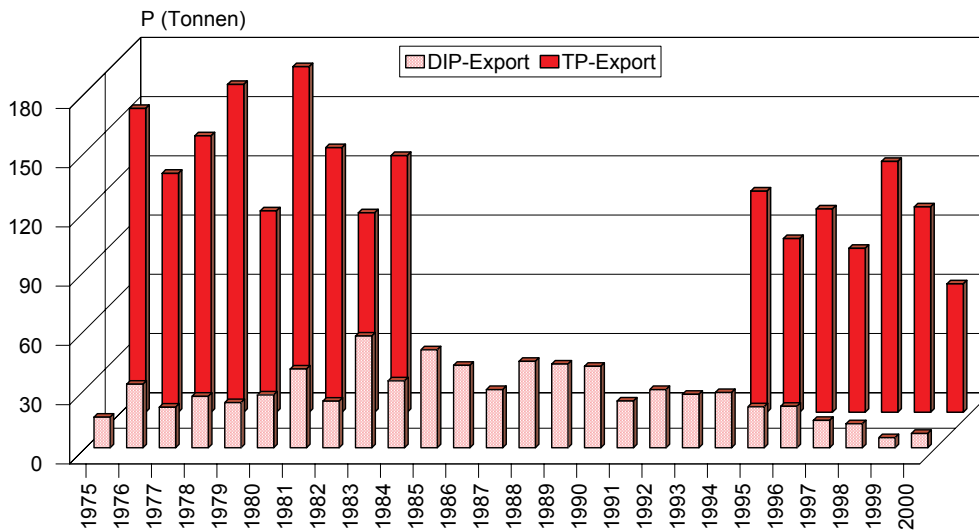


Abb. 21: Phosphorexport aus den Darß-Zingster Bodden, 1975-2000

Die aus der Boddenkette exportierten Mengen an gelöstem anorganischen Stickstoff weisen sehr große zwischenjährliche Schwankungen auf. Die Spannweite der exportierten Jahresmengen reicht von 470 t im Jahre 1989 bis 1.520 t im Jahre 1988. Tendenzielle Veränderungen sind nicht zu erkennen. Für Gesamtstickstoff konnten erst ab 1994 Austragsmengen berechnet werden, da erst seit dieser Zeit Gesamtstickstoffkonzentrationen vorliegen. Etwa 70 % des Stickstoffexportes aus der Boddenkette erfolgt partikulär gebunden.

Fasst man die Ein- und Austräge zusammen und stellt die mittleren Bilanzelemente für Fünfjahreszeiträumen gegenüber, so lassen sich sowohl beim Phosphor als auch beim Stickstoff deutliche Veränderungen erkennen (**Tab. 29**).

Tab. 29: Mittlere Nährstoffbilanzen für die Darß-Zingster Bodden, in t/a

Bilanzelement	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Eintrag aus dem Einzugsgebiet	71	46	27	1.850	1.876	1.373
Eintrag aus der Ostsee	138	88	60	3.705	1.810	1.837
Atmosphärische Deposition	13	7	4	255	215	232
Summe der Einträge	222	141	91	5.810	3.901	3.442
Austrag	119	100	96	2.812	2.768	3.165
Verbleib in der Boddenkette	103	41	-5	2.998	1.133	277

Bemerkenswert ist, dass der seeseitige P-Eintrag den landseitigen übersteigt. Allerdings zeichnet sich auch für die seeseitigen Einträge eine abnehmende Tendenz ab. In der Summe aller Einträge ist von der zweiten Hälfte der 1980er bis zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre mehr als eine Halbierung der P-Belastung der Darß-Zingster Bodden zu verzeichnen. Demgegenüber haben sich die Austräge aus der Boddenkette in dem o.g. Zeitraum nur um etwa 20 % verringert. D.h. in den 1980er und bis zur

Mitte der 1990er Jahre wurden erhebliche P-Mengen im Gewässer akkumuliert. In der zweiten Hälfte der 1990er hat sich dann eine ausgeglichene Bilanz eingestellt.

Beim Stickstoff steht einer Abnahme der Einträge ein gleichbleibender bzw. sogar leicht ansteigender Austrag gegenüber. Die im Gewässer verbleibende Stickstoffmenge hat sich wie beim Phosphor sehr stark verringert.

SCHLUNGBAUM et al. (2001) kommen in ihrer Bilanzierung der Darß-Zingster Bodden zu einem Nährstoffaustrag von 100 bis 160 t P/a und 700 bis 1.000 t N/a. Die gegenüber den eigenen Berechnungen deutlich geringeren Werte beim Stickstoffaustrag mögen darauf zurückzuführen sein, dass den Autoren für die Abschätzung der partikulären Austräge nur wenige Daten zu den Nährstoffgehalten im Seston zur Verfügung standen. Außerdem basieren die Abschätzungen von SCHLUNGBAUM et al. (2001) auf den jährlichen Ausstromüberschüssen, während bei den eigenen Berechnungen auf monatliche Ausstrommengen und monatliche Konzentrationsdaten zurückgegriffen wurde. Gerade beim Stickstoff führen Frachtermittlungen auf der Grundlage von Jahresmittelwerten zu deutlichen Frachtunterschätzungen.

5.3.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar

Schwermetalluntersuchungen fanden in den beiden größeren Boddenzuflüssen Recknitz und Barthe, sowie im Ablauf der Kläranlagen Körkwitz, Barth und Wieck statt. Somit konnten für diese Hauptquellen der landseitigen Belastung Frachtabschätzungen vorgenommen werden (**Anlagen 3-4, 3-5, 4-3, 4-4** und **4-5**). Die auf der Grundlage von Literaturangaben berechneten atmosphärischen Schwermetalleinträge in die Boddenkette sind den **Anlagen 5-3 bis 5-7** zu entnehmen.

Die nachfolgende Gegenüberstellung enthält die mittleren Einträge in die Boddenkette für den Zeitraum 1996-2000 (**Tab. 30**). Hierbei ist darauf hinzuweisen, dass in den Zuflüssen über 40 % der Cd-Messwerte und 50-60 % der Hg-Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Tab. 30: Mittlerer Schwermetalleintrag verschiedener Quellen in die Darß-Zingster Bodden 1996-2000, in kg/a

Element	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Recknitz	315	111	65	5,0	2,4
Barthe	131	58	32	2,6	1,4
KA Körkwitz	37	18	7,2	0,34	0,07
KA Barth	19	5	1,1	0,06	0,02
KA Wieck	9	5	1,3	0,03	0,05
Atmosph. Deposition	1.194	373	71	2,85	0,52
Summe	1.704	570	177	45	4,5

Auch wenn die beiden größten Festlandszuflüsse nur etwa 60 % des Einzugsgebietes entwässern und damit der Schwermetalleintrag über das gesamte Einzugsgebiet nur teilweise wiedergegeben wird, so ist die Dominanz der atmosphärischen Einträge bei Zn und Cu unverkennbar. Beim Pb entspricht der Eintrag aus der Luft größenordnungsmäßig den Frachten der Recknitz und beim Cd liefern in etwa Deposition und Barthe gleich große Anteile. Die Hg-Einträge werden scheinbar von den

Flussfrachten dominiert, wobei aber einschränkend darauf hinzuweisen ist, dass dies wegen der hohen Anzahl von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze möglicherweise überschätzte Angaben sind. Die Einträge über die Kläranlagen können, bezogen auf die Gesamtbelastung der Bodden, fast vernachlässigt werden. Durch verbesserte Reinigungsleistungen konnten die Emissionen aus den Anlagen zudem in den letzten Jahren reduziert werden.

Neben den genannten Eintragsquellen kommt es noch zu direkten Einträgen durch Sportboote und die Berufsschifffahrt, wobei Letztere kaum eine Rolle spielt. Ein geringfügiger Güterumschlag findet lediglich im Hafen Barth statt. Auch der zwischen den Boddenhäfen stattfindende Fährverkehr ist von untergeordneter Bedeutung. Eine Zunahme ist mit dem Ausbau einiger Häfen im Sportbootverkehr zu beobachten. Der Sportbootverkehr konzentriert sich allerdings auf die östlich der Meiningenbrücke befindlichen Bodden.

Schwermetalluntersuchungen im Wasser der Darß-Zingster Bodden fanden bisher nicht statt. Sie würden auf Grund der Flachheit des Gewässers sehr stark durch das in der Wassersäule befindliche suspendierte partikuläre Material beeinflusst und daher mehr oder weniger die Belastungssituation des Sedimentes widerspiegeln.

Sedimentuntersuchungen fanden in allen Boddenteilen, in der Recknitz, sowie im Barther Strom, dem Mündungsgebiet der Barthe, statt. Außerdem wurden die Sedimente einiger Häfen untersucht. Eine Zusammenstellung aller Einzeldaten ist in den **Anlagen 9-6 bis 9-11** enthalten.

Generell ist die Schwermetallbelastung der Sedimente der Darß-Zingster Bodden als gering einzustufen (BRÜGMANN & BACHOR 2000, DUFFEK, SCHLUNGBAUM & BACHOR 2001, GEWÄSSER-GÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999, 2001). Trotzdem können zwischen den einzelnen Bodden und der Recknitz Unterschiede festgestellt werden. Die Sedimente der Recknitz wiesen im Vergleich zu den Boddensedimenten erhöhte Zn-, Hg- und As-Gehalte auf. Innerhalb der Boddenkette wurden die höheren Schwermetallgehalte in den östlichen Bodden registriert. In den Hafengebieten fallen die Anreicherungen von Cu, Zn, Hg und Pb ins Auge (**Tab. 31**).

Tab. 31: Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Recknitz und Darßer-Zingster Bodden, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM

Gewässer	Zn-f	Cu-f	Pb-f	Cd-f	Hg-f	Cr-f	Ni-f	As-f
Recknitz	195 ± 57	30 ± 10	26 ± 8	0,66 ± 0,46	0,27 ± 0,08	13 ± 6	12 ± 5	12 ± 5
Ribnitzer See	58 ± 41	20 ± 3	25 ± 6	0,58 ± 0,15	0,10 ± 0,06	11 ± 6	9 ± 5	5 ± 3
Saaler Bodden	42 ± 26	17 ± 1	23 ± 8	0,50 ± 0,17	0,11 ± 0,05	11 ± 7	7 ± 4	6 ± 3
Bodstedter Bodden	131 ± 102	37 ± 43	37 ± 15	0,89 ± 0,24	0,22 ± 0,16	17 ± 4	13 ± 1	6 ± 2
Barther Bodden	132 ± 44	26 ± 8	39 ± 11	1,25 ± 0,45	0,18 ± 0,07	24 ± 4	20 ± 4	7 ± 4
Grabow	130 ± 28	29 ± 4	35 ± 7	1,02 ± 0,57	0,15 ± 0,03	24 ± 4	23 ± 4	11 ± 7
Boddenhäfen	213 ± 85	52 ± 40	47 ± 12	0,94 ± 0,37	0,37 ± 0,18	13 ± 6	12 ± 5	5 ± 2

Die im Jahre 2001 untersuchten Sedimentkurzkerne geben zusätzliche Informationen zur rezenten Schwermetallbelastung der Darß-Zingster Bodden. Nachfolgend soll anhand der Vertikalverteilung ausgewählter struktureller Merkmale (Trockenrückstand, TOC) und Spurenelemente (Hg, Cd, Pb) in zwei Sedimentkernen aus dem Saaler Bodden und je einem aus dem Bodstedter und Barther Bodden die Sedimentakkumulation in den betreffenden Bodden diskutiert werden. Bei den Spurenelementen

ist zu berücksichtigen, dass sie aufgrund der geringen Sedimentmengen nur in der Gesamtfraktion bestimmt wurden.

Der aus 1,7 m Wassertiefe gewonnene Sedimentkern 416 aus dem südlichen Saaler Bodden weist bis in eine Sedimenttiefe von 48 cm gleichmäßige TOC-Werte um 12 % auf (**Abb. 22**). Der TOC und der geringe, mit der Tiefe nur leicht ansteigende Trockenrückstand, wie auch die Korngrößenanalyse, kennzeichnen das hier anstehende Sediment als homogenen Schlack. Spurenmetalle kommen in geringen Konzentrationen vor, ohne dass vertikale Unterschiede auftreten. Ein Anreicherungshorizont, der auf eine verstärkte Belastung mit Beginn der Industrialisierung hinweist, wurde hier, wie auch im Ribnitzer See, nicht festgestellt. D.h. dieser Teil der Boddenkette muss durch eine hohe Sedimentationsrate von mehr als 3 mm pro Jahr gekennzeichnet sein. Die starke Sedimentakkumulation führte zu einer deutlichen Verlandung in diesem Gewässerbereich. So muss die Zufahrt zum Ribnitzer Hafen regelmäßig durch Baggerungen freigehalten werden. Eine im Jahre 1987 im Ribnitzer See vor der Recknitz-Mündung geschaffene 4 m tiefe Sedimentfalle war bereits 1990 wieder mit 2 m Schlack gefüllt (SCHLUNGBAUM et al. 2001). Für die hocheutrophen Bereiche der Darß-Zingster Bodden werden Sedimentationsraten von 4 bis 5 mm pro Jahr angegeben.

Die Sedimentkerne aus dem nordöstlichen Bereich des Saaler Boddens waren durch eine signifikant andere Vertikalverteilung der strukturellen Merkmale und Spurenelemente gekennzeichnet als die aus dem südlichen Bereich. Für den aus 3,7 m Wassertiefe gewonnenen Sedimentkern 426 konnte ein Anreicherungshorizont für Hg und Pb in den obersten 18 cm ausgemacht werden (**Abb. 23**).

Dieser obere Horizont unterschied sich deutlich von dem darunter liegenden Material durch einen erhöhten TOC- und Wassergehalt. Die Korngrößenverteilung veränderte sich unterhalb von 18 cm Sedimenttiefe nicht; es lag weiterhin zu etwa gleichen Anteilen Grob-, Mittel- und Feinschluff vor. In diesem schluffigen Sediment mit einem geringen Anteil organischen Materials wurden Quecksilber- und Blei-Konzentrationen gemessen, die den von LAANE (1992) angegebenen Hintergrundwerten für den Nordostatlantik entsprechen. Cadmium war bis in die obersten Sedimentschichten nicht nachweisbar.

Der nördliche Bereich des Saaler Boddens ist durch eine wesentlich geringere Sedimentakkumulation gekennzeichnet als der südlichen Bereich. Durch Wind induzierte Strömungen führen hier zu einer schnellen Weiterverfrachtung der leichten (organischen) und feinen Sedimentpartikel. Geht man davon aus, dass die Spurenmetallanreicherung mit Beginn der Industrialisierung, also vor etwa 150 Jahren, einsetzte, lässt sich eine Sedimentationsrate für den nördlichen Saaler Bodden von etwa 1 mm pro Jahr ableiten.

Ein Akkumulationsgebiet für Schlacksedimente ist der Bodstedter Bodden. Der aus 3 m Wassertiefe aus diesem Bodden gewonnene Sedimentkern 430 weist eine recht homogene vertikale TOC-Verteilung auf. Bis in eine Sedimenttiefe von 24 cm werden TOC-Werte um 8 %, darunter um 6 %, verzeichnet. Die Anreicherung der Spurenelemente setzt bereits in den untersten Schichten des Sedimentkernes ab einer Tiefe von 44 cm ein, woraus sich eine Sedimentationsrate von rund 3 mm für dieses Gewässer ergibt. Auffällig an diesem Kern ist die Abnahme der Schwermetalle ab 20 cm. In der oberen Sedimentschicht zwischen 0 und 14 cm werden Hg-, Cd- und Pb-Gehalte gemessen, die fast wieder die natürlichen Hintergrundwerte erreichen (**Abb. 24**). Eine Erklärung hierfür kann gegenwärtig nicht gegeben werden.

5 ERGEBNISSE: DARß-ZINGSTER BODDEN

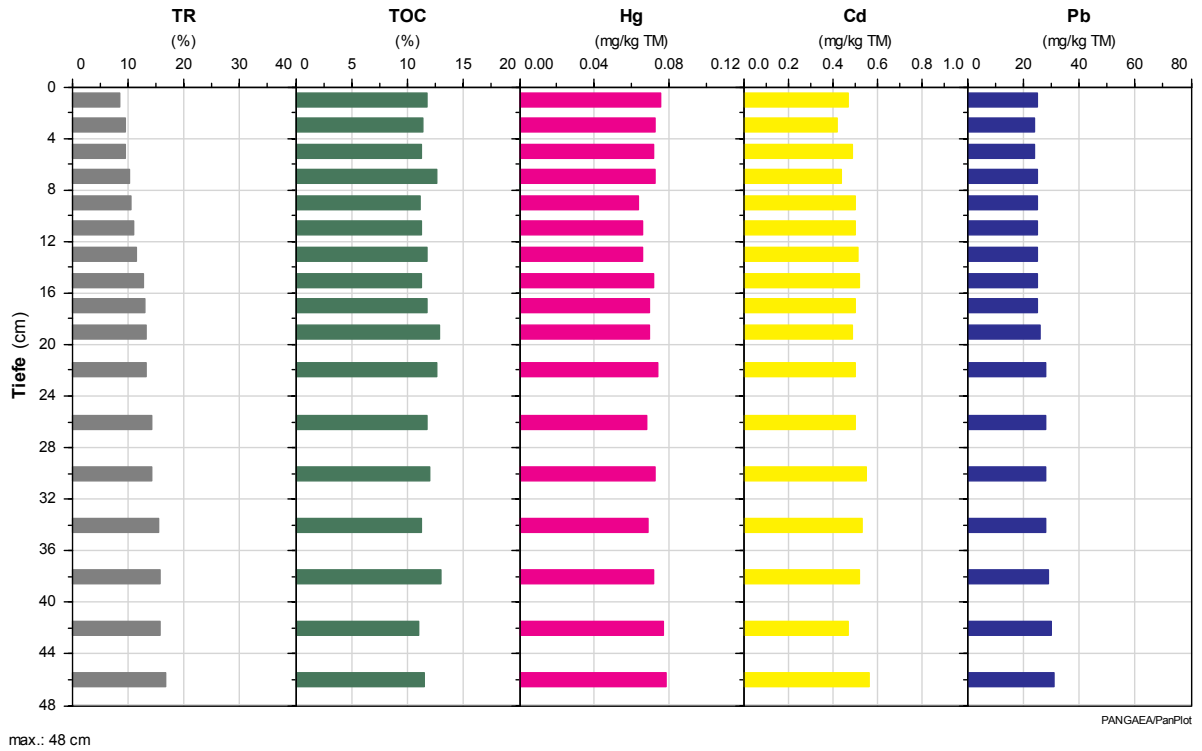


Abb. 22: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 416 (Saaler Bodden)

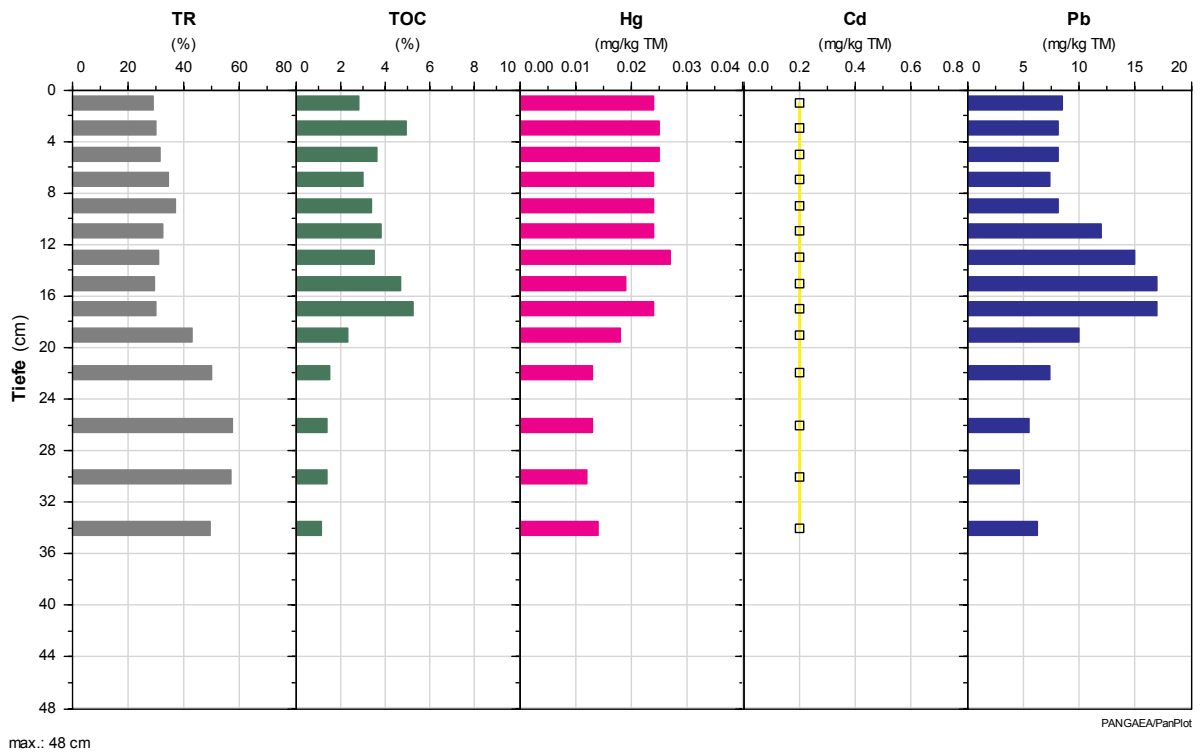


Abb. 23: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 426 (Saaler Bodden)

Einen deutlichen Anreicherungshorizont für Schwermetalle weist ebenfalls der Sedimentkern 445 aus dem Barther Bodden auf, der aus 2,4 m Wassertiefe gewonnen wurde (**Abb. 25**). Die Zunahme der Schwermetalle Hg, Cd und Pb ab 24 cm geht allerdings einher mit einer deutlichen Zunahme des Trockenrückstandes, was auf einen Wechsel des Sedimenttyps schließen lässt. Tatsächlich erbrachte die Korngrößenanalyse eine deutlich veränderte Sedimentstruktur im Tiefenhorizont zwischen 24 und 32 cm. Der Sandanteil in den beiden betreffenden Segmentproben stieg auf 24 % bzw. 12 % an und der Feinschluffanteil sank um etwa die Hälfte auf 8%.

Die Sedimentkernuntersuchungen belegen noch einmal die Heterogenität der Sedimentstruktur und -verteilung in den Darß-Zingster Bodden. Im oberen Durchmischungshorizont weisen die Schlicksedimente eine nur sehr geringe Schwermetallanreicherung gegenüber anderen Gewässern, wie z.B. dem Stettiner Haff, auf.

Ein Vergleich der Schwermetalle in dem Durchmischungshorizont von 0 bis 16 cm bestätigt die bereits bei den Oberflächensedimenten herausgearbeiteten räumlichen Unterschiede in der Schwermetallverteilung dieser schwach belasteten Gewässer (**Abb. 26**). Der Sedimentkern aus dem Bodstedter Bodden (430) weist im Mittel ähnliche Schwermetallgehalte auf wie der aus der Ribnitzer See, wobei sich allerdings die vertikale Verteilung in diesem Kern deutlich von der in den anderen Kernen (siehe auch **Anlagen 10-6** und **10-7**) unterscheidet.

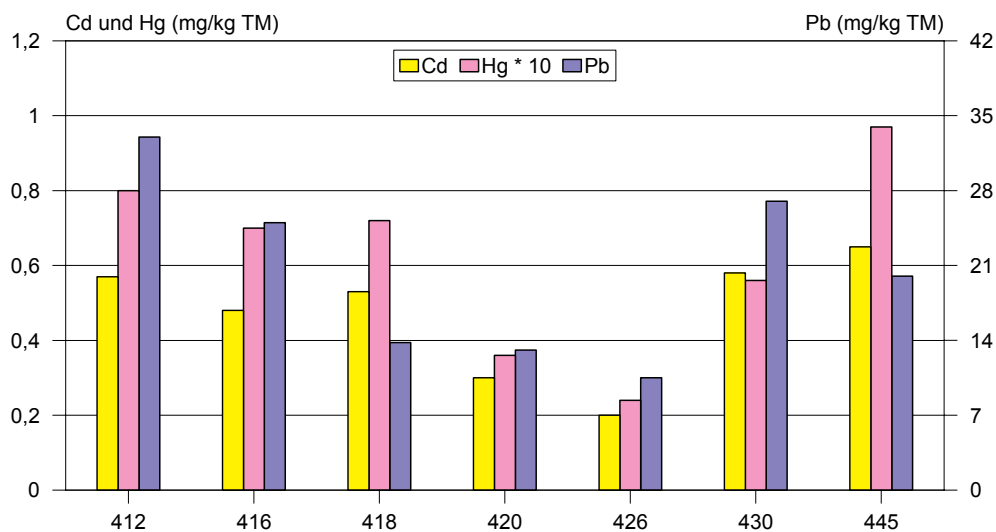


Abb. 26: Cd-, Hg- und Pb-Gehalte in Sedimentkernen der Darß-Zingster Bodden, Mittelwerte 0-16 cm

Der Sedimentkern 445 aus dem Barther Bodden zeigt ebenfalls Schwermetallanreicherungen, die den Sedimenthorizont zwischen 0 und 24 cm umfassen. In den tieferen Schichten ist dann mit stark sinkendem TOC-Anteil eine deutliche Abnahme der Schwermetallgehalte zu verzeichnen. Die Zunahme des Trockenrückstandes (siehe **Anlage 10-2**) und des Sandanteiles unterscheidet diesen Sedimenthorizont von dem oberhalb liegenden Schlicksediment.

5 ERGEBNISSE: DARß-ZINGSTER BODDEN

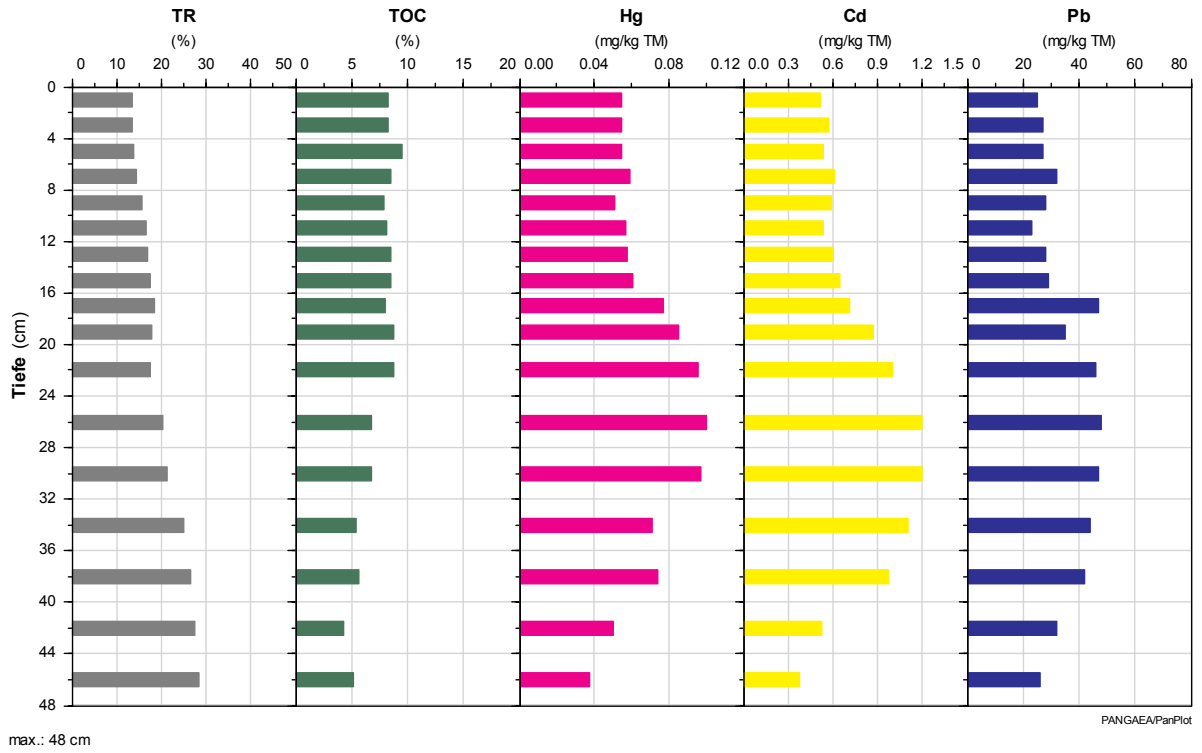


Abb. 24: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 430 (Bodstedter Bodden)

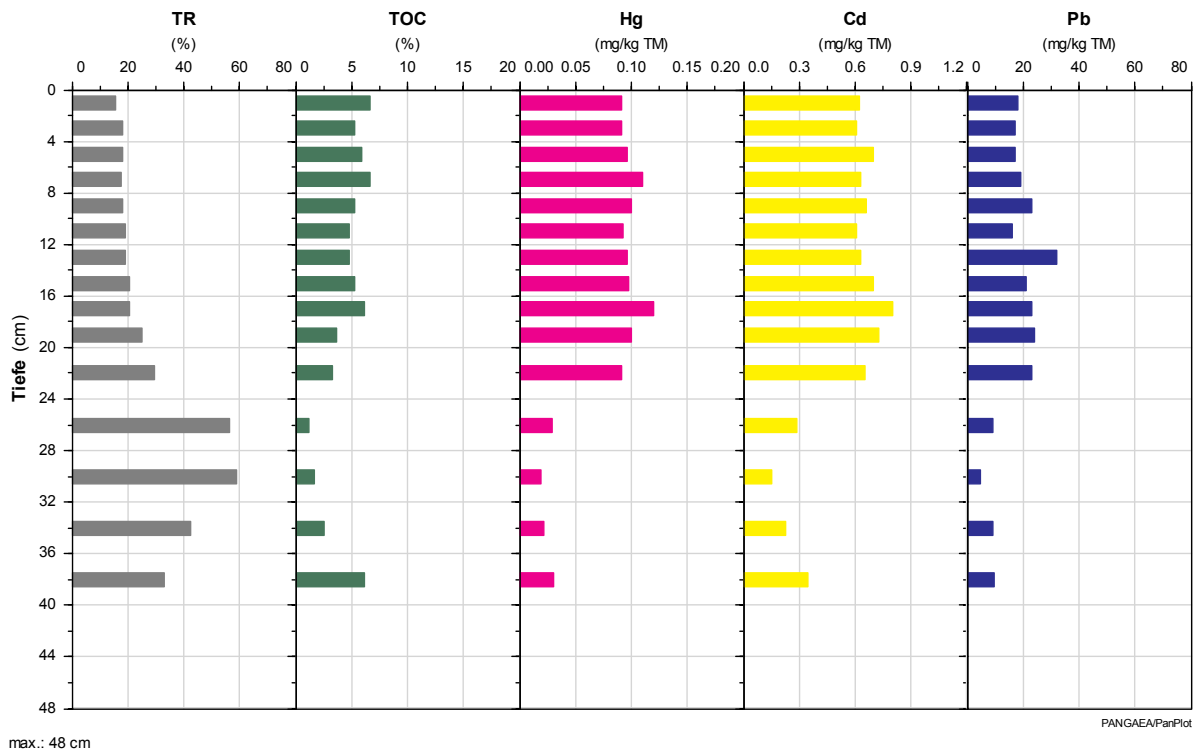


Abb. 25: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 445 (Barther Bodden)

Die Gewinnung ungestörter Sedimentkerne in solch flachen und dynamischen Gewässern wie den Bodden ist aus verschiedenen Gründen äußerst schwierig. Durch Starkwindereignisse, erhöhte Flusswasserzufuhr und/oder starke Strömungen kommt es in diesen Gewässern immer wieder zu Resuspension und intensiven Sedimentumlagerungen.

Analog der Ermittlung des in den Schlicksedimenten vorhandenen Nährstoffinventars wurde das in den Sedimenten vorhandene Schwermetallinventar abgeschätzt. Dabei wurde von der bereits genannten Schlickflächenverteilung und den in den Sedimentkernproben gemessenen Trockenraumdichten ausgegangen (**Anlagen 9-22 bis 9-26**).

Für die gesamte Boddenkette resultieren danach in der obersten 5-cm-Schicht rund 70 t Zn, je 20 t Cu bzw. Pb, sowie 590 kg Cd und 110 kg Hg. In dem Durchmischungshorizont von 15 cm sind in etwa die jeweils dreifachen Mengen akkumuliert. Setzt man die aktuellen Eintragsdaten in Bezug zu diesem Inventar in der 15-cm-Schicht, so wird klar, dass es mehrerer Jahrzehnte bedurfte, um die in den Schlicksedimenten akkumulierten Mengen zu erreichen. Auch aus diesen Zahlen wird deutlich, wie gering die Schwermetallbelastung aus dem Einzugsgebiet für die Boddengewässer ist. Die Ursachen hierfür liegen in der sehr geringen Besiedlungsdichte und kaum vorhandenen Industrialisierung im Einzugsgebiet der Boddenkette. Die Region der Boddenlandschaft gehört zu den am dünnsten besiedelten Gebieten in Deutschland. Mit einer Besiedlungsdichte von 54 Einwohner/km² liegt das Kreisgebiet Nordvorpommern noch weit unter der Dichte von Mecklenburg-Vorpommern mit 75 Einwohner/km² (STATISTISCHES JAHRBUCH MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003). Im Einzugsgebiet gibt es nur 3 Städte mit mehr als 10.000 Einwohnern, wovon Ribnitz-Damgarten und Barth direkt an der Boddenkette liegen. Größere Industriebetriebe gibt es nicht. Ein früher in Ribnitz-Damgarten befindliches Faserplattenwerk wurde 1994 stillgelegt. Im rund 1.600 km² großen Einzugsgebiet dominiert die landwirtschaftliche Nutzung. In den Flussgebieten von Recknitz und Barthe werden rund 75 % bzw. 65 % landwirtschaftlich genutzt, wobei der Anteil an Ackerflächen mit 78 % im Recknitzgebiet und 90 % im Barthegebiet sehr hoch ist. Allerdings konzentrieren sich die ackerbaulich genutzten Flächen im Boddenumland auf die Randlagen am östlichen Ufer des Saaler Boddens und am Südufer von Barther Bodden und Grabow. Das Boddenumland besitzt einen relativ großen Anteil an Waldflächen, der auf etwa 23 % eingeschätzt wird (SCHLUNGBAUM et al. 2001).

Die landwirtschaftliche Nutzung ist wahrscheinlich die Hauptquelle für den Cadmium- und Quecksilber-eintrag. Cadmium gelangt über die Ausbringung von Cd-haltigem Phosphatdünger und Quecksilber über die frühere Anwendung mittlerweile verbotener Hg-haltiger Pflanzenschutzmittel in die Umwelt. Bis 1990 erfolgte in der DDR die Getreidebeizung mit Mitteln auf Basis der Hg-haltigen Wirkstoffe Bis-(methylquecksilber)-p-toluolsulfamid und Phenylquecksilberacetat. Der mengenmäßige Anteil dieser Beizen an den Fungiziden lag zwischen 2 und 4 % (BEITZ et al. 1991).

Eine vollständige Schwermetallbilanzierung kann für die Boddenkette nicht gegeben werden, da sowohl Austragsmengen in die Ostsee sowie auch Eintragsmengen aus der Ostsee in die Darß-Zingster Bodden wegen fehlender Konzentrationsmessungen nicht möglich sind. Auf der Grundlage der ermittelten Einträge aus dem Einzugsgebiet und der Atmosphäre und der geringen Schwermetallbelastung der Sedimente kann aber eingeschätzt werden, dass die Belastung der Ostsee aus der Boddenkette sehr gering ausfällt.

5.4 Rügensch Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden

5.4.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt

Zu den Rügensch Bodden werden nachfolgend sowohl die Nordrügensch als auch die Westrügensch Bodden gezählt. Die Nordrügensch Bodden werden durch eine Kette von mehr oder weniger stark voneinander getrennten Becken gebildet (**Abb. 27**). Daher spricht man ähnlich wie bei den Darß-Zingster Bodden auch hier von einer Boddenkette (HÜBEL & DAHLKE 1991). Diese erstreckt sich über eine Länge von etwa 36 km. Das innerstes Becken der Nordrügensch Bodden ist der Kleine Jasmunder Bodden, der vom Großen Jasmunder Bodden durch den Lietzower Damm, auf dem die Bundesstraße 96 und die Bahnlinie nach Sassnitz verlaufen, abgegrenzt wird. Der Wasseraustausch zwischen beiden Bodden wird durch ein Wehr geregelt. Nordwestlich des Großen Jasmunder Boddens schließt sich der Breeger Bodden an, der nach Westen hin in den Breetzer Bodden übergeht. Der Rassower Strom stellt über den Libben die einzige Verbindung zur Ostsee dar. Nördlich des Rassower Stromes bildet der Wieker Bodden einen tiefen Einschnitt in den nördlichsten Teil der Insel Rügen. Wieker Bodden und Libben werden durch die schmale Halbinsel Bug getrennt. Der zwischen dem Bug und Hiddensee befindliche Libben steht schließlich mit der Akonasee, welche der zentralen Ostsee zuzurechnen ist, in Verbindung. Zu den Westrügensch Bodden gehören die zwischen Rügen und Hiddensee liegenden Vitter und Schaproder Bodden sowie der zwischen Rügen und dem Festland liegende Kubitzer Bodden. Zusammen nehmen die Rügensch Bodden eine Fläche von rund 300 km² ein. Es sind überwiegend sehr flache Gewässer, deren Wassertiefen im Mittel nur 2 bis 3 m betragen. Größere Wassertiefen werden in den Fahrwasserbereichen erreicht. Der Große Jasmunder Bodden weist generell eine größere mittlere Wassertiefe auf. Hier wurde auch mit etwas über 10 m die größte Wassertiefe der Rügensch Bodden ermittelt (CORRENS & JAEGER 1976).

Südlich des Kubitzer Bodden beginnt der 26 km lange aber nur maximal 2,2 km breite Strelasund, der die Insel Rügen vom Festland trennt (**Abb. 27**). Im mittleren Teil des Strelasundes liegt die Hansestadt Stralsund. Hier quert die einzige Festlandsverbindung, der Rügendamm, den Strelasund. Der Strelasund steht im Norden über den Kubitzer Bodden und Gellenstrom und im Süden über den Greifswalder Bodden mit der Ostsee in Verbindung. Bei einer mittleren Wassertiefe von 3,9 m wird das Gewässer von zwei bathygraphischen Hauptformen charakterisiert. Die von der 6-m-Isobathe begrenzte flussartige Hauptrinne nimmt 21 % der Gewässerfläche von 64,4 km² ein, wovon nur 4 % Wassertiefen von 10 - 16 m aufweisen (BIRR 1988). Den größten Teil des Gewässers nimmt das relativ ebene Flachwassergebiet zwischen der Hauptrinne und der Küste ein. Im Südosten geht der Strelasund trichterförmig in den Greifswalder Bodden über.

Der Greifswalder Bodden ist mit einer Fläche von 510 km² der größte der vorpommerschen Bodden. Er besitzt eine annähernd kreisförmige Gestalt bei einer Ost-West-Erstreckung von etwa 25 km und einer Nord-Süd-Ausdehnung von 24 km. Seine mittlere Tiefe beträgt 5,8 m, die maximale 13,8 m (REINICKE 1989, LAMPE 1990, NIEDERMEYER et al. 1994). Im Norden wird der Greifswalder Bodden von der Insel Rügen und im Süden und Osten vom Festland begrenzt (**Abb. 27**). Im Südosten befindet sich eine sackartige Ausbuchtung, die Dänische Wiek. In diese mündet das kleine Flüsschen Ryck. Der Ryck bildet auch die Zufahrt zum Hafen von Greifswald. Im Südosten des Greifswalder Boddens mündet der Peenestrom. Auf einer Breite von etwa 12 km steht der Bodden im Osten mit der Pommerschen Bucht in Verbindung. Von dieser grenzt er sich durch eine unterseeische Schwelle ab, die sich vom Mönchgut, der Südostspitze Rügens, bis zur Halbinsel Usedom erstreckt.

Die Entstehung dieser Gewässer nördlich, westlich und südlich der Insel Rügen ist eng mit der Eiszeit und der nacheiszeitlichen Entwicklung der Ostsee verbunden (HURTIG 1954). Neuere Erkenntnisse zur holozänen Entwicklung dieser einzigartigen Küstengewässerlandschaft sind bei LAMPE (2002) enthalten.

Die Hydrographie der Boddengewässer wird maßgeblich durch den Wasseraustausch mit der Ostsee geprägt. Im Vergleich zu den Darß-Zingster Bodden sind die Süßwasserzuflüsse in diese Gewässer von untergeordneter Bedeutung. Als nennenswerte Süßwasserzuflüsse sind auf Rügen der Sehrower Bach, die Duvenbäk und der Karower Mühlbach und auf dem Festland der Prohner Bach und der Ryck zu erwähnen. Von diesen entwässert der Karower Mühlbach als einziger in die Nordrügensch Bodden. Duvenbäk, Sehrower Bach und Prohner Bach münden in die Westrügensch Bodden. Im Greifswalder Bodden erfolgt der Süßwasserzufluss im Wesentlichen über den Ryck und den Peenestrom. Nachfolgend werden die Einzugsgebietsgrößen (AE) und die mittleren jährlichen Abflüsse (MQa) der genannten Zuflüsse zusammengestellt:

Zuflüsse	AE in km ²	MQa in m ³ /s	Mündungsbereich
Karower Mühlbach	23	0,140	Kleiner Jasmunder Bodden
Duvenbäk	67	0,338	Schaproder Bodden (Udarser Wiek)
Sehrower Bach	83	0,616	Kubitzer Bodden
Prohner Bach	72	0,340	Kubitzer Bodden (Prohner Wiek)
Ryck	131	1,869	Greifswalder Bodden (Dänische Wiek)

Zusammen entwässern diese Fließgewässer eine Fläche von 376 km², das entspricht nur etwa 23 % des gesamten Einzugsgebietes der betrachteten Boddengewässer.

Wasserhaushaltsbilanzen, die auf die Arbeiten von CORRENS & JÄGER (1979) zurückgehen, existieren für die Nordrügensch Bodden und den Greifswalder Bodden. Die wichtigsten Wasserhaushaltselemente sind für die Nordrügensch Bodden in **Anlage 14-1** für die Zeitreihe 1966 bis 2000 nach Angaben aus dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie zusammengestellt worden. Danach steht in den Nordrügensch Bodden einer mittleren jährlichen Süßwasserzufuhr von 41 Millionen m³ ein Ostseewassereinstrom von 3.389 Millionen m³ gegenüber. Damit übersteigt der Einstrom von Ostseewasser die Flusswasserzufuhr im langjährigen Mittel um mehr als das 80-fache. Über Rassower Strom und Libben verlassen die Boddenkette jährlich im Durchschnitt 3.420 Millionen m³ mit dem Ausstrom.

Für den Strelasund existieren zwar keine Wasserhaushaltsberechnungen aber Strömungsmessungen (VON PETERSON & HUPFER 1967, BIRR 1968). Nach Untersuchungen von BIRR (1988) ist für die Hauptrinne eine windbedingte Gefälleausgleichströmung charakteristisch. Im Flachwassergebiet überwiegen demgegenüber wie in den angrenzenden Bodden Triftströmungsverhältnisse. Als Hauptströmungsrichtungen sind die südliche Strömung oder der Einstrom in den Greifswalder Bodden und die nördliche Strömung oder der Ausstrom aus dem Greifswalder Bodden zu unterscheiden. Etwa drei Viertel des Jahres herrschen Einstrombedingungen. Über den Greifswalder Bodden wird dann mehr Wasser in die Ostsee verfrachtet, als durch die Gellenrinne nachfließen kann (BIRR 1988). Die Süßwasserzufuhr kann für die Wasserhaushaltsbetrachtungen vernachlässigt werden.



Abb. 27: Boddengewässer um Rügen mit Messstellen zur Gewässerüberwachung

(RB1 = Schaproder Bodden, RB2 = Vitter Bodden, RB3 = Rassower Strom, RB6 = Breetzer Bodden, RB9/RB10 = Großer Jasmunder Bodden, RB13/RB14/RB15 = Kleiner Jasmunder Bodden, KB90 = Kubitzer Bodden, S66/S23 = Strelasund, GB1/GB2/GB19/GB7/GB8/GB10 = Greifswalder Bodden, PP = Prohner Bach/Prohn, DK = Duvenbäk/Kluis, SN = Sehrower Bach/Neuendorf, MK = Mühlbach/Karow, RP = Ryck/Groß Petershagen, RG = Ryck/Greifswald, Kläranlagen: KA1 = Stralsund, KA2 = Bergen, KA3 = Kläranlage Greifswald, KA4 = Göhren)

Auch für den Greifswalder Bodden ist die Süßwasserzufuhr sehr gering. Im langjährigen Mittel erreichen jährlich nur 89 Millionen m³ Flusswasser den Bodden. Des weiteren erfährt der Greifswalder Bodden eine Brackwasserzufuhr aus dem Strelasund, welche im langjährigen Mittel 4.740 Millionen m³/a beträgt. In der Correns'schen Wasserhaushaltsbilanz nicht berücksichtigt ist der Einstrom von abfließendem Wasser aus dem Peenestrom, welches zumindest teilweise den Greifswalder Bodden erreichen kann. Der Peenestrom stellt als Teil des Oder-Ästuars eine Vermischungszone des Brackwassers der Ostsee mit maximalen Salinitäten von 9 psu in der Pommerschen Bucht und des Süßwassers der Flüsse Oder, Peene, Uecker und Zarow dar. Der Süßwasserzufuhr über die Festlandsabflüsse und der Brackwasserzufuhr aus Strelasund und Peenestrom steht ein mittlerer Einstrom von Ostseewasser von 31.474 Millionen m³/a gegenüber.

Die Rügensch Bodden und der Greifswalder Bodden sind seit langem Gegenstand intensiver Forschungen. Genannt seien hier für die Nordrügensch Bodden die Arbeiten von GESSNER (1937), TRAHMS & STOLL (1938) und WASMUND (1939) vor dem 2. Weltkrieg und danach die der Universität Greifswald und hier insbesondere die des heutigen Institutes für Ökologie in Kloster auf Hiddensee (u.a. HÜBEL 1965, 1969, 1982, HÜBEL & DAHLKE 1991, DAHLKE & HÜBEL 1998, HÜBEL, WOLFF & MEYER-REIL 1998). Veröffentlichungen über den Greifswalder Bodden, die vor 1990 erschienen sind, wurden von LAMPE (1989) zusammengestellt. Aus neuerer Zeit seien besonders die Arbeiten im Rahmen des Verbundprojektes GOAP⁸ erwähnt, deren Ergebnisse in einem Synthesebericht zusammengefasst wurden (LAMPE et al. 1998). Demgegenüber ist der Strelasund bis heute vergleichsweise wenig erforscht. Aus der jüngeren Vergangenheit sind die ökohydrographischen und biologischen Untersuchungen von OERTEL (1990) und KORICH (1994) zu nennen.

Die behördliche Überwachung der Wasserbeschaffenheit der Rügensch Bodden und des Strelasundes setzte im Vergleich zu den anderen Küstengewässern des Landes spät ein. Der Beginn regelmäßiger hydrochemischer und hydrobiologischer Untersuchungen geht im Strelasund auf das Jahr 1980 (Station S23) und 1984 (Station S66) zurück. Im Kubitzer Bodden setzten die Überwachungsfahrten 1986 und in den Nordrügensch Bodden erst 1990 ein. Demgegenüber begann die behördliche Überwachung im Greifswalder Bodden bereits in den 1960er Jahren. **Abbildung 27** gibt einen Überblick über die Lage der Messstellen zur Überwachung der Güte der betreffenden Küstengewässer und deren wichtigster Zuflüsse. In der Regel erfolgten monatlich Probenahmen. Die BLMP⁹-Stationen KB90 und GB19 werden mit dem Kontrollschiff „Strelasund“ seit einigen Jahren 14-tägig angefahren.

Von Beginn an waren die Bestimmungen von Salz- und Sauerstoffgehalt Bestandteil der Untersuchungen, so dass ein gesicherter Überblick über die Salinitäts- und Sauerstoffverhältnisse im Untersuchungsgebiet gegeben werden kann. Aufgrund des nur sehr geringen Anteiles der Festlandsabflüsse am Wasseraustausch weisen die Nordrügensch Bodden, der Strelasund und der Greifswalder Bodden im Vergleich zu den Darß-Zingster Bodden nur schwach ausgeprägte Salinitätsgradienten auf (**Tab. 32**). Die geringsten Salzgehalte der Gewässer im Untersuchungsgebiet sind im Kleinen Jasmunder Bodden zu verzeichnen, wobei die mittlere Salzgehaltsdifferenz von 0,3 psu zwischen Süd- und Nordbecken auf den Süßwassereinfluss des Karower Mühlbaches zurückzuführen ist. Im Südwesten des Kleinen Jasmunder Boddens werden die Abwässer der Kläranlage Bergen eingeleitet. Im Großen Jasmunder Bodden werden im Mittel um 2,5 psu höhere Salzgehalte als im Kleinen Jasmunder Bodden festgestellt. Dies sind die größten horizontalen Salinitätsgradienten im

⁸ Greifswalder Bodden Oderästuar Austauschprozesse

⁹ Bund-Länder-Messprogramm Ostsee

gesamten Untersuchungsgebiet. Hauptverantwortlich hierfür ist weniger die geringe Süßwasserzufuhr durch den Karower Mühlbach als vielmehr die starke Einschränkung des Wasseraustausches durch die zwischen den beiden Bodden führende Straßen- und Bahnverbindung nach Sassnitz. Bis zum Vitter Bodden ist dann ein allmählicher Anstieg der Salinitäten bis auf mittlere 8,8 psu zu verzeichnen. Im Libben, der vom LUNG nicht untersucht wird, wurden mittlere Salinitäten zwischen 9,3 und 10,1 beobachtet (HÜBEL et al. 1998). Im Strelasund sinken die durchschnittlichen Salinitäten auf unter 8 psu und im nördlichen und zentralen Greifswalder Bodden auf 7,1 psu. Auch in der Dänischen Wiek werden ähnliche Salinitäten gemessen. Die Süßwasserabflüsse aus dem Ryck wirken sich hier nur unwesentlich auf die Salinitätsverhältnisse aus. Als Minimalwert wurde in der Dänischen Wiek ein Salzgehalt von 4,1 psu registriert. Ein stärkerer Süßwassereinfluss zeigt sich im Mündungsgebiet des Peenestromes. Südlich der Insel Ruden sinken die mittleren Salzgehalte auf 5,6 psu.

Tab. 32: Salzgehalte in den Rügensch Bodden, im Strelasund und im Greifswalder Bodden 1996-2000, in psu

Gewässer	Station	n	Min	Max	MW	S
Südl. Kl. Jasmunder Bodden	RB15	54	3,6	6,0	5,0	0,6
Nördl. Kl. Jasmunder Bodden	RB13	54	4,0	7,2	5,3	0,7
Südl. Gr. Jasmunder Bodden	RB10	41	7,0	8,7	7,7	0,4
Nördl. Gr. Jasmunder Bodden	RB9	41	6,8	8,4	7,8	0,4
Breeger Bodden	RB6	42	7,3	10,2	8,4	0,6
Rassower Strom	RB3	44	7,3	10,2	8,7	0,7
Vitter Bodden	RB2	45	7,0	10,5	8,8	0,9
Schaproder Bodden	RB1	45	6,8	10,6	8,6	1,0
Kubitzer Bodden	KB90	103	6,4	11,7	8,0	1,1
Mittlerer Strelasund	S66	56	6,1	10,6	7,9	1,0
Südlicher Strelasund	S23	56	6,0	9,4	7,5	0,9
Greifswalder Bodden, s. Vilm	GB2	50	5,9	8,7	7,1	0,6
Greifswalder Bodden, Ariadne	GB19	95	5,7	9,3	7,1	0,7
Greifswalder Bodden, Loch	GB8	54	3,3	8,2	6,6	0,9
Greifswalder Bodden, s. Ruden	GB10	54	2,4	7,9	5,7	1,5

Vertikale Salinitätsgradienten treten in den flachen Bodden so gut wie nicht auf. Lediglich im sogenannten Loch südlich des Ruden können Salzgehaltsunterschiede zwischen Oberflächen- und bodennahem Wasser bis maximal 1 psu auftreten.

Die Veränderungen des Salzgehaltes in den Rügensch Bodden und im Strelasund werden maßgeblich durch den Salzgehalt der vorgelagerten Ostsee bestimmt. Auf diesen Umstand weisen bereits TRAHMS und STOLL (1938) hin. Zu einer deutlichen Intensivierung des Wasseraustausches hat der Ausbau des Fahrwassers in der Nordrügensch Boddenkette von 1963-1965 geführt (HÜBEL et al. 1998). Zwar liegen Daten zum Wasseraustausch vor dieser Wasserbaumaßnahme nicht vor, jedoch kann nach HÜBEL et al. (1998) als Indiz für den verstärkten Wasseraustausch die sprunghafte Erhöhung des Salzgehaltes ab 1964 in Verbindung mit einer entsprechenden Verringerung der Jahresprimärproduktion herangezogen werden (**Tab. 33**).

In den Jahren 1996 und 1997 wurde die Schleuse im Lietzower Damm erneuert. Nach Modernisierung der Fluttore hat sich der Salzgehalt im Kleinen Jasmunder Bodden erhöht.

Tab. 33: Veränderungen des Salzgehaltes in den Nordrügensch Bodden, Mittelwerte und Spannweiten in verschiedenen Zeiträumen in psu

Zeitraum	Quelle	Rassower Strom	Breeger Bodden	Gr. Jasmunder Bodden	Kl. Jasmunder Bodden
1960-1963	HÜBEL 1998	8,4 (8,3-8,8)	7,8 (7,4-8,1)	6,9 (6,7-7,5)	3,4 (3,2-3,6)
1964-1969	HÜBEL et al. 1998	9,2 (8,2-10,1)	8,6 (8,1-9,6)	8,1 (7,8-8,6)	3,5 (3,2-3,7)
1970-1980	HÜBEL et al. 1998	9,8 (9,3-10,7)	9,2 (8,9-9,5)	8,8 (8,5-9,3)	4,6 (3,5-5,8)
1981-1989	HÜBEL et al. 1998	9,7 (8,8-10,1)	8,9 (8,6-9,1)	8,5 (8,3-8,7)	4,3 (3,9-5,3)
1990-1995	diese Arbeit	9,3 (8,2-11,2)	9,1 (8,2-10,5)	8,6 (7,6-9,6)	5,1 (4,4-5,7)
1996-2000	diese Arbeit	8,7 (7,3-10,2)	8,4 (7,4-10,2)	7,8 (6,8-8,7)	5,3 (4,0-7,2)

Die Sauerstoffverhältnisse in den flachen Boddengewässern sind überwiegend stabil. Die Sauerstoffsättigungen lagen in allen Gewässerbereichen meist zwischen 80 und 110 %. In wenigen Fällen waren auch Sauerstoffsättigungen bis 130 % zu registrieren. Lediglich im hypertrophen Kleinen Jasmunder Bodden wurden deutlich höhere Sauerstoffsättigungen bis 160 % beobachtet. Hier können während Stagnationsperioden an der Sedimentoberfläche zeitweise auch anoxische Verhältnisse auftreten (HÜBEL et al. 1998). Neben dem Kleinen Jasmunder Bodden zeigt auch der südliche Greifswalder Bodden eine größere Schwankungsbreite der Sauerstoffsättigung. Im Oberflächenwasser wurden hier SSI-Werte bis zu 150 % bestimmt, während im bodennahen Wasser in wenigen Fällen auch kritische Sauerstoffgehalte < 4 mg/l zu beobachten waren. Tendenzielle zeitliche Veränderungen sind nicht festzustellen.

5.4.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar

Die mittleren Einträge aus den größeren Kläranlagen und den kleinen Zuflüssen für die Jahre 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 zeigen insbesondere bei den Direkteinleitern eine deutlich abnehmende Tendenz (**Tab. 34**).

Tab. 34: Mittlerer Nährstoffeintrag aus verschiedenen Quellen in die Rügensch Bodden, den Strelasund und den Greifswalder Bodden, in t/a

Gewässer	Eintragsquelle	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
		1986-90	1991-95	1996-00	1986-90	1991-95	1996-00
Rügensch Bodden	KA Bergen	27,3	5,0	1,0	126	80	28
	Karower Bach	0,6	0,3	0,4	123	24	24
	Duvenbäk	7,1	8,1	1,9	121	104	71
	Sehrower Bach	5,0	2,1	2,2	260	178	123
	Prohner Bach	1,5	1,7	1,0	80	123	104
Strelasund	KA Stralsund	111	11,3	2,3	501	290	52
Greifswalder Bodden	KA Greifswald	78	15	0,6	278	153	35
	Ryck	10,2	5,9	5,0	422	410	307

Nach OERTEL (1991) belastete die KA Stralsund den Strelasund bis 1990 jährlich mit bis zu 130 t P, was noch über den eigenen Angaben liegt. Für die KA Bergen wurden von DAHLKE & HÜBEL (1998) für Mitte der 1990er Jahresfrachten von 1,9 t P und 107 t N berechnet.

Durch den Neubau moderner Klärwerke in den 1990er Jahren konnte die Nährstoffbelastung in den Boddengewässern um Rügen deutlich gesenkt werden. Neben der Reduzierung der Einträge aus den größeren Direkteinleitern ist mit Ausnahme des Prohner Baches auch in den kleinen Boddenzuflüssen eine Reduzierung der Frachten zu verzeichnen. Vor allem die Verringerung der Stickstofffrachten des Karower Mühlbaches ist bemerkenswert und steht im Zusammenhang mit der drastischen Abnahme des Viehbesatzes in seinem Einzugsgebiet.

Da mit den untersuchten Zuflüssen der Nährstoffeintrag nur für Teilgebiete erfasst wurde, musste noch eine Abschätzung für das Gesamteinzugsgebiet vorgenommen werden. Dabei wurde wiederum davon ausgegangen, dass sich der Eintrag aus den nicht überwachten analog dem Eintrag aus den überwachten Gebieten entwickelt hat, d.h. es wurden die flächenspezifischen Nährstoffausträge der überwachten Zuflüsse für den Eintrag aus dem gesamten Einzugsgebiet zu Grunde gelegt. In der mittleren Eintragsbilanz (**Tab. 35**) sind auch kleinere kommunale Kläranlagen und die atmosphärische Deposition berücksichtigt worden.

Tab. 35: Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) in Rügensch Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden, in t/a

Gewässer	Eintragspfad	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
		1986-90	1991-95	1996-00	1986-90	1991-95	1996-00
Rügensch Bodden	Direkteinleiter	30	7	1,5	140	90	30
	Einzugsgebiet	43	37	17	1.753	1.283	965
	Deposition	21	11	6	412	347	375
	Summe	94	55	25	2.305	1.720	1.370
Strelasund	Direkteinleiter	111	11,3	2,3	501	290	52
	Einzugsgebiet	6,5	5,5	2,5	260	190	145
	Deposition	4,5	2,4	1,7	88	74	80
	Summe	122	19	6,5	849	554	277
Greifswalder Bodden	Direkteinleiter	80	16	1	300	168	38
	Einzugsgebiet ¹⁾	18	11	9	760	738	553
	Peenestrom ²⁾	400	150	92	1.700	1.550	1.275
	Deposition	36	19	7	698	587	633
	Summe	534	196	109	3.458	3.043	2.499

¹⁾ ohne Peenestrom, ²⁾ auf der Basis der GOAP-Bilanzierung (MEYER et al. 1998) und der Entwicklung der Einträge in den Peenestrom berechnet

In den Rügensch Bodden sind die Einträge vom Ende der 1980er Jahre bis zum Ende der 1990er Jahre beim Phosphor um rund 75 % und beim Stickstoff um 40 % zurückgegangen. Hierzu trugen alle drei Eintragspfade bei, wobei die Lastreduzierung für die Direkteinleiter am stärksten zu Buche schlägt. Für den Strelasund ist im gleichen Zeitraum eine Lastreduzierung um 95 % beim Phosphor und um etwa 70 % beim Stickstoff zu verzeichnen. Der Eintrag aus dem relativ kleinen Einzugsgebiet wurde im Analogieschluss zur Frachtentwicklung des Prohner Baches und der kleinen Bäche auf Rügen geschätzt. Im Greifswalder Bodden sind die Phosphoreinträge um 80 % und die Stickstoffeinträge um etwa 30 % gesunken. Eintragsdaten aus dem Peenestrom liegen nur für die Jahre 1994 und 1995 vor. Nach einer Nährstoffbilanzierung des westlichen Oderästuares transportierte der nördliche Peenestrom Mitte der 1990er Jahre etwa 370 bis 400 t P/a und 3.400 bis 11.000 t N/a (MEYER et al. 1998). Davon erreichten ca. 120 bis 175 t P/a und 1.500 bis 1.600 t N/a den

Greifswalder Bodden, der Rest wird auf direktem Wege in die Ostsee transportiert. Geht man davon aus, dass die in den Peenestrom eingetragenen Nährstoffmengen (siehe Kapitel 5.5) auch ausgetragen werden und setzt voraus, dass die von MEYER et al. (1998) berechnete Aufteilung der Transporte in Ostsee und Greifswalder Bodden in etwa mittleren Verhältnissen entspricht, lassen sich die Einträge in den Greifswalder Bodden auch für die Zeiträume 1986 bis 1990 und 1996 bis 2000 berechnen. Damit ist der Peenestrom als Haupteintragspfad für den Greifswalder Bodden zu betrachten, was aufgrund der Größe seines Eigeneinzugsgebietes und des daran angeschlossenen Einzugsgebietes der Oder auch plausibel ist. Veränderungen in der Nährstoffbelastung von Peenestrom und Kleinem Haff wirken sich also maßgeblich auch auf die Belastung des Greifswalder Boddens aus.

Keine Berücksichtigung fand bei den bisherigen Stickstoffbilanzen der Küstengewässer der Eintrag über die biologische Stickstofffixierung durch planktische Cyanophyceen. Für den Kleinen Jasmunder Bodden liegen diesbezügliche Angaben vor. Im Zeitraum von 1971 bis 1983 geben DAHLKE & HÜBEL (1996) einen mittleren gewässerbezogenen Stickstoffeintrag durch die Cyanophyceen von 11 t/a an, wobei die Jahreseinträge zwischen 0 und 35 t schwanken. In Jahren mit starken Blaualgenblüten können also durchaus bedeutsame Stickstoffeinträge durch Fixierung aus der Luft erreicht werden. In der Gesamtbilanz spielen sie jedoch eine untergeordnete Rolle.

Die deutlichen Eintragsreduzierungen lassen für die Boddengewässer um Rügen signifikante Änderungen im Nährstoffinventar des Pelagias erwarten. Konzentrationsmessungen in der Wasserphase liegen im LUNG für den Kubitzer Bodden seit Mitte und für den Strelasund seit Anfang der 1980er Jahre vor. Der Greifswalder Bodden wird demgegenüber bereits seit Anfang der 1970er Jahre untersucht. Aus diesen Langzeitdatenreihen wurden Pentadenmittel berechnet (**Anlage 6-4**). Wie in den bereits behandelten Küstengewässern ist auch im Greifswalder Bodden bis zur zweiten Hälfte der 1980er Jahre ein Anstieg und in den 1990er Jahren eine Abnahme der DIP-Konzentrationen festzustellen. Der Vergleich der Pentadenmittel 1986 bis 1990 und 1996 bis 2000 spiegelt die starke Belastungsreduzierung in den 1990er Jahren wider (**Abb. 28**).

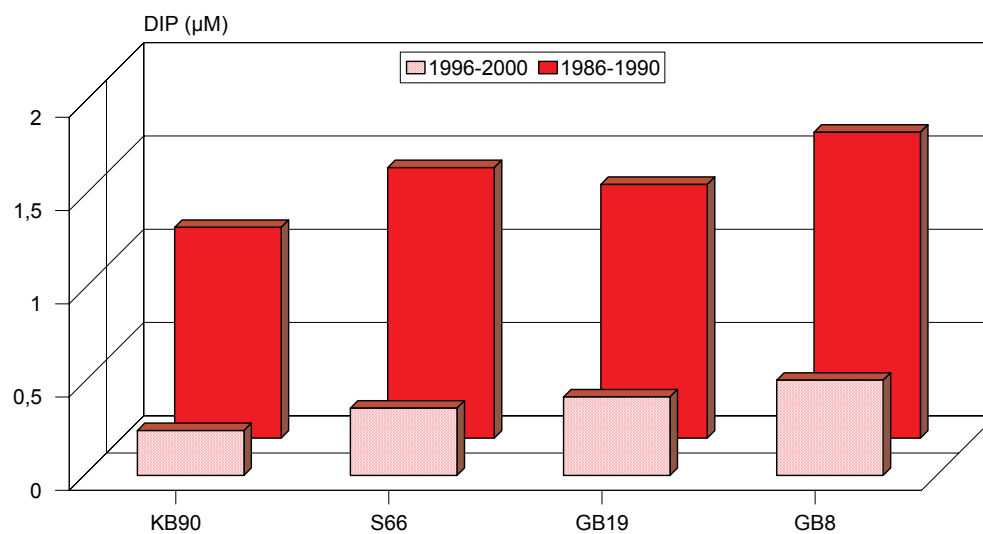


Abb. 28: Mittlere DIP-Konzentrationen im Kubitzer Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden, 1986-1990 und 1996-2000

Von der zweiten Hälfte der 1980er bis zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre haben sich die mittleren DIP-Konzentrationen im Kubitzer Budden (KB90) und Strelasund (S66) um 75 bis 80 % und im Greifswalder Bodden um 70 % verringert. Im Greifswalder Bodden wurden 1996 bis 2000 im Mittel etwa doppelt so hohe DIP-Konzentrationen registriert wie im Kubitzer Bodden.

Bei den Stickstoffverbindungen ist in den 1990er Jahren generell ein Rückgang der Ammoniumkonzentrationen festzustellen. Nitrat-Stickstoff zeigt keine tendenziellen Veränderungen. In der Summe der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen ist ein moderater Konzentrationsrückgang zu beobachten. Von der zweiten Hälfte der 1980er bis zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre haben sich die mittleren DIN-Konzentrationen im Kubitzer Budden (KB90) um etwa 10 %, im Strelasund (S66) um 25 % und im Greifswalder Bodden um 30 bis 45 % verringert. Die höchsten mittleren Konzentrationen sind im südöstlichen Greifswalder Bodden (GB8) zu beobachten (**Abb. 29**). Hierfür ist das aus dem Peenestrom in den Greifswalder Bodden einströmende nährstoffreiche Wasser verantwortlich.

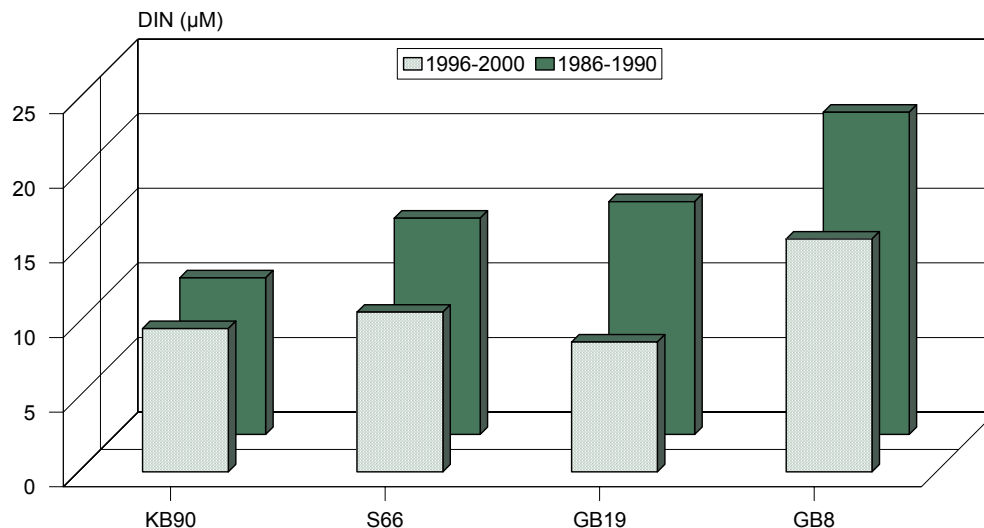


Abb. 29: Mittlere DIN-Konzentrationen im Kubitzer Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden, 1986-1990 und 1996-2000

Mehr oder weniger deutliche Konzentrationsänderungen sind auch im winterlichen Oberflächenwasser zu konstatieren (**Anlagen 7-6, 7-7 und 7-8**). Im Greifswalder Bodden zeigte sich von 1973-1988 ein signifikanter Anstieg der Phosphatkonzentrationen (BACHOR 1990b). Im Rahmen dieser Arbeit wurden für den Zeitraum 1986 bis 2000 signifikant abnehmende Trends für Gesamt-P im winterlichen Oberflächenwasser des Kubitzer Boddens ($R^2=0,80$), des Strelasundes ($R^2=0,89$) und des Greifswalder Boddens ($R^2=0,71$) ermittelt. Für Gesamt-N war ebenfalls ein abnehmender Trend nachweisbar, wobei dieser wie beim Phosphor im mittleren Strelasund am stärksten ausgeprägt war. In diesen Gewässerabschnitt werden die Abwässer der Hansestadt Stralsund eingeleitet. Auch beim gelösten anorganischen Phosphor waren in den genannten drei Gewässern abnehmende Trends zu verzeichnen. Demgegenüber wurde für die Summe der gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen keine Veränderung festgestellt.

Für die Nordrügensch Bodden reichen die Zeitreihen der Gewässerüberwachung des LUNG nicht aus, um Trendbetrachtungen anstellen zu können. Für diese Gewässer existieren allerdings langjährige Untersuchungen durch das Institut für Ökologie in Kloster auf Hiddensee bzw. dessen

Vorgängereinrichtung. Nach HÜBEL et al. (1998) werden die Konzentrationen der gelösten anorganischen Nährstoffe in der winterlichen Oberflächenschicht der äußeren Bodden der Nordrügensch Boddenkette (Libben, Rassower Strom) stark durch die Nährstoffdynamik in der Arkonasee beeinflusst. Im Libben wurde zwischen 1960 und 1988 ein signifikanter Anstieg der Konzentrationen der anorganischen Stickstoffkomponenten (DIN) von 2,5 µM auf ein Maximum von 10,2 µM registriert. Im gleichen Zeitraum war ein Anstieg der Phosphatkonzentrationen (DIP) von 0,2 auf 2,1 µM zu verzeichnen. Durch den Fahrwasserausbau haben sich die Nährstoffkonzentrationen zwischen den inneren und äußeren Bodden angenähert. Die Konzentrationsgradienten sind bis zum Großen Jasmunder Bodden seitdem nur schwach ausgeprägt. Lediglich im isolierten Kleinen Jasmunder Bodden werden deutlich höhere Nährstoffkonzentrationen gemessen (**Tab. 36**).

Tab. 36: Veränderungen der winterlichen DIP-Konzentrationen in den Rügensch Bodden seit 1960, Mittelwerte und Spannweiten Januar-März in µM

Zeitraum	Quelle	Rassower Strom	Gr. Jasmunder Bodden	Kl. Jasmunder Bodden
1960-1963	HÜBEL et al. 1998	0,5 (0,3-0,6)	1,6 (1,2-1,9)	2,9 (1,5-3,1)
1964-1969	HÜBEL et al. 1998	1,0 (0,5-1,6)	0,8 (0,5-1,1)	2,0 (1,7-2,8)
1970-1980	HÜBEL et al. 1998	1,4 (0,4-1,7)	1,4 (0,7-1,9)	2,8 (1,1-5,7)
1981-1989	HÜBEL et al. 1998	1,5 (0,8-1,7)	1,4 (0,9-2,6)	5,1 (2,1-6,6)
1991-1995	diese Arbeit	0,5 (0,4-0,8)	0,4 (0,1-0,9)	0,3*
1996-2000	diese Arbeit	0,3 (0,1-0,7)	0,1 (0,1-0,2)	0,2 (0,1-0,5)

* nur 1995 untersucht

In den 1990er Jahren haben sich die winterlichen Phosphatkonzentrationen in den Nordrügensch Bodden auf ein Niveau unter 1 µM P eingestellt. Besonders bemerkenswert ist die Tatsache, dass dies auch auf den ehemals sehr stark durch die Kläranlage von Bergen belasteten Kleinen Jasmunder Bodden zutrifft. Für den drastischen Konzentrationsrückgang ist neben der Reduzierung der Phosphoreinträge aus der Kläranlage und dem Karower Mühlbach auch der offensichtlich verstärkte Wasseraustausch mit dem Großen Jasmunder Bodden mitverantwortlich zu machen. In den letzten Jahren war in den Sommermonaten verbreitet ein Absinken der DIP-Konzentrationen unter die Bestimmungsgrenze von 0,1 µM zu verzeichnen. Allerdings verharren die Gesamt-P-Konzentrationen nach wie vor auf einem hohen Niveau.

Zwischen 1960 und 1988 wurde im Kleinen Jasmunder Bodden parallel zum Anstieg der Phosphatkonzentrationen auch ein Anstieg der DIN-Konzentrationen festgestellt (HÜBEL et al. 1998). Die Untersuchungsergebnisse des LUNG aus den 1990er Jahren lassen für die Stickstoffkomponenten keine Trendwende erkennen.

Neben den Winterkonzentrationen wurden anhand mittlerer Jahressgänge Veränderungen in der jahreszeitlichen Variabilität an ausgewählten Messstellen, und zwar im Kubitzer Bodden (KB90), im mittleren Strelasund (S66) und im zentralen Greifswalder Bodden, untersucht (**Anlagen 8-4, 8-5 und 8-6**). Beim DIP ist in allen drei Gewässerbereichen eine deutliche Konzentrationsabnahme im gesamten Jahresverlauf zu verzeichnen. Standen dem Phytoplankton vor 1990 ganzjährig ausreichend hohe Mengen an DIP zur Verfügung, zeichnen sich zum Ende der 1990er Jahre längere Perioden von P-Mangel ab. Während der Frühjahrblüte des Phytoplanktons ist an allen drei Messstellen ein Absinken der DIP-Konzentrationen auf bzw. unter die analytische Bestimmungsgrenze zu beobachten. Dieser Zeitraum umfasst die Monate April bis Juni. Im Kubitzer Bodden und im

Strelasund wurden auch im Spätsommer und Herbst nur noch sehr niedrige DIP-Konzentrationen gemessen, die auf den Verbrauch durch Algenwachstum zurückzuführen sind. Generell sind die Konzentrationsabnahmen im Sommer, Herbst und Winter stärker ausgeprägt als im Frühjahr. Die mittleren Jahrgänge für den DIN sind durch erhöhte Konzentrationen in den Monaten Januar bis April, ein sommerliches Minimum und einen Wiederanstieg ab Oktober gekennzeichnet. Die Konzentrationsabnahme beginnt i.d.R. im Kubitzer Bodden und Strelasund früher als im Greifswalder Bodden. Der Vergleich der mittleren Jahrgänge für die Perioden 1986-1990 und 1996-2000 zeigt lediglich für die Phase erhöhter Konzentrationen im Herbst und Winter größere Unterschiede. Im Strelasund und Greifswalder Bodden wurden in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre während dieser Jahreszeit deutlich niedrigere DIN-Konzentrationen bestimmt als vor 1990.

Neben den Konzentrationen im Pelagial sind in den schlickreichen Sedimenten des Untersuchungsgebietes Nährstoffe vorhanden, die unter bestimmten Verhältnissen remobilisierbar sind. Im Zeitraum von 1995 bis 2001 wurden insgesamt 69 Oberflächensedimentproben untersucht. Die Einzelergebnisse sind in den **Anlagen 9-8 bis 9-13** enthalten. Für 5 Gewässerbereiche wurden für die einzelnen Sedimentparameter Mittelwerte und Standardabweichungen berechnet (**Tab. 37**).

Tab. 37: Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus den Boddengewässern um Rügen, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2001

Gewässerbereich	n	TR (%)	TOC (%)	FF20 (%)	P _{ges} (g/kg TM)	N _{ges} (g/kg TM)
Kl. Jasmunder Bodden	5	10 ± 4	14,9 ± 6,9	54 ± 20	1,09 ± 0,51	13,1 ± 4,8
Gr. Jasmunder Bodden	9	12 ± 3	11,3 ± 2,6	44 ± 12	1,42 ± 0,64	10,6 ± 4,5
Rügensche Bodden*	18	41 ± 11	2,5 ± 1,2	20 ± 11	0,47 ± 0,21	3,0 ± 1,9
Strelasund	9	31 ± 6	4,6 ± 1,6	38 ± 8	0,86 ± 0,60	3,7 ± 2,0
Greifswalder Bodden	28	38 ± 16	5,5 ± 3,4	33 ± 20	1,16 ± 0,83	4,8 ± 3,1

* ohne die beiden Jasmunder Bodden

Dabei werden deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern sichtbar. Die höchsten Wasser-, TOC- und Feinkornanteile wurden in den Sedimenten aus den beiden Jasmunder Bodden und die niedrigsten in denen aus den Nord- und Westrügensch Bodden festgestellt. Die Sedimente aus den Jasmunder und dem Greifswalder Bodden wiesen in etwa doppelt so hohe Phosphorgehalte auf wie die aus den Rügensch Bodden. Der Strelasund nimmt bezüglich der P-Belastung der Sedimente eine Zwischenstellung ein. Besonders starke Stickstoffanreicherungen waren in den beiden Jasmunder Bodden zu verzeichnen.

Auf der Grundlage dieser Datenerhebung lassen sich die Nährstoffinventare für die Gewässer rund um Rügen berechnen. Dabei wurden für die Nordrügensch Bodden die Inventare des Kleinen und Großen Jasmunder Boddens wegen ihres hohen Anteiles an Schlicksedimenten gesondert ausgewiesen (**Anlage 9-20 und 9-21**).

Umfangreiche Untersuchungen zur Sedimentkartierung der Nordrügensch Bodden fanden im Jahre 2001 und 2002 durch das Institut für Ökologie statt. Danach wurde der Wassergehalt der Sedimentschicht von 0 bis 5 cm an insgesamt 370 Stationen untersucht. An ausgewählten Stationen wurde zusätzlich der Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt. Zwischen beiden Parametern konnte ein hochsignifikanter exponentieller Zusammenhang nachgewiesen werden (DAHLKE 2003), so dass der TOC-Gehalt für alle Proben berechnet und somit zur Unterscheidung der Sedimenttypen

genutzt werden konnte. Bezogen auf die gesamten Nordrügensch Bodden waren etwa 32 % des Gewässergrundes mit Sedimenten bedeckt, die dem Schlickbodenkomplex zuzuordnen sind (DAHLKE 2003). Im Großen und besonders im Kleinen Jasmunder Bodden ist der Anteil der Schlickflächen mit 64 % bzw. 76 % deutlich höher als in den äußeren Bodden. Für die Berechnung der Nährstoffinventare wurde in den äußeren Nordrügensch und in den Westrügensch Bodden von einer 25 %igen Schlickbedeckung ausgegangen.

Das für die Nord- und Westrügensch Bodden ermittelte Nährstoffinventar in den Schlicksedimenten beläuft sich in den obersten 5 cm auf etwa 770 t Phosphor und 6.000 t Stickstoff, wobei davon über 60 % des Phosphors und über 70 % des Stickstoffs in den beiden Jasmunder Bodden lagern. Um diese Mengen aufzufüllen, bedurfte es bei den gegenwärtigen Phosphoreinträgen 30 Jahre, bei den Stickstoffeinträgen aber nur 4 Jahre. Nach aktuellen Untersuchungen ist in den Nordrügensch Bodden mit einer jährlichen Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten von 127 t P und 840 t N zu rechnen (DAHLKE 2003), was weniger als 10 % des in der 5-cm-Schicht gelagerten Nährstoffinventars entspricht.

In der 5-cm-Schicht der Schlicksedimente des Strelasundes sind rund 275 t P und 1.200 t N akkumuliert. Etwa 10-fach höhere Mengen wurden für die Schlicksedimente des wesentlich größeren Greifswalder Bodden berechnet, wobei diese vor allem im westlichen Teil des Greifswalder Boddens lagern. WEISS (1991) konnte anhand der räumlichen Verteilung der Radiocäsiumkontamination nachweisen, dass die Hauptsedimentationsgebiete im westlichen Teil und weniger ausgeprägt im südlichen Teil des Greifswalder Boddens liegen, während selbst in den tiefsten Gebieten des östlichen Greifswalder Boddens keine Sedimentakkumulation erfolgt.

5.4.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe

Eine Bilanzabschätzung für die Nährstoffe kann lediglich für die Nordrügensch Bodden vorgenommen werden, da nur für diese Gewässer eine Wassermengenbilanz vorliegt. Die auch als Binnenbodden Rügensch bezeichneten Gewässer besitzen ein relativ kleines Einzugsgebiet von nur 312 km², welches von kleineren Gräben und Bächen entwässert wird. Der bedeutendste Zufluss ist der in den Kleinen Jasmunder Bodden mündende Karower Mühlbach, für den auch Frachtangaben vorliegen. Unter der Annahme, dass die flächenspezifischen Nährstoffausträge aus dem gesamten Einzugsgebiet denen des Karower Mühlbaches entsprechen, kann die Gesamtbelastung aus dem Einzugsgebiet hochgerechnet werden. Hinzu kommen die Direkteinträge aus den kommunalen Kläranlagen. Von den an alle Direkteinleiter angeschlossenen Einwohnerwerten entfallen etwa 90 % auf die größte Kläranlage in Bergen. Für diese Anlage konnten ebenfalls Eintragsdaten berechnet werden. Da die meisten kleineren Kläranlagen, von denen die in Lobkevitz mit 4.350 EW und Dranske mit 2.350 EW die größten sind, ebenfalls modernisiert bzw. ausgebaut wurden, kann mit einer analogen Lastreduzierung, wie der für die Kläranlage Bergen ermittelten, ausgegangen werden. Neben den landseitigen wurden die atmosphärischen Einträge berechnet (**Anlagen 5.2** und **5.3**).

Wichtige Bilanzelemente stellen darüber hinaus die Ein- und Austräge aus bzw. in die Ostsee dar. Die Nährstoffeinträge aus der Ostsee wurden auf der Basis der monatlichen Einstrommengen und der monatlichen Konzentrationen an der westlich von Hiddensee gelegenen Ostseestation O9 (siehe **Abb. 27**) berechnet (**Anlage 14-3**). Zur Ermittlung der Austräge sind die monatlichen Ausstrom-

mengen mit den monatlichen Konzentrationen an der Messstelle RB1 im Rassower Strom verrechnet worden (**Anlage 14-2**).

Eine Gegenüberstellung aller Bilanzelemente zeigt sowohl beim Phosphor als auch beim Stickstoff für den Zeitraum 1993-1995 nahezu ausgeglichene Saldi. Im Zeitraum 1996-2000 übersteigen P- und N-Austräge aus der Boddenkette die Einträge um 10 bis 15 % (**Tab. 38**). Nur ein Viertel des Nährstoff-austrages erfolgt dabei in gelöster Form.

Entsprechend dieser Bilanz fungieren die Nordrügensch Bodden nicht als Nährstoffsene sondern als Nährstoffquelle. Der intensive Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee führt offenbar zu Ausräumeeffekten, die bei sinkenden landseitigen Einträgen zu einer deutlichen Entlastung der Bodden führt. Hierbei ist allerdings auf die Sonderstellung des Kleinen Jasmunder Boddens hinzuweisen, in dem die Ausräumeeffekte infolge des eingeschränkten Wasseraustausches von geringerer Bedeutung sind. Hinzu kommt, dass der Kleine Jasmunder Bodden aufgrund seiner geringen Größe und geschützten Lage in einer Endmoränenlandschaft durch eine geringere Intensität der Resuspension von Sedimentmaterial gekennzeichnet ist als der Große Jasmunder Bodden. Für die Intensität der Resuspension von Sedimenten ist die Windwirklänge für die Seegangsausprägung und deren Wirkungstiefe entscheidend. In den großen und flachen Boddengewässern (z.B. auch Saaler Bodden) ist deshalb eine höhere Sedimentdynamik anzutreffen als in den kleineren Bodden (z.B. auch Bodstedter Bodden).

Tab. 38: Mittlere Nährstoffbilanzen für die Nordrügensch Bodden, in t/a

Bilanzelement	Gesamt-Phosphor		Gesamt-Stickstoff	
	1993-1995	1996-2000	1993-1995	1996-2000
Eintrag aus der Ostsee	115,4	75,9	1.114	1.080
Eintrag über Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet	4,2	5,3	325	325
Eintrag über Direkteinleiter	5,5	1,2	88	31
Atmosphärischer Eintrag	4,8	2,6	150	162
Summe der Einträge	129,9	85,0	1.677	1.598
Austrag in die Ostsee	126,5	98,3	1.761	1.756
Verbleib in den Binnenbodden Rügens	4,4	-13,3	-84	-158

DAHLKE (2003) kommt in seiner Nährstoffbilanz der Nordrügensch Bodden zu höheren Einträgen und geringeren Austrägen und damit zu einer Nährstoffakkumulation von 18,2 t P/a und 210 t N/a. Dabei berücksichtigt er allerdings nur einen minimalen Nettoaustrag von 0,8 t P/a und 12,7 t N/a, der auf der Basis der Konzentrationsmessungen an der Station RB3 im Rassower Strom berechnet wurde. D.h. es wurde mit gleichen Konzentrationen im ein- und ausströmenden Wasser auf der Grundlage jahresbezogener Medianwerte der Jahre 1998 bis 2000 gerechnet. Da das ausströmende Wasser generell höhere Konzentrationen als das einströmende hat, wurde der Austrag unterschätzt. Dafür finden in der Bilanz von DAHLKE mit der biologischen Stickstofffixierung und der Denitrifikation zwei Bilanzelemente Berücksichtigung, die bisher noch nicht betrachtet wurden. Aus den Untersuchungen von HÜBEL (1984) zur Stickstofffixierung von planktischen photoautotrophen Organismen und heterotrophen Bakterien im Sediment berechnet DAHLKE (2003) einen mittleren jährlichen Stickstoff-eintrag von rund 61 t. Dies entspricht in etwa dem aktuellen Stickstoffeintrag aus den kommunalen Direkteinleitern, ist aber bezogen auf die Gesamtbelastung von untergeordneter Bedeutung. Bedeutsamer sind die Stickstoffverluste über die Denitrifikation, die mit mittleren 587 t/a angegeben werden.

Für die gesondert gerechnete Nährstoffbilanz des Kleinen Jasmunder Boddens kommt DAHLKE (2003) ebenfalls zu negativen Saldi.

Auf der Grundlage der vorliegenden Bilanzabschätzungen ist für die Rügensch Bodden anzunehmen, dass gegenwärtig ein Zustand erreicht ist, der keine „Netto-Sedimentation“ mehr zulässt. Das eingetragene und im Gewässer gebildete Material und die daran gebundenen Nährstoffe werden episodisch über die Resuspension in die Ostsee ausgetragen. Eine Zunahme von Starkwindereignissen würde bedeuten, dass die Prozesse der Resuspension von Schlicksedimenten und der Transport des suspendierten partikulären Materials in den flachen Bodden- und Haffgewässern von zunehmender Bedeutung sind.

5.4.4 Schwermetalleinträge und Schwermetallinventar

Schwermetalluntersuchungen fanden lediglich im Ryck und in den Kläranlagen der Städte Bergen, Stralsund und Greifswald statt (siehe **Anlagen 3-6, 4-6, 4-7 und 4-8**). Die atmosphärischen Schwermetalleinträge für die hier zu betrachtenden Gewässer sind den **Anlagen 5-1 bis 5-5** zu entnehmen.

Wie aus der Gegenüberstellung der Einträge über die Hauptbelastungsquellen ersichtlich, dominiert auch für die hier betrachteten Küstengewässer bei den Elementen Zn und Cu der Eintrag über die atmosphärische Deposition (**Tab. 39**). Rechnet man die mit den Frachten des Ryck erfassten Einträge auf das gesamte Einzugsgebiet hoch, so ist diese flächenbezogene Belastung höher einzuschätzen als die Belastung aus den punktuellen Eintragsquellen.

Tab. 39: Mittlerer Schwermetalleintrag aus verschiedenen Quellen in die Rügensch Bodden, den Strelasund und den Greifswalder Bodden in kg/a (1996-2000)

Element	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Ryck	52	33	26	2,05	0,47
KA Bergen	73	16	21	1,75	0,17
KA Stralsund	182	59	49	3,36	0,32
KA Greifswald	87	25	19	1,49	0,32
Atmosph. Deposition	5.606	1.752	336	13,4	2,45
Summe	6.000	1.885	451	22,0	3,73

Beim Pb dürften sich der landseitige und der atmosphärische Eintrag etwa in der gleichen Größenordnung bewegen. Dies trifft wahrscheinlich auch auf Cd und Hg zu. Die Direkteinträge über die Kläranlagen der großen Städte im Einzugsgebiet spielen lokal sicher eine Rolle, sind aber bei der Gesamtbetrachtung als gering einzuschätzen. Allerdings war auch hier durch den Aus- bzw. Neubau der Kläranlagen eine deutliche Lastreduzierung in den letzten Jahren zu konstatieren (siehe **Anlagen 4-6, 4-7 und 4-8**). Die durch die Sportboote und die Berufsschifffahrt bedingten Einträge schlagen mit Sicherheit in den Häfen, aber auch im Bereich der Schifffahrtswege zu Buche.

Die Schwermetallmessungen im Wasser wurden lediglich im zentralen Bereich des Greifswalder Boddens in den Jahren 1992 bis 1994 und 2000 durchgeführt. Die gemessenen Konzentrationen zeigten keine größeren Unterschiede (**Tab. 40**).

Tab. 40: Schwermetallgesamtkonzentrationen im Greifswalder Bodden (GB19), in µg/l

Kenn- zahl	Zn		Cu		Pb		Cd		Hg	
	1992-94	2000	1992-94	2000	1992-94	2000	1992-94	2000	1992-94	2000
50-P	3,10	2,03	0,35	1,13	0,56	0,59	0,100	0,050	0,100	0,020
90-P	16,46	5,00	4,17	3,58	1,38	1,28	0,137	0,196	0,120	0,044

Die Messwerte zeigten eine relativ große Streubreite. Wegen der großen Anzahl von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze und dem Wechsel der Bestimmungsgrenze sind die statistischen Kennzahlen für Cadmium und Quecksilber nur sehr eingeschränkt vergleichbar. Die aktuellen Schwermetallkonzentrationen in den flachen Boddengewässern werden maßgeblich vom Anteil des suspendierten partikulären Materials (SPM) beeinflusst. Bei Starkwindereignissen ist der SPM-Anteil im Wasserkörper und damit auch der in der Gesamtprobe bestimmte Metallgehalt hoch. In klaren Wasserproben nach Ruhigwetterlagen werden geringe Metallgehalte bestimmt.

Aufgrund der Dominanz der atmosphärischen Einträge und fehlender Belastungs-„Hot Spots“ im Untersuchungsgebiet sind keine größeren räumlichen Konzentrationsgradienten zwischen den einzelnen Boddengebieten zu erwarten. Die Untersuchung der Sedimente belegen die geringen Unterschiede in der Schwermetallbelastung der einzelnen Gewässerbereiche (**Tab. 41**).

Die Schlicksedimente des Greifswalder Boddens wiesen bei den meisten Elementen die höchsten mittleren Schwermetallgehalte auf. Erstaunlich ist, dass der Kleine Jasmunder Bodden die relativ geringste Belastung (Zn, Cu, Hg, Cr, Ni, As) aufwies. Erstaunlich deshalb, weil in dieses kleine Gewässer die Abwässer aus der Kläranlage Bergen eingeleitet werden. Am stärksten ist der Konzentrationsgradient zwischen Greifswalder und Kleinem Jasmunder Bodden beim Arsen, Chrom und Nickel ausgeprägt. Bei den mehr anthropogen bedingten Elementen Zink, Kupfer, Blei, Cadmium und Quecksilber sind die Unterschiede zwischen den Boddens deutlich schwächer.

Tab. 41: Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus den Rügensch Bodden, dem Strelasund und dem Greifswalder Bodden, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM

Gewässer	Zn-f	Cu-f	Pb-f	Cd-f	Hg-f	Cr-f	Ni-f	As-f
Kl. Jasm. Bodden	129 ± 56	23 ± 3	59 ± 13	1,10 ± 0,31	0,13 ± 0,03	15 ± 10	13 ± 8	5 ± 2
Gr. Jasm. Bodden	140 ± 61	35 ± 7	80 ± 17	1,37 ± 0,60	0,32 ± 0,36	24 ± 15	19 ± 15	12 ± 3
Rügensch Bodden*	135 ± 39	33 ± 5	45 ± 8	1,09 ± 0,43	0,23 ± 0,24	31 ± 6	26 ± 5	14 ± 5
Strelasund	151 ± 54	36 ± 7	47 ± 17	1,00 ± 0,67	0,19 ± 0,09	38 ± 5	31 ± 4	17 ± 7
Greifswalder Bodden	208 ± 67	36 ± 9	72 ± 20	1,41 ± 0,52	0,25 ± 0,11	40 ± 7	34 ± 7	18 ± 5

* ohne die beiden Jasmunder Bodden

Auffällig sind die im Vergleich zu den anderen Rügensch Bodden erhöhten Bleigehalte in den Sedimenten der beiden Jasmunder Bodden. STODIAN (1996) fand in den feinkörnigen Sedimenten (< 63 µm) der Nordrügensch Boddenkette eine ähnliche Bleiverteilung mit 80 bis 90 ppm in den Jasmunder Bodden und mit 20 bis 40 ppm in den übrigen Bodden.

Im Jahre 2001 wurden neben den Oberflächensedimenten auch Sedimentkurzkerne aus dem südlichen Großen Jasmunder Bodden und dem Südteil des Kleinen Jasmunder Boddens nahe

Buschwitz entnommen. Die Vertikalverteilung von strukturellen Merkmalen und Spurenmetallgehalten in beiden Kernen ist sehr unterschiedlich. Der aus einer Wassertiefe von 7,7 m aus dem Großen Jasmunder Bodden entnommene Sedimentkern 540 weist eine deutliche Störung im Tiefenhorizont von 8 bis 10 cm auf, die auf eine Verklappung von Baggergut in diesem Gewässer zurückgeführt werden kann¹⁰. Die Verklappung des Baggergutes zeigt sich in einer deutlichen Zunahme des Trockenrückstandes bei gleichzeitiger Abnahme des TOC und der Schwermetalle Hg, Cd und Pb (Abb. 30).

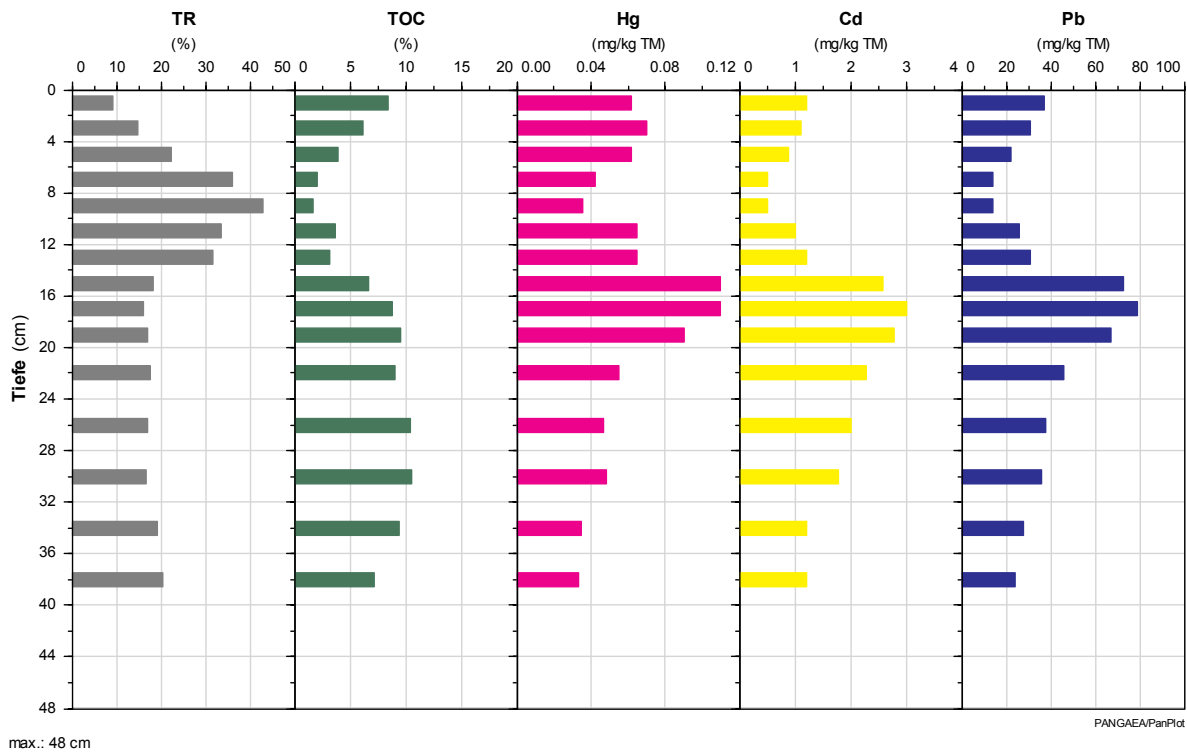


Abb. 30: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 540 (Großer Jasmunder Bodden)

Anhand des Verklappungszeitpunktes kann eine ungefähre Datierung des Sedimentkernes und damit die Sedimentationsrate für dieses Gewässer abgeschätzt werden. Die Verklappung kann dem Tiefenhorizont zwischen 8 und 10 cm zugeordnet werden, d.h. dass zwischen Verklappung und Sedimentkernbeprobung eine Zeit von 23 Jahren liegt. In dieser Zeitspanne sind etwa 8 bis 10 cm sedimentiert. Daraus ergibt sich eine relativ hohe Sedimentationsrate von 3 bis 4 mm pro Jahr. Des weiteren ist zu erkennen, dass sich das Baggergut in einem Sedimenthorizont von rund 16 cm ausgebreitet hat. Das durch einen geringen TOC-Gehalt charakterisierte Material wurde zunächst in das schlickige Sediment bis in eine Tiefe von 14 bis 16 cm eingemischt, was sich in einer Abnahme des TOC und einer Zunahme des Trockenrückstandes zeigt. Die nachfolgende Sedimentation überwiegend organischen Materials führte dann nach der Verklappung zu einem kontinuierlichen Wiederanstieg des TOC. Erst in der obersten Sedimentschicht wird der TOC-Ausgangswert, d.h. der TOC-Gehalt vor der Verklappung, wieder annähernd erreicht. Die Mischungszone zwischen eingebrachtem und autochthonem Material von etwa 16 cm zeigt die sehr starken Umlagerungsprozesse in den

¹⁰ Nach Angaben des Wasser- und Schifffahrtsamtes Stralsund wurden 1978 15.000 m³ Baggergut aus dem Sportboothafen Lietzow im Großen Jasmunder Bodden verklappt.

Oberflächensedimenten des Großen Jasmunder Boddens an. Diese Umlagerungsprozesse können in oxischen Sedimenten durch Bioturbation verstärkt werden. Der nach der Probenahme segmentierte Sedimentkern wies diverse Wurmröhren auf, was auf eine starke Bodentierbesiedlung schließen lässt. Aktuelle Untersuchungen am Institut für Ökologie zeigen, dass die Sedimente des Großen Jasmunder Boddens bis in 7 m Wassertiefe durch Makrozoobenthos besiedelt sind. Im Jahre 1997 wurde hier erstmals der Polychaet *Marenzelleria viridis* nachgewiesen, der bereits 1985 in den Darß-Zingster Bodden als Neozoe entdeckt wurde (DAHLKE 2003).

Untersuchungen zur vertikalen Verteilung künstlicher Radionuklide im Greifswalder Bodden bestätigen die vertikale Migration frischeingetragenen Materials in rezenten Sedimenten der Küstengewässer (WEISS 1990). Die zeitliche Aufnahme der Verteilung von Cs-134 und Cs-137 im zentralen Greifswalder Bodden zeigte, dass das vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl nicht nachweisbare Cs-134 bereits im Juli 1986 bis in 3 cm Sedimenttiefe und im Juli 1988 bis in 8 cm Sedimenttiefe vorgedrungen war. Das traf auch auf den neu hinzugekommenen Anteil des Cs-137 zu. WEISS (1990) spricht in diesem Zusammenhang von einer Penetration der Radionuklide.

Im Großen Jasmunder Bodden ist bei den Spurenelementen zunächst ein Konzentrationsanstieg ab einer Sedimenttiefe von 28 bis 32 cm zu verzeichnen, der mit der beginnenden Industrialisierung vor etwa 150 Jahren zusammenfallen dürfte. Daraus lässt sich eine Sedimentationsrate von etwa 2 mm pro Jahr ableiten. Die höchsten Spurenmetallgehalte wurden im Sedimenthorizont zwischen 14 und 18 cm angetroffen. Danach wirkt sich das eingebrachte Baggergut „verdünnend“ aus, d.h. parallel zur Abnahme des TOC sinken auch die Schwermetallgehalte. Mit der Sedimentation autochthonen Materials nimmt dann der Gehalt der Schwermetalle wieder zu, ohne dass allerdings die hohen Werte des Sedimenthorizontes zwischen 14 und 18 cm wieder erreicht werden. D. h. die aktuelle Belastung bleibt hinter der aus der Vergangenheit zurück, was aufgrund der verringerten Schwermetalleinträge auch plausibel ist.

Paläogeographische Untersuchungen der Sedimente zeigten, dass bereits nach 2.100 BP ein starker Anstieg der Akkumulationsraten einsetzte (KLIBO¹¹ 1998). Als Gründe dafür werden sowohl ein geringerer Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee als auch eine steigende Trophie der Wasserkörper durch zunehmende Besiedlung und Waldrodung im Einzugsgebiet angesehen. Nach WASMUND (1939) haben sehr hohe Sedimentationsraten in den Nordrügensch Bodden zu Schlamm-mächtigkeiten von bis zu 12 m geführt.

Für die sehr hohe Sedimentationsrate des Großen Jasmunder Boddens ist neben der Bildung und Sedimentation großer Mengen an Algenbiomasse der Eintrag suspendierten partikulären Materials aus dem Kleinen Jasmunder Bodden anzuführen. In Abhängigkeit von den Wasserstandsverhältnissen und der Wehrsteuerung kommt es episodenhaft zum Eintrag erheblicher Schwebstoffmengen aus diesem polytrophen Gewässer. Im relativ tiefen Großen Jasmunder Bodden sedimentieren diese Mengen dann sehr schnell. Die gröberen und schwereren sandigen Partikel setzen sich dabei im unmittelbaren Einstrombereich nahe des Lietzower Damms ab, was an den ausgedehnten Sandbänken in diesem Bereich sichtbar ist. Das leichtere organogene Material sedimentiert dagegen erst in den tieferen zentralen Bereichen des Großen Jasmunder Boddens.

Der aus einer Wassertiefe von nur 1,6 m aus dem Kleinen Jasmunder Bodden entnommene Sedimentkern 560 zeigt eine wesentlich andere Verteilung der strukturellen Kenngrößen und

¹¹ BMBF-Projekt Klimaänderung und Boddenlandschaft

der Schwermetallgehalte (**Abb. 31**). Der Trockenrückstand weist relativ konstant mit der Tiefe ansteigende Werte zwischen 8 und 15 % auf. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff variieren zwischen 12 und 16 %. Bei den Schwermetallen zeigt sich eine Anreicherung ab 20 cm. Hieraus lässt sich eine Sedimentationsrate von über 1 mm pro Jahr abschätzen, die allerdings nur für den Flachwasserbereich zutrifft. In den tieferen zentralen Becken dürfte die Sedimentationsrate deutlich höher liegen.

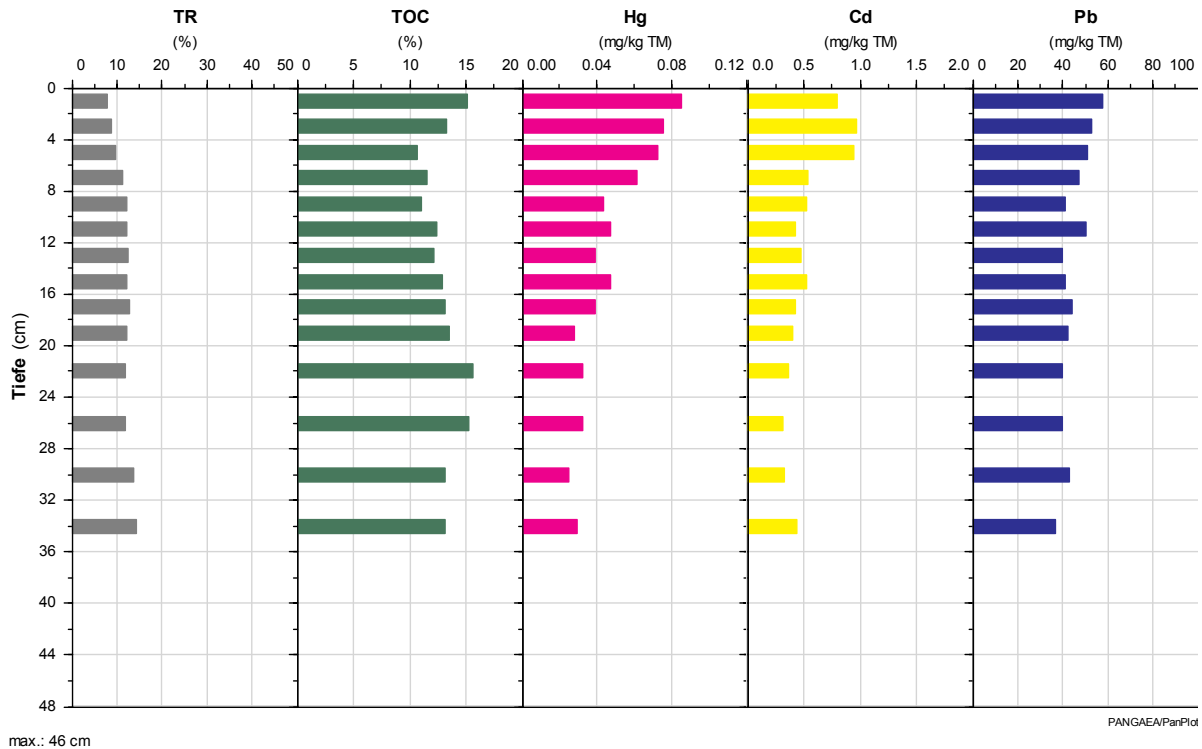


Abb. 31: Vertikalverteilung von Trockenrückstand, TOC und Schwermetallen im Sedimentkern 560 (Kleiner Jasmunder Bodden)

Aus den Schwermetallbefunden und Trockenraumdichten sowie der Schlickverteilung wurde das Schwermetallinventar abgeschätzt (**Anlage 9-20 bis 9-26**).

Für die Rügensch Bodden wurden ein im Sedimenthorizont von 0 bis 5 cm akkumuliertes Schwermetallinventar von rund 130 t Zn, 30 t Cu, 50 t Pb, 1 t Cd und 0,2 t Hg ermittelt. Im Strelasund wurden im gleichen Sedimenthorizont bei einem angenommen Schlickanteil von 50 % etwas geringere Mengen ermittelt. In der oberen Schlickschicht des Greifswalder Boddens lagern erheblich größere Mengen. Bezogen auf einen Schlickflächenanteil von 60 % wurden für den oberen Sedimenthorizont Schwermetallmengen von 530 t Zn, 180 t Pb, 90 t Cu, sowie 3,6 t Cd und 0,6 t Hg berechnet. Diese erheblichen Mengen resultieren einerseits aus der vergleichsweise sehr großen Schlickfläche, andererseits aber auch aus den höheren Schwermetallgehalten. Die auf die Sedimentfläche bezogene Belastung ist damit in den Rügensch Bodden und im Strelasund in etwa mit der in den Darß-Zingster Bodden vergleichbar. Im Greifswalder Bodden ist sie vor allem bei Zn, Pb, Cd und Hg erhöht.

Eine vollständige Bilanzierung der Schwermetalle ist aufgrund fehlender Konzentrationsmessungen im Pelagial und/oder fehlender Wasseraustauschdaten nicht möglich.

5.5 Peenestrom und Kleines Haff

5.5.1 Morphologie, Hydrographie, Salz- und Sauerstoffgehalt

Peenestrom und Kleines Haff bilden das westliche Ästuar der Oder. Als Kleines Haff wird der deutsche Teil des Stettiner Haffs bezeichnet. Mit 277 km² nimmt es etwa 40 % der Fläche des gesamten Haffs ein, welches von der Ostsee auf deutscher Seite durch die Insel Usedom und auf polnischer Seite durch die Insel Wollin getrennt wird. Zur Ostsee existieren drei Verbindungen, deren westlichste der Peenestrom ist. Die direkte und kürzeste Verbindung zwischen Ostsee und Haff bilden Swine und Piastowski-Kanal, die Usedom von Wollin trennen. Auf polnischem Gebiet befindet sich auch die dritte Ostseeverbindung, die Dziwna (**Abb. 32**).

Das Stettiner Haff, auch Oderhaff genannt, besitzt eine West-Ost-Ausdehnung von etwa 50 km. Großes und Kleines Haff lassen sich morphologisch auf einer Linie vom Repziner Haken bei Altwarp im Süden und dem Schwemmland der Swine mit dem Piastowski-Kanal im Norden voneinander abgrenzen. Die mittlere Tiefe in beiden Haffteilen liegt bei 3,8 m. Die größte Tiefe ist mit 12,5 m in der Fahrrinne zum Hafen Stettin anzutreffen. Der Peenestrom, eine 0,3 bis 3 km breite flussartige Verbindung zum Greifswalder Bodden, schließt sich im Westen an das Kleine Haff an. In seinem mittleren Abschnitt besitzt der Peenestrom zwei größere Ausbuchtungen, das Achterwasser und die Krumminer Wiek, die weit in die Insel Usedom hineinragen. Nach 38,5 km erreicht der Peenestrom bei Peenemünde den Greifswalder Bodden. Die mittlere Tiefe des Peenestromes beträgt 2,6 m; im Fahrrinnenbereich werden Tiefen bis 16 m erreicht.

Die Hydrographie der Haffgewässer wird maßgeblich durch die Oder bestimmt, die mit einem mittleren jährlichen Abfluss von rund 17 km³ der sechstgrößte Ostseezufluss ist. Im Vergleich dazu ist der Süßwasserzufluss aus den Gewässern im mecklenburg-vorpommerschen Teil des Einzugsgebietes gering. In das Kleine Haff münden von deutscher Seite die Uecker und Zarow und in den Peenestrom Peene und Ziese. Die Einzugsgebietsgrößen (AE) und die mittleren jährlichen Abflüsse (MQa) der genannten Zuflüsse sind nachfolgend gegenübergestellt:

Zuflüsse	AE in km ²	MQa in m ³ /s	Mündungsbereich
Oder	122.712	539	Großes Haff
Uecker	2.436	7,6	Kleines Haff
Zarow	694	2,7	Keines Haff
Peene	5.027	23,4	südlicher Peenestrom
Ziese	125	0,5	nördlicher Peenestrom

Uecker und Zarow entwässern 91 % des deutschen Teileinzugsgebietes des Kleinen Haffs, Peene und Ostziese 89 % des Einzugsgebietes des Peenestromes.

Mit dem Ausbau der Swina und des Piastowski-Kanals sind die Austauschbedingungen zur Pommerschen Bucht erleichtert worden, so dass der Durchstrom durch das Große Haff vermutlich beschleunigt, der durch das Kleine Haff verlangsamt und verringert worden ist (LAMPE 1998). Derzeit erfolgt der Oderabfluss zu etwa 70 bis 80 % durch die Swina und zu jeweils etwa 10 bis 15 % durch Kleines Haff/Peenestrom und Dziwna (BUCKMANN et al. 1998). Bezüglich detaillierterer Ausführungen wird auf den Synthesebericht zum Verbundprojekt „Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse (GOAP)“ verwiesen (LAMPE 1998).

Nach CORRENS (1977) resultiert der Wassergewinn des Kleinen Haffs im Wesentlichen aus dem Einstrom von Wasser aus dem Großen Haff und aus dem Peenestrom sowie aus der Flusswasserzufuhr aus dem Einzugsgebiet. Im langjährigen Mittel der Zeitreihe 1996-1990 dominiert dabei der Einstrom aus dem Großen Haff (81 %), gefolgt vom Einstrom aus dem Peenestrom (14 %). Die Flusswasserzufuhr aus dem relativ kleinen Einzugsgebiet (ohne Oder) nimmt nur einen geringen Anteil von etwa 5 % ein. Dem Wassergewinn steht der Wasserverlust über den Peenestrom und über das Große Haff gegenüber. Dabei verlassen das Kleine Haff im langjährigen Mittel 7.050 Millionen m³/a

(86 %) über den Peenestrom und 1.198 Millionen m³/a (15 %) über das Große Haff. Niederschlag und Verdunstung sind in der Wasserhaushaltsbilanz von geringer Bedeutung. Die jährlichen Wassermengen der wesentlichen Bilanzelemente sind in der **Anlage 15-1** enthalten. Im Jahre 1991 wurden die Wasserhaushaltsberechnungen eingestellt.

Peenestrom und Haff gehören zu den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, deren Wasserbeschaffenheit am längsten überwacht wird. Bereits im Jahre 1960 wurden in beiden Gewässern Untersuchungen zur Gewässergüte aufgenommen, die im Haff gemeinsam mit den zuständigen polnischen Behörden durchgeführt wurden. Mit wenigen Unterbrechungen fanden die Wasseruntersuchungen dabei an den gleichen Messstellen statt.

Aufgrund des sehr hohen Süßwasserzuflusses, vor allem aus der Oder, und dem eingeschränkten Wasseraustausch mit der Ostsee, ist das Wasser im Haff weitgehend ausgesüßt. Im Kleinen Haff werden im langjährigen Mittel Salinitäten um 1,4 psu registriert, wobei die Unterschiede zwischen den 6 Messstellen nur sehr gering ausfallen (im Mittel < 0,1 psu). Im Großen Haff spiegelt sich der Einfluss der Oder in einem Nord-Süd-Gefälle der Salinitäten wider. An der Station B vor der Einfahrt in den Piastowski-Kanal wurden im Mittel 1,6 psu beobachtet, während im südlichen Teil nahe der Odermündung (Station D) im Mittel nur 0,7 psu registriert wurden (DEUTSCH-POLNISCHE GRENZGEWÄSSERKOMMISSION 2000). Im Großen Haff können sich aufgrund großer Mengen abfließenden Süßwassers auf der einen und über Swine und Piastowski-Kanal einströmenden Ostseewassers auf der anderen Seite neben den horizontalen auch größere vertikale Salinitätsgradienten ausbilden. Der Salzwasserzufluss in das Stettiner Haff, Brackwasserbildung und -vermischung erfolgen überwiegend in den tiefen Bereichen des Swine- und Piastowski-Kanals und im Haff, sowie bodennah entlang des Schifffahrtskanals nach Stettin (Kaiserfahrt). Im isolierter gelegenen Kleinen Haff sind demgegenüber auch die vertikalen Salzgehaltsunterschiede nur sehr schwach ausgeprägt. Im zentralen Teil des Kleinen Haffs (KHM) wurde ein langjähriger mittlerer vertikaler Salinitätsgradient von 0,2 psu ermittelt. Deutlich größere zeitliche Schwankungen im Salzgehalt sind für den Peenestrom festzustellen (**Tab. 42**).

Tab. 42: Salzgehalte im Oberflächenwasser von Peenestrom und Kleinem Haff, Mittelwerte und Spannweiten in psu

Zeitraum	Nördl. Peenestrom P42	Mittl. Peenestrom P48	Südl. Peenestrom P74	Kleines Haff KHM
1971-1975	2,0 (0,9-7,5)	1,1 (0,4-3,5)	0,9 (0,3-3,0)	1,1 (0,4-3,2)
1976-1980	1,8 (0,4-8,5)	1,0 (0,3-3,9)	0,7 (0,1-2,2)	0,9 (0,2-2,7)
1981-1985	2,4 (0,4-7,7)	1,4 (0,4-3,7)	1,2 (0,2-3,1)	1,5 (0,3-3,9)
1986-1990	2,3 (0,5-7,9)	1,6 (0,4-5,0)	1,3 (0,2-2,8)	1,6 (0,3-5,4)
1991-1995	3,3 (0,8-8,0)	2,3 (0,6-5,0)	1,6 (0,5-4,1)	2,0 (0,6-3,9)
1996-2000	2,0 (0,6-5,0)	1,3 (0,6-3,0)	1,0 (0,1-1,9)	1,3 (0,4-2,8)
1971-2000	2,3 (0,4-8,5)	1,5 (0,3-5,0)	1,1 (0,1-4,1)	1,4 (0,2-5,4)

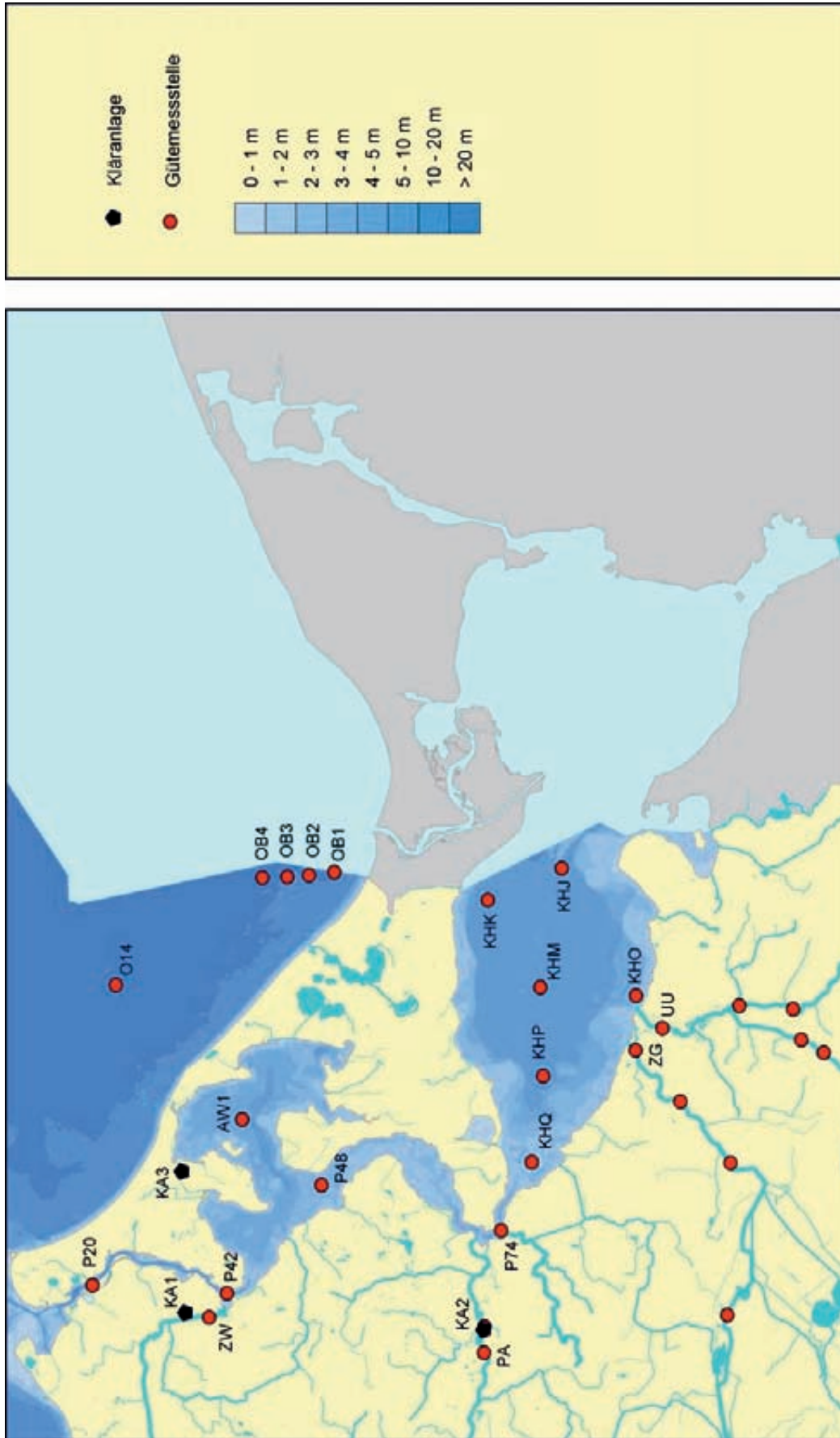


Abb. 32: Peenestrom und Kleines Haff mit Messstellen zur Gewässerüberwachung

(P 20 = nördl. Peenestrom, P42 = Peenestrom bei Wolgast, P48 = Peenestrom bei Lassan, P74 = südl. Peenestrom, AW1 = Achterwasser, KHQ/KHP/KHM/KHO/KHK/KHJ = Kleines Haff, ZW = Ziese/Wolgast, PA = Peene/Anklam, ZG = Zarow/Grabin, UU = Uecker/UEckerkünde, Kläranlagen: KA1 = Wolgast, KA2 = Anklam, KA3 = Zinnowitz)

Die merkliche Abnahme des Salzgehaltes auf 1,1 psu im südlichen Peenestrom (P74) zeigt den Süßwasserzufluss aus der Peene an. Mit zunehmendem Einfluss von einströmendem Ostseewasser erhöhen sich die Salinitäten im nördlichen Peenestrom (P42) auf mittlere 2,3 psu. Hier können sich zeitweise auch größere vertikale Salinitätsgradienten ausbilden.

Zu den Langzeitveränderungen und den jahreszeitlichen Veränderungen des Salzgehaltes im Kleinen Haff sei auf die Arbeit von BANGEL (2001) verwiesen.

Die Sauerstoffverhältnisse sind sehr stark durch die Eutrophierung des Gewässers geprägt. In Folge der Assimilation des Phytoplanktons sind starke Tag-Nacht-Schwankungen des Sauerstoffgehaltes zu erwarten, die allerdings durch das Monitoring nicht erfasst werden. Aber auch die nur am Tage gewonnenen Wasserproben wiesen sehr große Schwankungen der Sauerstoffsättigung auf. Die Schwankungsbreite der Sauerstoffsättigung lag im gesamten Untersuchungsgebiet zwischen 40 und 200 %. Hohe Sauerstoffübersättigungen werden während Zeiten starker Algenentwicklung registriert. An der Sediment-Wasser-Kontaktzone kann es bei hohen Wassertemperaturen im Sommer und langanhaltenden Ruhigwetterlagen auch in diesen flachen Gewässern zu kritischen Sauerstoffverhältnissen kommen. So wurden während synoptischer Aufnahmen im Rahmen des Verbundprojektes GOAP (LAMPE et al. 1998) suboxische Zustände am Gewässergrund des Achterwassers festgestellt. Dies hat erhebliche Auswirkungen auf den internen Nährstoffkreislauf.

5.5.2 Nährstoffeinträge und Nährstoffinventar

Auf deutscher Seite stellt die Peene als größter Ostseezufluss eine Hauptquelle des Nährstoffeintrages dar. Seit 1991 ist für diesen Fluss eine stark rückläufige Entwicklung der DIP-Frachten festzustellen (**Anlage 2-15, Abb. 33**), die zunächst auf die Einführung phosphatfreier Waschmittel und ab Mitte der 1990er Jahre auf die Modernisierung bzw. den Neubau von Kläranlagen im Einzugsgebiet zurückzuführen ist. Genannt sei hier die Inbetriebnahme neuer Anlagen in Neu-Brandenburg (1. Stufe: 1994, 2. Stufe: 2002), Jarmen (1994), Grimmen (1995) und Demmin (1997). Dadurch konnte auch der N-Eintrag in die Peene vermindert werden.

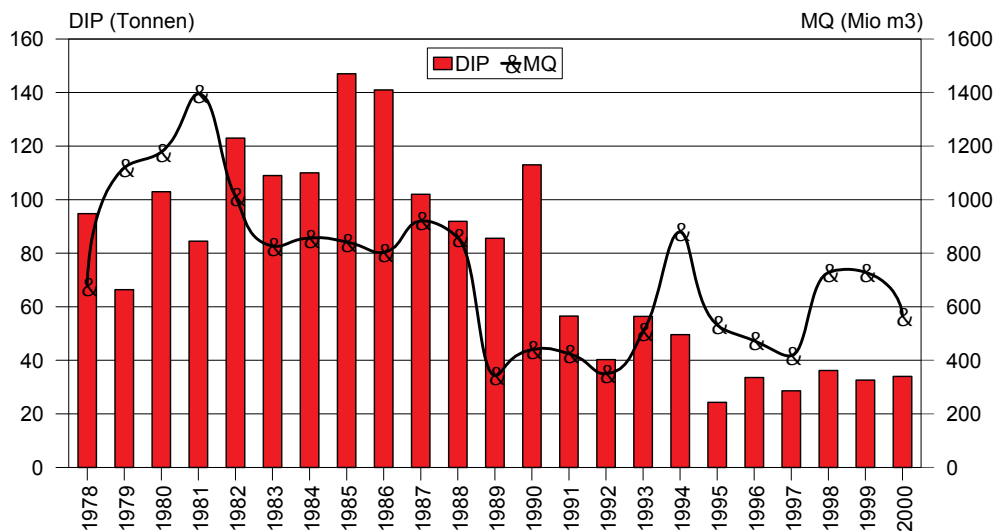


Abb. 33: DIP-Jahresfrachten und Jahresabflüsse der Peene, 1978-2000

Außergewöhnlich stark konnten die Nährstofffrachten der Ziese reduziert werden. Die DIP-Frachten dieses kleinen Zuflusses zum Peenestrom sanken von etwa 20 t/a auf unter 1 t/a (**Anlage 2-14**), was im Wesentlichen auf die Inbetriebnahme der neuen Kläranlage in Wolgast zurückzuführen ist (**Anlage 4-9**). Die DIN-Frachten der Ziese haben sich in etwa halbiert und liegen gegenwärtig bei 50 t/a.

Die Nährstofffrachten der Zarow haben sich ebenfalls vermindert, allerdings nicht so stark wie die von Peene und Ziese. In der Zarow dominieren Nährstoffeinträge aus den intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen der Friedländer Großen Wiese. Direkteinleitungen haben in diesem Fluss eine geringere Bedeutung. Der DIP-Eintrag über die Zarow ist von rund 5 t/a (1986-1990) auf 1,5 t/a (1996-2000) zurückgegangen. Die DIN-Frachten weisen einen Rückgang von 340 t/a (1986-1990) auf 250 t/a (1996-2000) (**Anlage 2-16**).

Für die Uecker ist ebenfalls ein signifikanter Rückgang der Nährstofffrachten zu konstatieren. Hierfür ist in erster Linie die Modernisierung bestehender größerer Kläranlagen (z.B. Hoppenwalde 1995) und der Neubau von Anlagen (z.B. Torgelow 1998 und Straßburg 1993) verantwortlich. Der DIP-Eintrag über die Uecker ist von rund 42 t/a (1986-1990) auf 10 t/a (1996-2000) zurückgegangen. Im gleichen Zeitraum sanken die mittleren jährlichen DIN-Frachten von 800 t/a auf 530 t/a (**Anlage 2-17**).

Mit den Einträgen aus Peene und Ziese sowie Uecker und Zarow werden jeweils rund 90 % der mecklenburg-vorpommerschen Einzugsgebiete von Peenestrom und Kleinem Haff erfasst.

Seit 1988 wurden in den mecklenburg-vorpommerschen Zuflüssen zum Peenestrom und Kleinen Haff neben den gelösten anorganischen Nährstoffen auch deren Gesamtgehalte bestimmt. Für alle betrachteten 4 Zuflüsse konnten enge Wechselbeziehungen zwischen gelöstem und gesamtem Nährstoffgehalt nachgewiesen werden. Zwischen DIP und TP wurden Korrelationskoeffizienten (R^2) von 0,86 und 0,96 (Zarow: 0,36) und zwischen DIN und TN von 0,98 und 0,99 bestimmt, so dass für den Zeitraum vor 1988 die TP- und TN-Frachten aus den DIP- und DIN-Frachten rechnerisch ermittelt werden konnten (siehe **Anlagen 2-14 bis 2-17**).

Neben den Zuflüssen sind die Einträge über die Direkteinleiter zu berücksichtigen. Im Einzugsgebiet des Peenestromes konnten für die Kläranlagen in Wolgast und Anklam Frachten berechnet werden. Die durch den Neubau der Anlage in Wolgast erzielten Lastreduzierungen (**Anlagen 4-9**) wurden bereits mit den Nährstofffrachten der Ziese erfasst und brauchen somit bei der Eintragsbilanz der Direkteinleiter nicht mehr berücksichtigt zu werden. Da die Kläranlage Anklam mit 31.420 angeschlossenen Einwohnerwerten (EW) unterhalb der Bilanzmessstelle der Peene in das Gewässer einleitet, müssen ihre Einträge gesondert in Rechnung gestellt werden. Durch die Inbetriebnahme der neuen Kläranlage mit dritter Reinigungsstufe in Anklam, die 1998 erfolgte, wurden die Nährstoffemissionen in die Vorflut stark verringert (**Anlage 4-10**). Des Weiteren kommt es zu Direkteinleitungen aus einer ganzen Reihe kleinerer Kläranlagen, von denen die wichtigsten auf der Insel Usedom liegen. Dies sind die Anlagen in Zinnowitz (13.100 EW), Ückeritz (5.020 EW), Koserow (2.850 EW) und Usedom (1.510 EW) sowie von der Festlandseite die Kläranlage in Lassan (2.340 EW). Bis zum Jahr 2000 entsprachen diese Anlagen noch nicht dem neuesten Stand der Technik. Mittlerweile verfügen aber die Anlagen in Zinnowitz und Ückeritz über eine 3. Reinigungsstufe zur Nährstoffelimination. Die Einträge aus diesen Anlagen wurden über die angeschlossenen Einwohnerwerte abgeschätzt.

In das Kleine Haff kommt es von deutscher Seite lediglich aus der sehr kleinen Kläranlage in Altwarp zu Direkteinleitungen, die bezogen auf die Gesamtbelastung vernachlässigbar sind.

Die Gegenüberstellung der auf Fünfjahreszeiträume berechneten mittleren jährlichen Eintragsmengen aus dem mecklenburg-vorpommerschen Einzugsgebiet von Peenestrom und Kleinem Haff zeigt eine Dominanz der Peenefrachten (**Tab. 43**), wobei die Austauschvorgänge zwischen Haff und Peenestrom hier noch nicht berücksichtigt wurden. Modellrechnungen im Rahmen des Verbundprojektes GOAP zeigten, dass die über das Kleine Haff in den Peenestrom eingetragenen Nährstoffmengen beim Phosphor noch wesentlich höher und beim Stickstoff von mindestens gleich hoher Bedeutung sind (MEYER et al. 1998).

Tab. 43: Mittlerer Nährstoffeintrag aus verschiedenen Eintragsquellen in Peenestrom und Kleines Haff, in t/a

Gewässer	Eintragsquelle	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
		1986-90	1991-95	1996-00	1986-90	1991-95	1996-00
Peenestrom	Peene	286	113	71	3.171	2.841	2.418
	Ziese	34	3,6	1,0	85	131	59
	KA Anklam	10	3,8	0,6	100	62	11
	kleine kKA ¹⁾	10	4	4	75	70	70
Kleines Haff	Uecker	71	44	29	1.006	874	685
	Zarow	14	14	9	408	448	320

¹⁾ der Eintrag über die kleinen kommunalen Kläranlagen wurde geschätzt

Bei der Peene fallen gleichermaßen sinkende P- und N-Einträge ins Auge, während in der Ziese lediglich für Phosphor eine allerdings drastische Abnahme der Frachten zu verzeichnen ist. Für die Kläranlage Anklam ist eine über 90 %ige Lastreduzierung zu konstatieren. Die Hauptquellen des Nährstoffeintrages im deutschen Teileinzugsgebiet des Kleinen Haffs sind die Nährstofffrachten von Uecker und Zarow. Beide Zuflüsse weisen deutlich sinkende Nährstofffrachten auf.

Für eine Nährstoffbilanzierung des Kleinen Haffs müssen aber vor allem auch die Einträge der Oder in das Große Haff (Wielki Zalew) berücksichtigt werden. Die Oder gehört zu den größten Zuflüssen der Ostsee. Das durchschnittliche Gefälle der Oder beträgt etwa 0,7 ‰, im Unterlauf unterhalb von Küstrin etwa 0,01 ‰ (LOZAN & KAUSCH 1996). Die Frachten der Oder werden meist für den Pegel Widuchowa angegeben, der unmittelbar vor der Auftrennung des Flusses in West- und Ostoder liegt. Unterhalb dieser Messstelle kommt es allerdings im Großraum von Stettin zu weiteren Einträgen. Eine umfassende Einschätzung der Nährstoffbelastung des gesamten Haffs u.a. mit den Frachten der Oder unterhalb von Stettin, liegt von WIELGAT (2002) vor. Auf polnischem Gebiet wurden dabei neben den Einträgen aus dem Einzugsgebiet der Oder (inklusive Ina und Plonia) mit einer Fläche von 118.861 km² und zweier kleinerer Zuflüsse, der Gowienica mit 370 km² und der Wolczenica mit 478 km², auch die Direkteinleitungen aus kommunalen und industriellen Einleitern berücksichtigt. Hierbei sind insbesondere die Direkteinleitungen aus der Großstadt Stettin, die auf der Liste der „Hot Spots“ der Helsinki-Kommission (HELCOM 2003) geführt wird, bedeutsam. Weitere punktuelle Belastungsquellen sind die nördlich von Stettin befindlichen chemischen Werke in Police und die Kläranlage Swinoujscie (Swinemünde). Mit finanzieller Unterstützung Deutschlands wurde in Swinoujscie eine neue moderne Kläranlage errichtet, die im Jahre 1997 in Betrieb genommen wurde. In dieser Anlage werden auch die Abwässer der deutschen Ostseebäder Bansin, Heringsdorf und Ahlbeck behandelt. Einen vollständigen Überblick über die punktuellen und diffusen Belastungen im unmittelbaren Einzugsgebiet des Haffs gibt WIELGAT (2002).

Unter Berücksichtigung aller genannten Eintragsquellen lassen sich folgende Bilanzen für Peenestrom und Kleines Haff aufstellen (**Tab. 44**).

Tab. 44: Mittlerer Nährstoffeintrag (TP, TN) in Peenestrom und Kleines Haff, in t/a

Gewässer	Eintragspfad	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
		1986-90	1991-95	1996-00	1986-90	1991-95	1996-00
Peenestrom	überwachte Zuflüsse	320	117	72	3.256	2.972	2.477
	küstennahe Gebiete	32	12	7	326	297	248
	Direkteinleiter	20	8	5	175	132	81
	Deposition	11	6	3	224	188	203
	Summe	383	143	87	3.982	3.589	3.009
Kleines Haff	MV-Einzugsgebiet ¹⁾	93	64	42	1.555	1.454	1.105
	Oder ²⁾	1.970	1.170	750	17.790	14.760	13.280
	poln. Einzugsgebiet ³⁾	370	89	62	1.752	1.028	1.002
	Deposition	19	10	6	379	319	344
	Summe	2.452	1.333	860	21.476	17.561	15.731

¹⁾ überwachte Zuflüsse und küstennahe Gebiete,

²⁾ 20 % der Oderfrachten nach WIELGAT (2002),

³⁾ 20 % des Eintrages aus dem polnischen Einzugsgebiet (ohne Oderfrachten) nach WIELGAT (2002)

Im Vergleich zu 1986-1990 haben sich danach die mittleren jährlichen TP-Einträge im Zeitraum 1996-2000 in den Peenestrom um 73 % und die in das Kleine Haff um 65 % verringert. Die Lastreduzierung fällt also im Peenestrom deutlicher aus als im Kleinen Haff. Beim Stickstoff sind für beide Gewässer in etwa gleich hohe Lastreduzierungen um 25 % festzustellen.

Nachfolgend soll geprüft werden, wie sich die veränderten Nährstoffemissionen auf das Nährstoffinventar beider Gewässer ausgewirkt haben. Dazu wurde wieder ein Vergleich der für Fünfjahreszeiträume berechneten mittleren jährlichen Eintragsdaten mit den für die gleichen Zeiträume berechneten Konzentrationsmittelwerten (**Anlage 6-5**) vorgenommen. Insbesondere für den Peenestrom zeigte sich ein signifikanter Zusammenhang, der für den gelösten anorganischen Phosphor in der **Abbildung 34** dargestellt ist.

Parallel zu den Einträgen ist eine Zunahme des mittleren Konzentrationsniveaus von der ersten Hälfte der 1970er zur zweiten Hälfte der 1980er Jahre und eine sich daran anschließende deutliche Abnahme in den 1990er Jahren zu verzeichnen. Der Konzentrationsrückgang in den 1990ern ist dabei im nördlichen Peenestrom (P42) stärker als im südlichen (P74). Im nördlichen Peenestrom wurden zum Ende der 1990er Jahre geringere DIP-Konzentrationen gemessen als zum Anfang der 1970er Jahre.

Erweitert man den Vergleich der Perioden 1986-1990 und 1996-2000 auf die Stationen im Kleinen Haff, so werden weitere regionale Unterschiede deutlich. Während der Konzentrationsrückgang im Peenestrom 80 % (P42) bzw. 70 % (P74) beträgt, wurde für das Kleine Haff (KHM, KHJ) nur ein Rückgang um etwa 55 % erreicht (**Abb. 35**). Die Konzentrationsabnahme fällt also im Haff schwächer aus als im Peenestrom, was mit den Eintragsabschätzungen für beide Gebiete recht gut übereinstimmt.

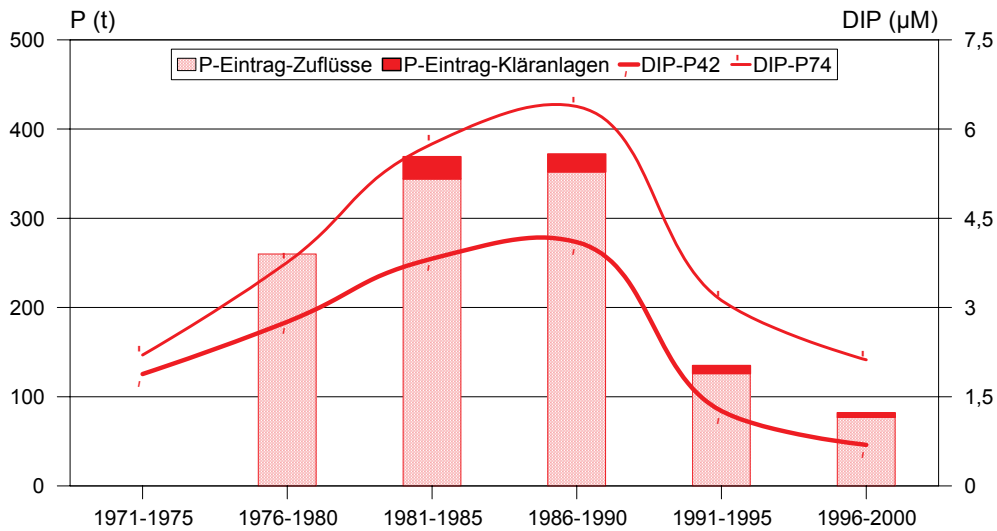


Abb. 34: Zusammenhang zwischen P-Eintrag und P-Konzentrationen im Peenestrom

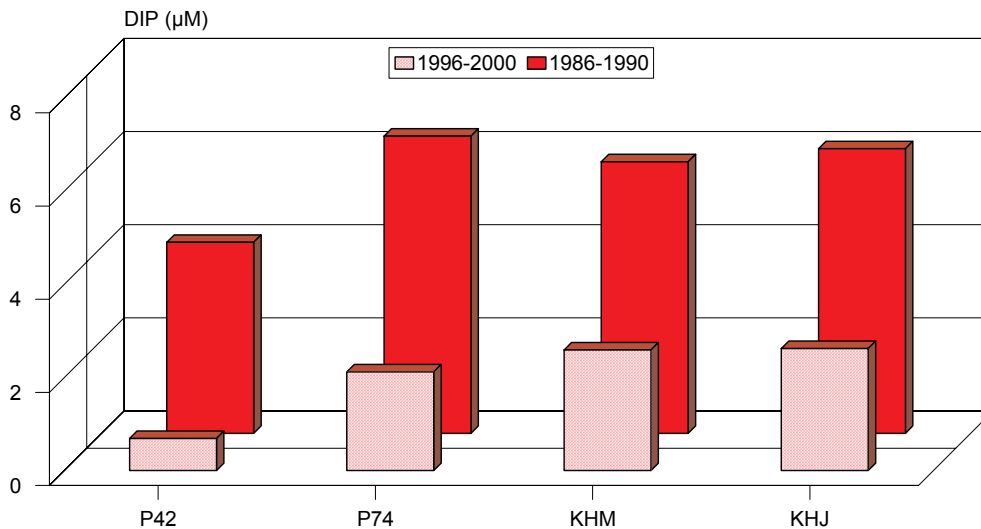


Abb. 35: Mittlere DIP-Konzentrationen im Peenestrom und im Kleinen Haff, 1986-1990 und 1996-2000

Im Großen Haff ist eine Halbierung der DIP-Konzentrationen seit 1992 festgestellt worden, wobei insbesondere hohe sommerliche Konzentrationen ausblieben (BANGEL et al. 2004).

Beim anorganisch gelösten Stickstoff zeigen sich noch stärkere räumliche Unterschiede als bei den Phosphorverbindungen. Während für das Haff und den nördlichen Peenestrom in den 1990er Jahren eine Abnahme des mittleren Konzentrationsniveaus um 35 bis 40 % ermittelt wurde, zeigt sich im Mündungsbereich der Peene ein unverändert hohes Konzentrationsniveau (**Abb. 36**). Der Rückgang im nördlichen Peenestrom kann den stark verringerten Einträgen aus der Ziese zugeordnet werden.

Die Verringerung der Stickstoffkonzentrationen im Kleinen Haff entspricht in etwa der Reduzierung bei den landseitigen Einträgen. Auch im Großen Haff ist in den 1990er Jahren nahezu eine Halbierung der Stickstoffkonzentrationen festgestellt worden (BANGEL et al. 2004).

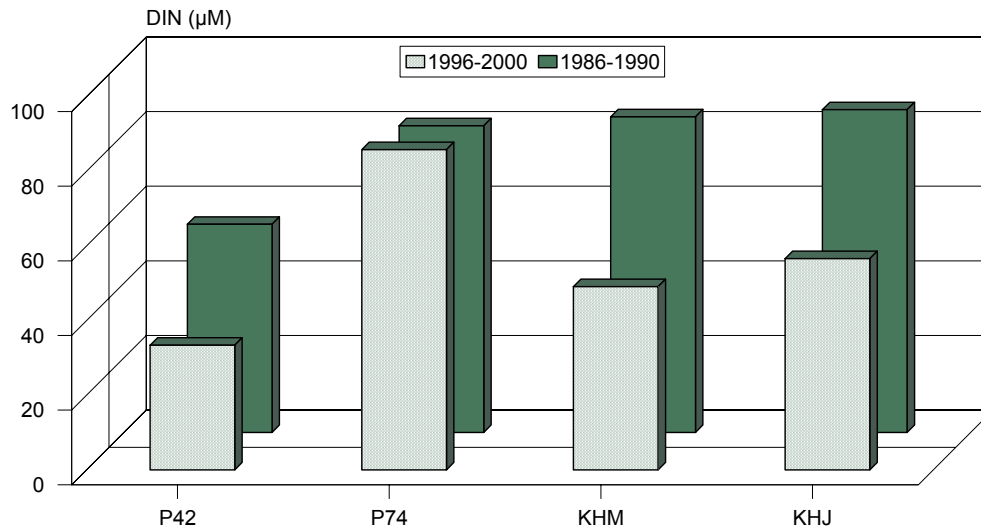


Abb. 36: Mittlere DIN-Konzentrationen im Peenestrom und im Kleinen Haff, 1986-1990 und 1996-2000

Zur Prüfung auf zeitliche Trends wurden wiederum auch die winterlichen Nährstoffkonzentrationen ausgewertet. Ließ sich anhand der Pentadenmittel eine deutliche Konzentrationsabnahme im Untersuchungsgebiet ermitteln, zeigte die Auswertung der winterlichen Konzentrationswerte nur sehr schwach ausgeprägte bzw. keine Trends (**Anlagen 7-9** und **7-10**). Sowohl im Peenestrom als auch im Haff konnten für den gelösten anorganischen Phosphor zwar abnehmende Trends ermittelt werden, jedoch mit einer geringeren Signifikanz als in den weniger vom Wasseraustausch betroffenen Küstengebieten. Die Korrelationskoeffizienten für die Trendberechnungen der Winterwerte des Zeitraumes 1986 bis 2000 lagen bei $R^2 = 0,3$. Für die Winterkonzentrationen der Stickstoffverbindungen wurde lediglich im Haff für den Gesamt-Stickstoff ein leicht abnehmender Trend ($R^2 = 0,33$) nachgewiesen. Das Erkennen von Trends ist in Ästuaren aufgrund der hohen natürlichen Variabilität hydrographisch-chemischer Parameter generell sehr schwierig. Hinzu kommt ein hinsichtlich der Datendichte und -verteilung sehr inhomogenes Datenmaterial. In mehreren Jahren lag nur ein Messwert in den betrachteten Wintermonaten vor.

Die verminderten Einträge machen sich in einem deutlichen Rückgang der sommerlichen Konzentrationen bemerkbar (**Anlage 8-7**). Im Jahresverlauf wurden in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre bereits im Februar kaum noch messbare DIP-Konzentrationen nachgewiesen. Bis zum Juni verharren sie auf einem sehr niedrigen Niveau, um dann bis zum September leicht anzusteigen. Dabei werden aber bei weitem nicht mehr die hohen sommerlichen Konzentrationen der Jahre 1986-1990 erreicht. Im Kleinen Haff sind die mittleren Jahressgänge ähnlich (**Anlage 8-8**), jedoch ist die Zeit sehr niedriger Konzentrationen auf April und Mai beschränkt und die sommerlichen Konzentrationen liegen deutlich über denen des mittleren Peenestromes. Beim DIN fallen die Unterschiede zwischen den Jahressgängen der drei betrachteten Pentaden weniger deutlich aus. Ein Konzentrationsrückgang ist vor allem in der ersten Jahreshälfte festzustellen, während im Sommer aller drei Betrachtungszeiträume niedrige DIN-Konzentrationen um 1 bis 3 μM gemessen wurden. Allerdings ist für den Zeitraum 1996-2000 eine längeranhaltende sommerliche Stickstoffmangelperiode festzustellen.

Neben dem im Wasser gelöst und partikulär gebundenen, gehören auch die in den Sedimenten vorhandenen Phosphor- und Stickstoffverbindungen zum Nährstoffinventar eines Gewässers. Im Untersuchungsgebiet wurden in den Jahren zwischen 1995 und 2001 umfangreiche Sedimentuntersuchungen durchgeführt. Dies betraf neben Haff und Peenestrom auch die Zuflüsse Peene, Zarow und Uecker (**Anlagen 9-14** bis **9-18**).

Neben den Oberflächensedimenten wurden an der zentral gelegenen Messstelle KHM sowie in Peene und Uecker Schwebstoffe gewonnen und untersucht (**Anlagen 11-5 bis 11-7**).

Der Gehalt an Schwebstoffen betrug im Kleinen Haff im Mittel 18 mg/l. Er war damit etwa doppelt so hoch wie in den Zuflüssen Peene und Uecker, aber deutlich geringer als in der Oder. Für die Oder wurden am Messpunkt Schwedt mittlere Schwebstoffgehalte von 34 mg/l (1995) und 22,3 mg/l (1999) bestimmt (MEYER et al. 2002). Die Schwebstoffe aus Haff und Peene besitzen einen durchschnittlichen TOC-Anteil von 23 %, die der Uecker von 16 % und die der Oder (Schwedt) von etwa 12 % (LUA 1998). Im Haff existiert ein deutlicher jahreszeitlicher Gang des TOC-Anteiles am suspendierten partikulären Material, der der Entwicklung des Phytoplanktons folgt. Der Gesamt-P-Gehalt der Schwebstoffe aus Peene, Haff und Unterlauf der Oder betrug im Mittel 5 bis 6 g/kg TM und in der Uecker rund 10 g/kg TM. Beim Gesamt-N weisen die Schwebstoffe aus der Peene mit durchschnittlich 30 g/kg TM deutlich höhere Werte auf als die aus der Oder mit durchschnittlich 20 g/kg TM. In Abhängigkeit von den strukturellen Merkmalen der aus den einzelnen Gewässern entnommenen Sedimente wiesen diese ebenfalls deutliche Unterschiede bezüglich ihrer Nährstoffgehalte auf

(**Tab. 45**).

Tab. 45: Strukturelle Merkmale und Nährstoffgehalte von Sedimenten aus Peenestrom, Kleinem Haff, Peene, Uecker und Zarow, Mittelwerte und Standardabweichungen 1995-2001

Gewässerbereich	n	TR (%)	TOC (%)	FF20 (%)	P _{ges} (g/kg TM)	N _{ges} (g/kg TM)
Peenestrom	22	21 ± 13	10,6 ± 6,0	43 ± 20	1,33 ± 0,8	9,2 ± 5,8
Kleines Haff	32	19 ± 9	8,5 ± 2,7	52 ± 18	1,52 ± 1,31	8,9 ± 5,1
Peene	15	24 ± 9	15,7 ± 6,0	30 ± 10	2,66 ± 1,16	10,7 ± 4,1
Uecker	12	32 ± 14	9,8 ± 4,7	35 ± 19	3,54 ± 1,66	6,3 ± 2,9
Zarow	5	53 ± 10	4,9 ± 2,8	15 ± 12	0,65 ± 0,44	3,8 ± 0,65

Die Sedimente aus Peene, Peenestrom, Haff und Uecker waren durch einen deutlich höheren Anteil organischer Substanz gekennzeichnet als die aus der Zarow. Der TOC-Anteil in den Sedimenten der Oder schwankt nach Angaben des LUA (1998) zwischen 1 und 11 % und wird stark von den Sedimentationsbedingungen an den jeweiligen Probenahmestellen beeinflusst. Hohe Nährstoffgehalte sind in feinkörnigem organogenen Material zu erwarten. Die höchsten Phosphor-Gehalte wurden in den Sedimenten aus der Uecker und Peene nachgewiesen. Beide Flüsse dienen einer größeren Anzahl von Städten als Vorfluter. Noch höhere P-Gehalte von 4 bis 9 g/kg TM wurden in den Odersedimenten nachgewiesen (LUA 1998), was auf die hohe Belastung aus dem Einzugsgebiet hinweist. Demgegenüber wiesen die Sedimente aus der Zarow, deren Einzugsgebiet nur sehr dünn besiedelt ist, geringe P-Gehalte auf.

Beim Stickstoff fällt wiederum der hohe Anteil in den Sedimenten aus der Peene auf. Er übersteigt die Werte aus der Zarow und Oder um mehr als das Doppelte. Die hohe Stickstoffbelastung der Peene spiegelt sich auch in den erhöhten N-Gehalten der Sedimente aus dem Peenestrom wider. Die Maximalwerte wurden hier im Bereich der Peenemündung registriert.

Aus den für Kleines Haff und Peenestrom gewonnenen Daten soll nachfolgend das in den Sedimenten akkumulierte Nährstoffinventar abgeschätzt werden. Dabei ist von einem durchschnittlich

etwa 15 cm mächtigen Anreicherungshorizont auszugehen, der eine geringe Trockenraumdichte und eine homogene Verteilung der meisten sedimentologischen und stofflichen Parameter aufweist und der den Charakter einer Durchmischungszone hat (LAMPE et al. 1998, LEIPE et al. 1998). LEIPE et al. (1998) bestimmten für diesen Horizont eine mittlere Trockenraumdichte von $0,192 \text{ g/cm}^3$. Nach OSADCZUK et al. (1996) und LAMPE & MEYER (1995) bedecken Schlicke und sandige Schlicke etwa 60 % des Bodens des Stettiner Haffs. Die feinen Sedimente sind dabei hauptsächlich in den zentralen Bereichen zu finden, während die Sande meistens in den ufernahen Flachwasserzonen auftreten. Im Peenestrom befinden sich die Schlicksedimente demgegenüber hauptsächlich in den vom Wasseraustausch weniger betroffenen Bereichen wie dem Achterwasser und der Krumminer Wieck. Beide Gewässerteile weisen sehr ausgedehnte Schlickflächen auf. Bezogen auf die Gesamtfläche des Peenestromes kann davon ausgegangen werden, dass mindestens 60 % des Gewässerbodens mit Schlick bedeckt sind.

Auf der Grundlage der Nährstoffgehalte in den Schlicksedimenten und der Schlickfläche wurden für die beiden Gewässer nachfolgende Mengen für Gesamt-P und Gesamt-N in der durchmischten Schlickschicht (0 - 5 cm) ermittelt (**Anlagen 9-20** und **9-21**):

Nährstoffinventar in Schlicksedimenten des Peenestroms:	1.000 t P und 7.200 t N
Nährstoffinventar in Schlicksedimenten des Kleinen Haffs:	2.400 t P und 14.200 t N

LEIPE et al. (1998) geben für Mitte der 1990er Jahre für das gesamte Stettiner Haff in der Schlickschicht von 0 - 15 cm ein Nährstoffinventar von 30.000 t P und 100.000 t N an. Auf das kleine Haff bezogen ergeben sich daraus 12.000 t P und 40.000 t N. Bezogen auf den Sedimenthorizont von 0 - 5 cm sind dies 4.000 t P bzw. 13.300 t N. Während beim Stickstoff eine gute Übereinstimmung mit den eigenen Angaben festzustellen ist, deuten die Minderbefunde beim Phosphor auf eine verminderte landseitige Belastung hin. Bei sinkenden P-Einträgen wird die nährstoffreiche Deckschicht des Sedimentes im Haff sukzessive durch neu eingetragenes Material „verdünnt“, ausgetauscht und in die tiefen Ostseebecken transportiert.

5.5.3 Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe

Wasserhaushaltsbilanzen wurden für das Kleine Haff bis zum Jahre 1990 von MERTINKAT (1986, 1991) auf der Correns'schen Berechnungsgrundlage ermittelt. Für den Peenestrom fehlt eine solche Bilanz. Somit standen monatliche Angaben zu den Ein- und Ausstrommengen lediglich für das Kleine Haff und auch dort nur für einen begrenzten Zeitraum zur Verfügung. Die zwischen Kleinem und Großem Haff und zwischen Kleinem Haff und Peenestrom transportierten Nährstoffmengen wurden wie folgt berechnet:

Der Nährstoffeintrag aus dem Großen in das Kleine Haff wurde auf der Grundlage der monatlichen Einstrommengen und der monatlichen Konzentrationen an der im Grenzbereich zwischen beiden Gewässerteilen befindlichen Messstelle KHJ bestimmt (**Anlage 15-5**). Konzentrationsdaten aus dem polnischen Gewässerteil standen nur lückenhaft zur Verfügung, da Messungen im polnischen Teil nur zwischen April und November stattfanden. Weil zeitweise auch Wasser aus dem Kleinen in das Große Haff strömt, wurde auch der damit verbundene Nährstofftransport berechnet. Dies geschah auf der Grundlage der monatlichen Ausstrommengen und der monatlichen Konzentrationswerte an der im zentralen Teil des Kleinen Haffs gelegenen Messstelle KHM (**Anlage 15-3**).

Im westlichen Randbereich des Kleinen Haffs findet ein Wasseraustausch zwischen Haff und Peenestrom statt. Der daran gekoppelte Nährstoffaustausch wurde ebenfalls ermittelt. Die Einträge aus dem Peenestrom in das Haff wurden auf der Basis der monatlichen Einstrommengen und der monatlichen Konzentrationsdaten an der Messstelle P74 im südlichen Peenestrom berechnet (**Anlage 15-4**). Für den Nährstoffaustrag wurden die Konzentrationsdaten aus dem zentralen Kleinen Haff (KHM) genutzt (**Anlage 15-2**).

Für den Zeitraum nach 1990 standen zwar Konzentrationsdaten aber keine Wasserhaushaltsangaben zur Verfügung. Für eine Grobabschätzung der Transporte wurden die monatlichen Konzentrationswerte an den oben genannten Messstellen für die Jahresreihen 1991 bis 1995 und 1996 bis 2000 mit den mittleren monatlichen Ein- bzw.- Ausstrommengen der Zeitreihe 1966 bis 1990 zu Frachten verrechnet. Als weitere Bilanzelemente wurden die atmosphärische Deposition sowie die landseitigen Einträge berücksichtigt (**Tab. 46**).

Tab. 46: Mittlere Nährstoffbilanzen für das Kleine Haff, in t/a

Bilanzelement	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Eintrag aus dem Großen Haff	1.800	1.511	1.182	30.200	29.850	28.265
Eintrag aus dem Peenestrom	700	233	175	8.000	6.030	5.520
Eintrag aus dem Einzugsgebiet ¹⁾	93	64	42	1.555	1.454	1.105
Atmosphärischer Eintrag	19	10	6	379	319	344
Summe der Einträge	2.612	1.818	1.405	40.134	37.653	35.234
Austrag in den Peenestrom	1.672	1.589	1.221	35.900	30.150	30.180
Austrag in das Große Haff	830	277	242	12.380	4.110	4.395
Summe der Austräge	2.502	1.866	1.463	48.280	34.260	34.575
Verbleib im Kleinen Haff	110	-48	-58	-8.146	3.393	659

¹⁾ mecklenburg-vorpommersches Einzugsgebiet

Bemerkenswert ist, dass die auf der Grundlage der landseitigen Belastungsabschätzungen erhaltenen Einträge in das Kleine Haff (**Tab. 45**) beim Phosphor größenordnungsmäßig recht gut mit den über die Konzentrations- und Wasserhaushaltsdaten erhaltenen (wasserseitigen) Einträge übereinstimmen. Beim Stickstoff lieferten beide Schätzverfahren deutlich unterschiedliche Ergebnisse. Die tendenziell rückläufige Entwicklung der Stickstoffeinträge zeigt sich aber in beiden Fällen. Zunächst fällt die Dominanz des Eintrages aus dem Großen Haff ins Auge. Sowohl beim Phosphor als auch beim Stickstoff machen diese Einträge etwa 70 bis 80 % des Gesamteintrages aus. Bemerkenswert ist weiterhin, dass die Nährstoffeinträge aus dem Peenestrom die landseitigen Einträge aus dem mecklenburg-vorpommerschen Teileinzugsgebiet des Kleinen Haffs deutlich übersteigen. Diese liegen bei nur 3 bis 4 % des Gesamteintrages und damit im Bereich dessen, was von der Wassermengenbilanz zu erwarten war. Von noch untergeordneter Bedeutung ist der atmosphärische Nährstoffeintrag. Er liegt beim Phosphor unter und beim Stickstoff knapp über einem Prozent.

Der Nährstoffaustrag aus dem Kleinen Haff erfolgt, wie zu erwarten, überwiegend, d.h. zu 70 bis 90 %, über den Peenestrom. Der nur zeitweise stattfindende Austrag in Richtung Großes Haff entspricht der Größenordnung des Eintrages aus Peenestrom und mecklenburg-vorpommerschem Einzugsgebiet.

Ein Vergleich von Ein- und Austrag zeigt, dass sich die Nährstoffbilanzen für Phosphor und Stickstoff unterschiedlich entwickelt haben. Beim Phosphor verblieben im Zeitraum 1986 bis 1990 im Mittel jährlich etwa 100 t P im Kleinen Haff, was allerdings nur 4 % des Eintrages entspricht. Das Haff fungierte also eher als P-Senke. Mit der Verringerung der P-Belastung in den 1990er Jahren wurde, wenn auch nur geringfügig, mehr aus dem Haff ausgetragen als eingetragen. Beim Gesamt-Stickstoff ist das Kleine Haff für den Zeitraum 1986 bis 1990 als Quelle zu betrachten, während in den 1990er Jahren die Funktion als N-Senke überwiegt. Allerdings machen der Verbleib bzw. der Austrag nur wenige Prozentpunkte des Eintrages aus. Die Bilanzierung ergibt ein insgesamt nur sehr geringes Nährstoffrückhaltevermögen des Gewässers.

Auch andere Bilanzabschätzungen belegen eine nur geringe „Pufferkapazität“ des Oderhaffs bezüglich der Speicherung von partikulär gebundenen Nährstoffen. LEIPE et al. (1998) verweisen darauf, dass wegen der hohen Reaktivität der Nährstoffe und ihrer relativ kurzen Verweilzeiten in den verschiedenen Komponenten des Ökosystems eine Bilanzierung dieser Stoffe schwierig ist. In einer groben Abschätzung wird ein Verbleib der Nährstoffe im gesamten Oderhaff von 10 % angegeben. MEYER & LAMPE (1999) weisen darauf hin, dass ein großer Teil der durch die Oder eingetragenen Nährstoffe wegen der geringen biologischen Aktivität im Winter das Haff untransformiert passieren. Im Sommer hingegen werden die anorganischen Stickstoffverbindungen in organische Biomasse transformiert, die allerdings ebenfalls zum größten Teil aus dem Haff ausgetragen werden. Bei einer Sedimentationsrate von 1 mm/a werden nur 1 % der Nährstofffrachten der Oder im Stettiner Haff gefunden. Nach einer Bilanzierung von MEYER et al. (1998) spielen die Nährstoffzuflüsse im Kleinen Haff und auch im Achterwasser gegenüber den internen Umsätzen keine (DIP) bzw. eine geringe Rolle (Nitrat-N). Ein- und Austräge hoben sich auch in dieser Bilanz weitgehend auf.

Auch die Untersuchungen im Zusammenhang mit dem „Jahrhunderthochwasser“ der Oder im Sommer 1997 haben gezeigt, dass die Nährstofffrachten der Oder überwiegend auf direktem Wege über Piastowski-Kanal und Swina in die Pommersche Bucht gelangten (PASTUSZAK et al. 1998, RÖPKE et al. 1998, FENSKE et al. 1998, 2001). Solche außergewöhnlichen Hochwasserereignisse führen zu einer Remobilisierung und damit zu einem erhöhten Transport der in den Flusssedimenten gespeicherten Nähr- und Schadstoffe. Während des Sommerhochwassers der Oder kam es jedoch jahreszeitlich bedingt nur zu einem vergleichsweise geringen zusätzlichen Nährstoffeintrag in das Kleine Haff. Der Hauptanteil der Nähr- und Schwebstofffrachten gelangten auf direktem Wege in die Pommersche Bucht. Diese ist allerdings ebenfalls nur ein Durchgangs- und Modifikationsgebiet für die eingetragenen Substanzen, in dem keine Akkumulation erfolgt (BODUNGEN et al. 1995). Zur „ungestörten“ Sedimentablagerung kommt es erst im tieferen Arkonabecken und deren südlichem Ausläufer, der Sassnitzrinne. Hier weisen die Sedimente deutlich höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff auf als in der Pommerschen Bucht. Die Phosphorgehalte der Oberflächensedimente des Arkonabeckens entsprechen in etwa denen aus dem Kleinen Haff, während sie in den überwiegend sandigen Sedimenten aus der Pommerschen Bucht noch deutlich unter denen des Greifswalder Boddens liegen (NAUSCH 1997).

Auf die große Bedeutung der Sedimente als interne Nährstoffquelle weisen SCHERNEWSKI & WIELGAT (2001) hin. Während weniger Wochen wurden bei anoxischen Bedingungen am Gewässergrund Phosphorfreisetzungen aus dem Sediment von 221 t (1989), 347 t (1990) und 117 t (1991) in das Kleine Haff bestimmt, die zu einem starken Anstieg der Phosphorkonzentrationen führten. In diesem Zusammenhang spielt die Entnahme von Baggergut aus dem Schifffahrtskanal im Großen Haff eine nicht zu unterschätzende Rolle. Aus dem Kanal werden gegenwärtig jährlich etwa 1,5 Mio m³ Baggergut entnommen, was bei einer Trockenraumdichte von 0,2 g/cm³ einer jährlichen Entnahme

von etwa 300 kt Trockensubstanz entspricht (MINNING 2004). Nach Berechnungen von MINNING (2004) werden damit dem Haff rund 17 % der eingetragenen Phosphormenge und 7 % der eingetragenen Stickstoffmenge entnommen.

5.5.4 Schwermetalleintrag und Schwermetallinventar

Der Haupteintrag der Schwermetalle erfolgt über die Flüsse, wobei entsprechend ihrer Abflussmengen die Oder mit Abstand den größten Anteil einnimmt. Auf deutscher Seite trägt die Peene den größten Anteil am Schwermetalleintrag. Für die Peene konnten Jahresfrachten von 1995 bis 2000 ermittelt werden. Die Zinkfrachten lagen in diesem Zeitraum zwischen 1.260 und 1.940 kg/a. Beim Kupfer zeigten die Jahresfrachten eine große Spannweite zwischen 350 und etwa 1.100 kg/a, während die Bleifrachten eine relativ geringe Spannweite von 230 bis 475 kg/a aufwiesen (**Anlage 3-8**). Da die Konzentrationen an Cadmium und Quecksilber in der Mehrzahl unterhalb der Bestimmungsgrenzen lagen, stellen die ermittelten Frachten für diese Elemente in den meisten Zuflüssen nur Orientierungswerte dar. Die Frachten der Ziese (**Anlage 3-7**) werden maßgeblich durch die Schwermetallemissionen aus der Kläranlage Wolgast (**Anlage 4-9**) bestimmt. In der Zarow und Uecker (**Anlagen 3-9** und **3-10**) ist zwischen 1995 und 2000 eine abnehmende Tendenz bei Cu und Zn auszumachen.

Die Eintragsabschätzungen aus der Oder basieren auf Untersuchungen im Rahmen des Internationalen Oderprojektes (IOP), welches in den Jahren 1997 bis 2000 lief. Die Ergebnisse dieses Projektes wurden von MEYER et al. (2002) zusammengefasst. Teilergebnisse wurden von HENNING et al. (2002) veröffentlicht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen bilden die Grundlage der Eintragsabschätzungen für das Kleine Haff. Dabei wurde davon ausgegangen, dass etwa 10 % der am Messpunkt Hohenwutzen bzw. Schwedt bestimmten Schwermetallfrachten das Kleine Haff erreichen. Die Oder transportierte in dem o.g. Zeitraum am Messpunkt Hohenwutzen eine mittlere Jahresfracht von rund 430 t Zn, 81 t Cu, 50 t Pb, 5 t Cd und 0,5 t Hg. Dabei ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der Rekonstruktion des Flussbetts der Oder nach dem Sommerhochwasser 1997 und nach dem Bau von kommunalen Kläranlagen in kleinen und mittleren Städten Polens im Rahmen eines PHARE-Projektes die partikuläre Schwermetallfracht um bis zu 30 % reduziert wurde (MEYER et al. 2002).

Neben den Schwermetallfrachten der Flüsse kommt es im Untersuchungsgebiet auch zu Direkteinträgen, wobei die kleineren kommunalen Kläranlagen auf mecklenburg-vorpommerschem Gebiet unbedeutend sind. Bedeutsame Schwermetalleinträge fallen im Großraum Stettin an. Nach Angaben der HELCOM (1998) betragen die Schwermetallemissionen aus der Kläranlage Stettin im Jahre 1995 rund 20.000 kg Zn, 1.200 kg Cu, 830 kg Pb, 547 kg Ni, 212 kg Cr, 30 kg Cd und 76 kg Hg. Durch diese Emissionen erhöhen sich die durch die Oder eingetragenen Schwermetallmengen in das Haff deutlich.

Eine Gegenüberstellung der einzelnen landseitigen Eintragspfade zeigt noch einmal die Dominanz der Oder als Haupteintragungspfad für das Haff (**Tab. 47**).

Tab. 47: Schwermetalleinträge aus verschiedenen Quellen in Peenestrom und Kleines Haff, in kg/a

Gewässer	Eintragsquelle	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Peenestrom	Peene	1.570	800	390	30	10
	Ziese	38	16	6	1	0,2
	KA Anklam	50	16	8	1	0,1
	Deposition	1.049	328	63	2,5	0,5
	Summe	2.707	1.160	467	34	10
Kleines Haff	Oder ¹⁾	55.100	3.800	6.100	400	50 ²⁾
	Uecker	500	315	130	12	5
	Zarow	165	100	28	4,5	1,1
	Deposition	1.775	555	106	4,2	0,8
	Summe	57.540	4770	6364	420	57

¹⁾ 10 % der mittleren Oderfracht 1997-2000 bei Schwedt (MEYER et al. 2002),

²⁾ 10 % der partikulären Fracht 1997-2000 bei Schwedt (DAMKE et al. 2002)

Angaben zum Schwermetallinventar können für die Wasserphase lediglich an der zentralen Haffmessstelle KHM gemacht werden. Zwischen 1996 und 2000 wurden an dieser Messstelle relativ gleichbleibende Schwermetallkonzentrationen gemessen (**Tab. 48**). Höhere Konzentrationen traten meist im Zusammenhang mit erhöhten Schwebstoffgehalten auf.

Tab. 48: Schwermetallgesamtkonzentrationen im Kleinen Haff (KHM) 1996-98 und 1999-00, in µg/l

Kenn- zahl	Zn		Cu		Pb		Cd		Hg	
	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00	1996-98	1999-00
50-P	5,5	5,1	1,9	1,2	1,2	0,9	0,092	0,040	0,038	0,020
90-P	12,8	16,2	5,4	3,0	2,0	2,5	0,195	0,144	0,058	0,030

Der Kenntnisstand zu den Schwermetallgehalten in Schwebstoffen des Untersuchungsgebietes kann mittlerweile als recht gut eingeschätzt werden. Dazu haben die Untersuchungen verschiedener Einrichtungen beigetragen. Zu nennen sind hier insbesondere die Arbeiten, die am Institut für Geologische Wissenschaften der Universität Greifswald durchgeführt wurden (u.a. FIETZ 1996, PUFF et al. 1997, HENNING et al. 1998, EIDAM 2001, 2002).

Ein Vergleich der durch das LUNG im Untersuchungsgebiet erhobenen Daten mit denen aus der Oder weist signifikante Unterschiede auf. Die Schwebstoffe der Oder sind durch wesentlich höhere Schwermetallgehalte gekennzeichnet als die der Fließgewässer im westlichen, zu Mecklenburg-Vorpommern gehörenden Teil des Stettiner Haffs. Besonders drastisch sind die Belastungsunterschiede beim Cadmium. Hier weisen die Schwebstoffe der Oder eine 7-fach höhere Belastung auf als die aus Peene und Uecker. Die Werte für das Kleine Haff nehmen eine Mittelstellung ein. Sie liegen deutlich unter den Werten für die Oderschwebstoffe, aber über denen aus Peene und Uecker (**Tab. 49**).

Tab. 49: Schwermetallgehalte in Schwebstoffen aus Kleinem Haff, Peene, Uecker und Oder, Medianwerte in mg/kg TM

Gewässer	Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg	Cr	Ni	As
Peene	1997-2002	318	34	38	0,91	0,36	28	18	13
Uecker	1997-2000	710	57	53	1,01	0,79	31	20	27
Kleines Haff	1997-2001	753	75	98	3,00	0,79	46	35	19
Oder ¹⁾	1997-2000	1.116	114	128	7,4	1,6	104	60	48

¹⁾ Angaben aus DAMKE et al. (2002) für Schwedt

Die Untersuchungsbefunde für die Sedimente (Feinkornfraktion < 20 µm) zeigen ein sehr ähnliches Verteilungsmuster. Zusätzlich können hier auch Angaben zum Peenestrom und zur Zarow gemacht werden. Die Angaben zur Schwermetallbelastung der Odersedimente betreffen deren Unterlauf zwischen Warthe und Mündung und sind Ergebnisse, die im Zeitraum von November 1997 bis Mai 2000 im Rahmen des Internationalen Oderprojektes (IOP) gewonnen wurden. Anhand der Gegenüberstellung von Daten aus den verschiedenen Zuflüssen und Regionen des Oderästuars werden deutliche Belastungsunterschiede sichtbar (**Tab. 50**). Die geringste Schwermetallbelastung ist in den Sedimenten der Zarow und die höchste in denen der Oder anzutreffen. Dies betrifft alle Elemente bis auf Arsen. Gemessen an der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) aufgestellten chemischen Güteklassifikation für Schwermetalle können die Sedimente der Zarow als anthropogen unbelastet (Cr, Ni, Pb, Hg) bis mäßig belastet (Cu, Zn, Cd) eingestuft werden. Setzt man die Befunde für den Unterlauf der Oder zu denen der Zarow ins Verhältnis, so ergeben sich Anreicherungsfaktoren von 2 für Kupfer und Nickel, 5-7 für Zink, Chrom, Blei und Quecksilber und 10 für Cadmium. Die Schwermetallanreicherungen in den Sedimenten der Oder fallen in Bezug zu denen aus Peene und Uecker stärker aus als die in ihren Schwebstoffen.

Tab. 50: Schwermetallgehalte in Sedimenten (FF20) aus Peenestrom, Kleinem Haff, Peene, Uecker, Zarow und Oder, Mittelwerte und Standardabweichungen in mg/kg TM

Gewässer	Zn-f	Cu-f	Pb-f	Cd-f	Hg-f	Cr-f	Ni-f	As-f
Peene	298 ± 100	88 ± 57	52 ± 19	1,49 ± 1,49	0,47 ± 0,25	27 ± 6	16 ± 6	12 ± 4
Uecker	534 ± 400	65 ± 33	47 ± 16	1,73 ± 2,29	0,38 ± 0,19	28 ± 5	18 ± 4	18 ± 4
Zarow	212 ± 118	60 ± 45	27 ± 3	0,96 ± 1,84	0,22 ± 0,09	22 ± 2	20 ± 13	28 ± 22
Peenestrom	435 ± 216	47 ± 15	80 ± 31	2,15 ± 1,11	0,53 ± 0,40	39 ± 10	34 ± 7	12 ± 6
Kleines Haff	670 ± 261	59 ± 18	101 ± 32	3,44 ± 1,68	0,69 ± 0,24	54 ± 14	36 ± 7	21 ± 9
Oder ¹⁾	1.074 ± 483	131 ± 65	179 ± 75	9,56 ± 9,08	1,41 ± 0,77	122 ± 56	55 ± 16	38 ± 23

¹⁾ Daten aus MEYER et al. (2002)

Analog zu den anderen Küstengewässern wurde das Schwermetallinventar für die oberen Sedimentschichten berechnet (**Anlagen 9-22 bis 9-26**). Vergleicht man diese Abschätzung mit den von LEIPE et al. (1998) aufgestellten Massenbilanzen für das gesamte Haff, ergeben sich ganz ähnliche Mengen, die sich im Sedimenthorizont von 0-15 cm abgelagert haben (**Tab. 51**).

Tab. 51: Schwermetallinventare für Schlicksedimente des Stettiner Haffs 1993-1994 und 1995-2001, in t

Gewässerbereich	Quelle	Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Gesamtes Haff	LEIPE et al. (1998)	1993-1994	8.064	605	1.210	45	10
davon Großes Haff*			4.239	321	641	24	5,3
davon Kleines Haff*			3.825	284	569	21	4,7
Kleines Haff	diese Arbeit	1995-2001	3.203	282	483	16	2,2

* Bei der Abschätzung der Mengen für das Kleine Haff wurde davon ausgegangen, dass 60 % des Gewässerbodens mit Schlick bedeckt sind.

Ein identisches Ergebnis zeigen beide Bilanzen für Kupfer im Kleinen Haff. Für Zink und Blei erbrachten die eigenen Bilanzabschätzungen 85 %, für Cd 76 % und für Hg nur 46 % der von LEIPE et al. (1998) ermittelten Befunde. Die Minderbefunde, insbesondere bei Cadmium und Quecksilber, sind auf geringere Frachten der Oder zurückzuführen. So ist für die spezifische Beladung der Schwebstoffe in der Oder eine deutlich abnehmende Tendenz zu verzeichnen (**Tab. 52**).

Tab. 52: Schwermetallgehalte in Schwebstoffen der Oder nach Angaben aus der Literatur, in t/a

Quelle	Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
PUFF et al. 1997	1989-1990	1.980	252	381	19	10,7
PUFF et al. 1997	1992	1.980	161	280	29	2,6
PUFF et al. 1997	1994-1995	1.480	117	142	6,9	2,0
SONNENBURG et al. 1998	1996	1.195	123	117	6,1	2,5
HENNING et al. 2001 ¹⁾	1997-2000	1.116	114	128	7,4	1,6
HENNING et al. 2001 ²⁾	1997-2000	1.012	109	150	8,2	1,7
UMWELTBUNDESAMT 2001	1999	1.010	105	123	6,7	1,2

¹⁾ Schwedt

²⁾ Hohenwutzen

Besonders stark ist der Rückgang aller Schwermetalle zu Beginn der 1990er Jahre. Für Zn, Cu und Hg ist dabei eine anhaltend abnehmende Tendenz festzustellen, wobei diese beim Hg am deutlichsten ausgeprägt ist. Die Beladungen der Schwebstoffe mit Cd und Pb verharren demgegenüber seit Mitte der 1990er Jahre auf einem relativ konstanten Konzentrationsniveau.

6 VERGLEICHENDE BETRACHTUNGEN UND DISKUSSION

6.1 Nährstoffe

6.1.1 Einträge über Zuflüsse

Der Nährstoffeintrag über die Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns lässt sich über einen Zeitraum von 25 Jahren zurückverfolgen. Für die größeren Zuflüsse und einige kleinere Bäche, die zusammen etwa 70 % der Fläche des Ostseeinzugsgebiets von Mecklenburg-Vorpommern entwässern, liegen Konzentrationsdaten für die Nährstoffe seit mindestens 1978 vor. Nach 1990 wurden weitere kleinere Ostseezuflüsse für die Abschätzung der Belastung der Ostsee im Rahmen von PLC untersucht, wodurch der Anteil des überwachten Einzugsgebietes auf knapp 80 % erhöht werden konnte. Die Einträge für das gesamte Ostseeinzugsgebiet des Landes wurden im Analogieschluss hochgerechnet und den mittleren jährlichen Abflussmengen aus diesem Gebiet gegenübergestellt (**Abb. 37**).

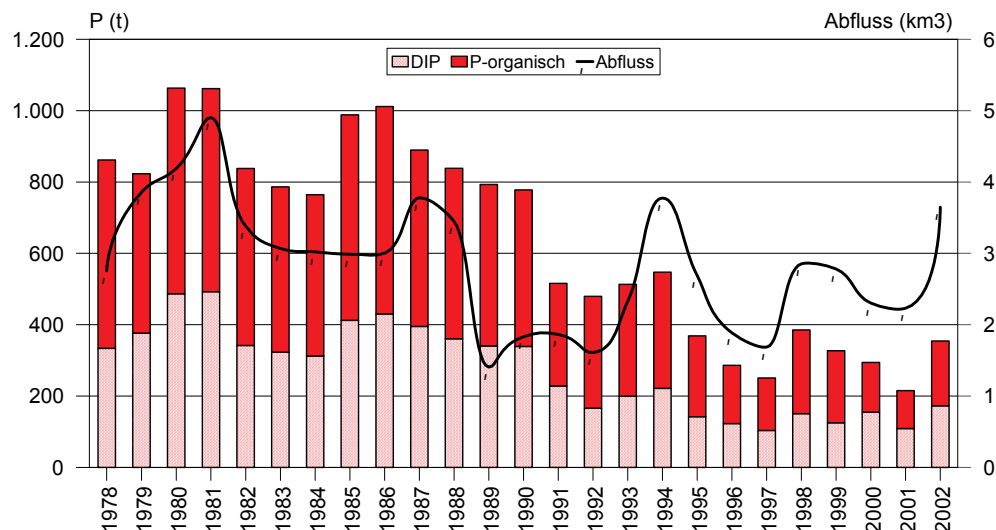


Abb. 37: Abflüsse und abflussbedingte P-Einträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1978-2002

Unabhängig vom Abflussgeschehen lassen sich drei Perioden mit unterschiedlich hohen Phosphoreinträgen erkennen. Von 1978 bis 1990 variierte der jährliche Phosphoreintrag aus dem Ostseeinzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns zwischen 800 und 1.100 t, im Mittel lag er bei 880 t/a. Nach Einführung phosphatfreier Waschmittel sank der Phosphoreintrag auf mittlere 485 t/a. Mitte der 1990er Jahre war der Neubau bzw. die Modernisierung der meisten größeren Kläranlagen in Mecklenburg-Vorpommern abgeschlossen und die Phosphorfrachten der Flüsse gingen weiter zurück. Im Zeitraum 1995 bis 2002 betrug der zuflussbedingte Eintrag in die Ostsee nur noch rund 300 t/a. Damit ist eine Verminderung der zuflussbedingten Phosphoreinträge aus dem Ostseeinzugsgebiet des Landes um rund 75 % erreicht worden. In den letzten Jahren ist eine proportionale Entwicklung der Frachten zu den Abflüssen zu verzeichnen. In Jahren hoher Abflüsse werden höhere Frachten erhalten als in trockenen Jahren. Dies ist Indiz dafür, dass der Anteil von punktuellen Quellen an der Gesamtbelastung der Flussfrachten deutlich zurückgegangen ist. Es dominieren diffuse Einträge.

Diffus gelangt Phosphor vorwiegend über Erosion, über Dräne oder das Grundwasser in die Gewässer (BEHRENDT et al. 1999).

Im Durchschnitt werden 40 % der Phosphorfrachten der Ostseezuflüsse in gelöster und 60 % in organisch gebundener Form in die Küstengewässer transportiert.

Im Gegensatz zum Phosphor zeigen die jährlichen Stickstoffeinträge im gesamten Betrachtungszeitraum eine direkt proportionale Abhängigkeit von den Jahresabflüssen (**Abb. 38**).

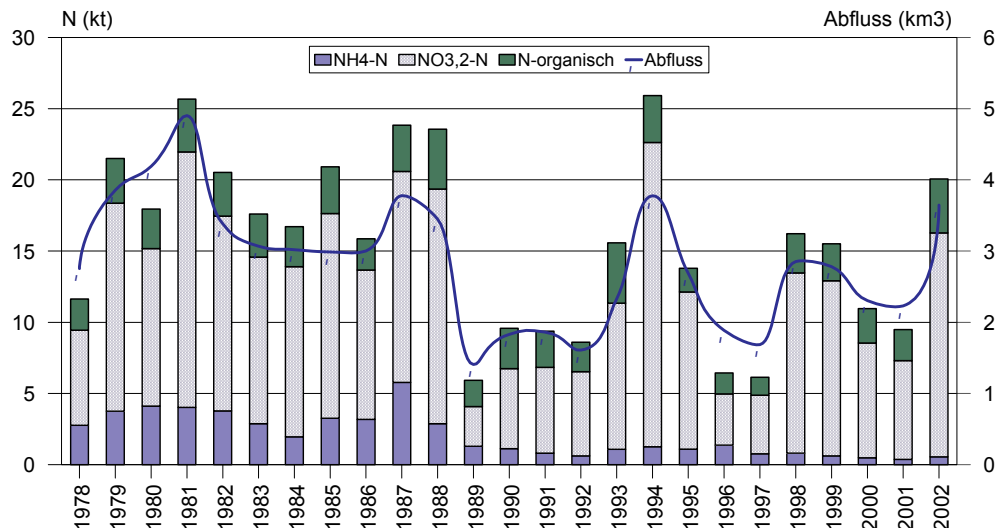


Abb. 38: Abflüsse und abflussbedingte N-Einträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1978-2002

Zwischen Jahresabflüssen und Stickstoffjahresfrachten konnte ein signifikanter Zusammenhang ($R^2 = 0,85$) nachgewiesen werden. In abflussnormalen Jahren mit einem mittleren Jahresabfluss von etwa 3 km^3 wurden um 15.000 t Stickstoff aus dem Ostseeinzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommern zuflussbedingt in die Ostsee eingetragen. In trockenen Jahren, wie 1989, 1996 und 1997, waren es nur 6.000 t und in sehr abflussreichen Jahren, wie 1981 und 1994, über 25.000 t . Die Höhe der Jahresfrachten wird dabei wesentlich von den Abflüssen während der vegetationsarmen Jahreszeit bestimmt. So wurden in dem seit 1951 für das Gebiet Mecklenburg-Vorpommern niederschlagreichsten Winterhalbjahr 1994 (KLITZSCH & ROCHOW 2004) von Januar bis April Stickstofffrachten in den vorpommer-schen Ostseezuflüssen bestimmt, die über den Jahresfrachten dieser Flüsse in abfluss-rmen Jahre lagen (BACHOR 1997).

Zwischen der von Oktober bis Januar erfolgenden Flusswasserzufuhr und den für Januar/Februar im Oberflächenwasser des südlichen Kattegats und des nördlichen Großen Belts ermittelten Nitratkonzentrationen konnte eine funktionaler Zusammenhang nachgewiesen werden (KORNVANG et al. 1993, NEHRING 1997, NAUSCH et al. 1999)

Die von Mecklenburg-Vorpommern über die Zuflüsse in die Ostsee eingetragene Gesamtstickstofffracht wird im Durchschnitt zu 80 % durch die gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen verursacht. In trockenen Jahren kann deren Anteil auf 70 % absinken und in sehr nassen Jahren auf fast 90 % ansteigen. Der Anteil von organisch gebundenem Stickstoff ist damit viel

geringer als beim Phosphor. Die beiden wichtigsten gelösten Stickstoffverbindungen sind Nitrat und Ammonium. An den DIN-Frachten war Ammonium bis 1989 durchschnittlich zu 20 % beteiligt. In den letzten Jahren ging dieser Anteil auf rund 5 % zurück. Im sehr strengen Winter 1996 kam es nochmals zu einem deutlichen Anstieg des Ammoniumanteiles auf über 20 %. Ursache hierfür war die Gülleausbringung auf gefrorene landwirtschaftliche Böden. Im langanhaltenden Winter 1996 reichten die Lagerkapazitäten vieler landwirtschaftlicher Betriebe des Landes nicht mehr aus (GEWÄSSER-GÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1996/1997. Stickstoff wird überwiegend diffus im Wesentlichen als Nitrat aus dem Grundwasser, aus dem Oberflächenabfluss (neben Nitrat auch organisch gebundener Stickstoff = Humus) und über den Interflow (Dränwasser) in die Oberflächengewässer eingetragen (BARION 2001).

Vergleicht man die Phosphorfrachten der einzelnen untersuchten Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns für die Zeiträume 1986-1990 und 1996-2000 miteinander, so zeigt sich in allen Gewässern eine mehr oder minder starke Abnahme der mittleren Jahrefrachten (**Anlage 2-19** und **Abb. 39**).

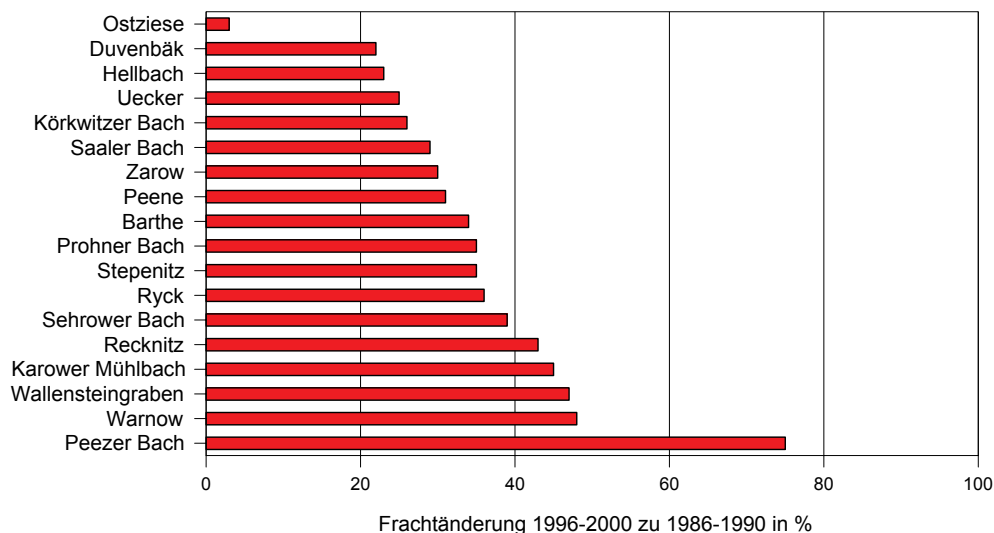


Abb. 39: Relative mittlere DIP-Frachten von 18 Ostseezuflüssen für 1996-2000 im Vergleich zu 1986-1990 (100 %)

Die stärkste Frachtreduzierung ist mit 95 % für die Ostziese zu verzeichnen, was im Wesentlichen auf den Neubau der Kläranlage Wolgast zurückzuführen ist. Diese war bis 1995 die dominierende Eintragsquelle für dieses kleine vorpommersche Flüsschen. Für die überwiegende Anzahl der Ostseezuflüsse des Landes ist eine Frachtreduzierung um 60 bis 80 % festzustellen. Dazu gehören mit Ausnahme des Karower Mühlbaches alle vorpommerschen Gewässer. Relativ gering fallen die Frachtreduzierungen im Wallensteingraben und in der Warnow aus. Beides sind Fließgewässer, die von Seen beeinflusst werden. Im Wallensteingraben kommt es aus dem polytrophen Lostener See und in der Warnow aus dem ebenfalls polytrophen Bützower See (über die Temse) und den stark eutrophierten Sternberger See (über die Mildenitz) zu P-Einträgen. Die eutrophierten Seen haben für beide Gewässer eine Quellenfunktion für Phosphor. Am geringsten fällt die Frachtreduzierung mit nur 25 % im Peezer Bach aus.

Für den Peezer Bach ist allerdings die größte Frachtreduzierung beim Stickstoff mit fast 90 % zu registrieren, was ursächlich mit den stark verminderten Emissionen aus dem Düngemittelwerk in Poppendorf zusammenhängt. Die zweithöchste Frachtreduzierung ist mit 80 % für den Karower Mühlbach auf Rügen zu verzeichnen. Hierfür sind Veränderungen im landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet verantwortlich. Frachtreduzierungen von über 50 % wurden im Körkwitzer Bach und im Sehrower Bach ermittelt. Beachtlich ist ebenfalls noch der Belastungsrückgang mit etwa 40 % in Ostziese und Uecker. Geringe Veränderungen sind für den Saaler Bach, die Stepenitz, den Hellbach und die Warnow auszumachen. In den beiden benachbarten nordvorpommerschen Gewässern Barthe und Prohner Bach wurde eine Zunahme der Belastung festgestellt (**Abb. 40**).

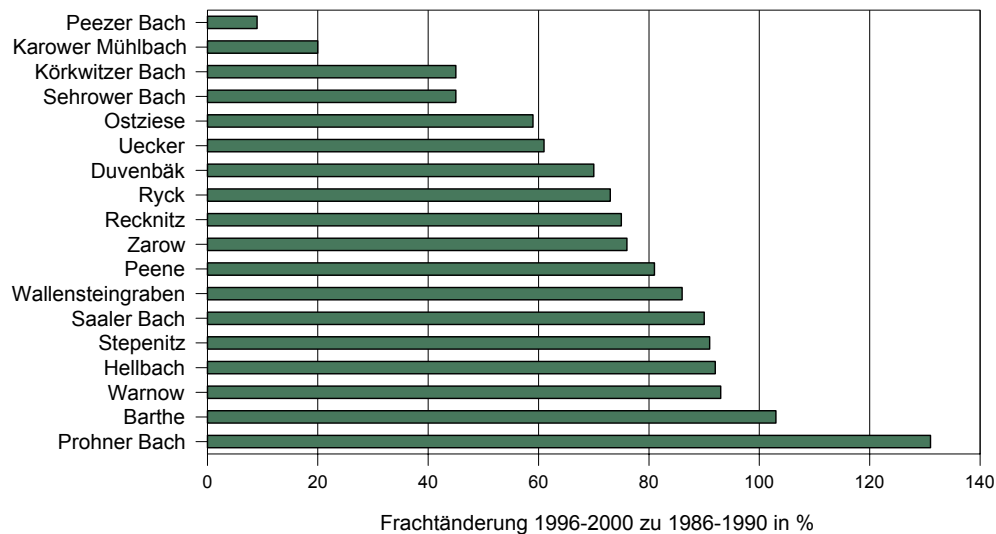


Abb. 40: Relative mittlere DIN-Frachten von 18 Ostseezuflüssen für 1996-2000 im Vergleich zu 1986-1990 (100 %)

Im Mittel aller 18 Ostseezuflüsse resultiert eine Lastreduzierung um rund 30 %, wobei der Anteil des gelösten anorganischen Stickstoffes in beiden Betrachtungszeiträumen knapp über 80 % lag. Die Belastungsreduzierung ist dabei zum großen Teil auf die verringerten Abflüsse in den 1990er Jahren zurückzuführen (siehe **Abb. 38**).

Um die Belastung der einzelnen Gewässer besser miteinander bzw. mit anderen Regionen vergleichen zu können, wurden aus den Frachten der Flüsse und Bäche und deren Einzugsgebietsgrößen flächenbezogene Nährstoffausträge berechnet. In Anlehnung an die aus der Hydrologie bekannten Abflussspenden wird nachfolgend hierfür auch der Begriff „Nährstoffspende“ gebraucht. Für die vorpommerschen Fließgewässer liegen diesbezügliche Angaben bereits für mehrere Zeiträume bis zur Mitte der 1990er Jahre vor (BACHOR 1997).

Im Mittel hat sich die Phosphorspende der mecklenburg-vorpommerschen Gewässer von 39 auf 12 kg/km²/a bezogen auf DIP bzw. von 77 auf 27 kg/km²/a bezogen auf TP verringert. Die DIP-Spenden der Ostseezuflüsse stimmen gegenwärtig größenordnungsmäßig mit denen von Elbe und Oder überein. Für Gesamtphosphor liegen sie zumeist unter den Spenden der großen Ströme Elbe und Oder, wo es in Folge der längeren Fließzeiten zu einer zunehmenden Transformation der gelösten Nährstoffe kommt. Die geringen Unterschiede zur Oder verwundern zunächst, da das Niveau der Abwasserentsorgung in Polen noch weit hinter den meisten westlichen europäischen Staaten

liegt. Nach Erhebungen im Rahmen des von der Volkswagen-Stiftung geförderten Projektes „Oder Basin – Baltic Sea Interactions“ (OBBSI) wurden im Zeitraum 1997-1999 rund 60 % der Abwässer der „Hot Spots“ im polnischen Einzugsgebiet der Oder überhaupt nicht und 24 % nur mechanisch geklärt (HUMBORG et al. 2000). Diese starke P-Belastung aus kommunalen und industriellen Einleitern wird offensichtlich durch noch geringe diffuse Nährstoffeinträge im Oder-einzugsgebiet kompensiert.

In Mecklenburg-Vorpommern sind überdurchschnittlich hohe Phosphorspenden zum Ende der 1990er Jahre nur noch für den Wallensteingraben sowie den Peezer und Sehrower Bach festzustellen (Tab. 53). In der Ostziese und Uecker werden die Zielvorgaben der LAWA¹² für Gesamt-P bereits weitestgehend eingehalten, so dass die für diese beiden Ostseezuflüsse ermittelten TP-Spenden als Zielstellung für die übrigen Flussgebiete angesehen werden können.

Tab. 53: Nährstoffspenden von Ostseezuflüssen im Vergleich zu Elbe und Oder, in kg/km²/a

Gewässer	EZG in km ²	DIP		TP		DIN		TN	
		86-90	96-00	86-90	96-00	86-90	96-00	86-90	96-00
Wallensteingraben	158	85	48	145	83	961	822	1.397	1.220
Hellbach	213	63	14	109	31	1.960	1.805	2.232	2.035
Warnow	3.048	13	8	30	16	404	375	483	504
Peezer Bach	52	41	31	67	46	26.731	2.308	28.577	2.500
Körkwitzer Bach	100	35	9	68	19	3.070	1.370	4.490	1.530
Recknitz	637	15	7	45	19	716	537	881	653
Saaler Bach	66	32	9	52	16	1.258	1.136	1.318	1.197
Barthe	343	15	5	37	18	1.149	1.187	1.389	1.319
Prohner Bach	51	8	3	29	20	1.471	1.922	1.569	2.039
Sehrower Bach	43	73	28	116	52	5.558	2.512	6.047	2.860
Duvenbäk	61	86	19	116	31	1.574	1.098	1.984	1.164
Karower Mühlbach	28	11	5	23	14	3.607	714	4.393	857
Ryck	140	33	12	73	35	2.636	1.936	3.014	2.193
Ostziese	115	114	3	299	8	722	426	739	513
Peene	5.027	21	7	57	14	474	386	631	481
Zarow	720	7	2	19	13	467	353	567	444
Uecker	2.436	17	4	29	12	357	216	413	281
Stepenitz	694	31	11	75	31	1.427	1.081	1.719	1.316
Mittel MV-Flüsse		39	12	77	27	3.030	1.121	3.436	1.284
Trave ¹⁾	726		20		47		1.500		1.634
Elbe ²⁾	123.532	24	9	89	34	1.247	801	1.538	939
Oder ³⁾	110.074	20	12	52	44	364	445	552	636

¹⁾ nach Angaben des LANU Schleswig-Holstein,

²⁾ nach Angaben der Wassergütestelle Elbe Hamburg,

³⁾ nach verschiedenen Angaben (Quellen sind in **Anlage 21** genannt)

Für das gesamte deutsche Ostsee-einzugsgebiet wird eine mittlere TP-Spende von 35 kg/km²/a angegeben (HELCOM 2003). Noch höhere TP-Spenden weisen im Ostseeraum nur noch Dänemark mit 83 kg/km²/a und Polen mit 43 kg/km²/a auf. Von wesentlichem Einfluss auf die Nährstoffspenden sind die Landnutzung und die Abflussspende in den Flussgebieten (LEY 1997).

¹² Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gibt als Zielvorgabe für Gesamtphosphor 0,15 mg/l und für Gesamtstickstoff 3,0 mg/l an. Prüfwert ist der 90-Perzentilwert (LAWA 1998).

Die Stickstoffspenden der Gewässer zeigen eine sehr große Spannweite. Als Sonderfall muss der Peezer Bach betrachtet werden, der in den 1980er Jahren die Funktion eines zum Abwasserkanal degradierten Vorfluters des Düngemittelwerkes in Poppendorf darstellte. Überdurchschnittlich hohe Spenden von 2.000 bis 2.800 kg/km²/a wurden meist für kleinere Gewässer wie Sehrower, Prohner und Hellbach sowie Ryck ermittelt. Diese Gewässer weisen ein Einzugsgebiet mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung bei einem hohen Anteil an Ackerfläche auf. Hier werden nicht selten Stickstoffkonzentrationen gemessen, die den Zielvorgabe-Wert der LAWA für Gesamt-Stickstoff deutlich überschreiten.

Demgegenüber wird in der Uecker die LAWA-Zielvorgabe in den letzten Jahren eingehalten. Die für diesen Fluss ermittelte TN-Spende sollte bei Einhaltung der Zielvorgabe also auch für die anderen Zuflüsse erreicht werden. Allerdings können die Frachten und damit auch die Stickstoffspenden in nassen Jahren mindestens doppelt so hohe Werte erreichen wie in trockenen Jahren. Im Mittel der 18 Ostseezuflüsse hat sich die Stickstoffspende im Zeitraum vom Ende der 1980er zum Ende der 1990er Jahre von 3.000 auf 1.100 kg DIN/km²/a bzw. von 3.400 auf 1.300 kg TN/km²/a verringert. Sie liegen damit noch deutlich über der durchschnittlichen TN-Spende für das gesamte Ostsee-einzugsgebiet Deutschlands, welche mit 581 kg/km²/a angegeben wird (HELCOM 2003c). Auch die Stickstoffspenden der Elbe und Oder liegen unter denen der mecklenburg-vorpommerschen Fließgewässer, was als Indiz für die intensive landwirtschaftliche Nutzung großer Gebiete des Landes zu werten ist. Hinzu kommt der hohe Anteil dräniertes Flächen in Mecklenburg-Vorpommern. Durch SCHOLZ (1997) konnte in dränierten Flächen ein Trend zu höheren Abfluss- und Stickstoffspenden festgestellt werden. Auch wenn Maßnahmen der Eintragsreduzierung aus dem landwirtschaftlichen Bereich bereits durchgeführt wurden (z.B. durch Einhaltung der Düngeverordnung oder Flächenstilllegungen), ist eine Frachthalbierung innerhalb einer Zehnjahresspanne allein infolge der mehrere Jahrzehnte währenden Verzögerung auf dem unterirdischen Transportpfad illusorisch (DANNOWSKI et al. 2000).

Die höchste landesspezifische TN-Spende wird im Ostseeraum in Dänemark mit 1.862 kg/km²/a erreicht (HELCOM 2003c). In den osteuropäischen Ländern ist bei einer Intensivierung der Landwirtschaft und damit Angleichung an das Düngungsniveau der westeuropäischen Staaten mit zunehmenden diffusen Stickstoffeinträgen in die Ostsee zu rechnen.

6.1.2 Einträge über Direkteinleiter

Etwa die Hälfte der Bevölkerung Mecklenburg-Vorpommerns lebt an der Küste¹³, ein großer Teil davon in den Hafenstädten Rostock, Stralsund, Greifswald und Wismar. Das Abwasser dieser Städte wird seit jeher in die angrenzenden Küstengewässer geleitet und führte dort in der Vergangenheit des Öfteren zu Umweltproblemen (u.a. WILHELMI 1915, KRÜGER & MEYER 1937, FREUND 1977).

Eintragsdaten konnten für insgesamt 11 Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns ermittelt werden. Dies sind Kläranlagen, die direkt in die Küstengewässer oder aber, wie im Falle der Kläranlage Anklam, unterhalb der Gütemessstellen zur Frachtberechnung des jeweiligen Ostsee-zuflusses einleiten. Für die Kläranlagen in Rostock, Stralsund, Greifswald, Wismar, Bergen, Wolgast und Körkwitz lagen Überwachungswerte ab 1988 bzw. 1989 vor, so dass für einen Zeitraum von 12 Jahren Eintragsdaten berechnet werden konnten. An diese Anlagen sind gegenwärtig (Stand Mai

¹³ In den Städten und Kreisen an der Küste des Landes lebten zu Anfang der 1990er Jahre 961.440 Einwohner (Wandkarte Mecklenburg-Vorpommern, Herrman Haack Verlagsgesellschaft mbH Gotha 1991).

2003) 772.650 Einwohnerwerte angeschlossen. Damit werden über 90 % der Einträge aller Direkt-einleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns erfasst.

Die Phosphoreinträge aus den Direkteinleitern konnten in den letzten Jahren stufenweise verringert werden. Durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel war von 1989 zu 1990 bereits ein Eintragsrückgang aus diesen Anlagen um über 60 % zu verzeichnen. Eine zweite Stufe der Eintragsreduzierung setzte ein Jahr später ein. Diese ist im Wesentlichen dem verringerten Abwasseranfall zuzuordnen, welcher auf den sparsameren Wasserverbrauch in den Haushalten zurückzuführen ist. 1994 führten abwassertechnische Maßnahmen in den Kläranlagen von Rostock, Wismar und Bergen bereits zu einer weiteren Abnahme der Phosphoreinträge. 1996 waren die neuen Anlagen in Rostock, Stralsund, Greifswald und Wolgast fertiggestellt. Der jährliche Phosphoreintrag aus den genannten Anlagen ging in der Summe von etwa 1.300 t TP vor 1990 auf 13 t TP nach 1996 zurück. Dies entspricht einer 99 %igen Reduzierung (**Abb. 41**).

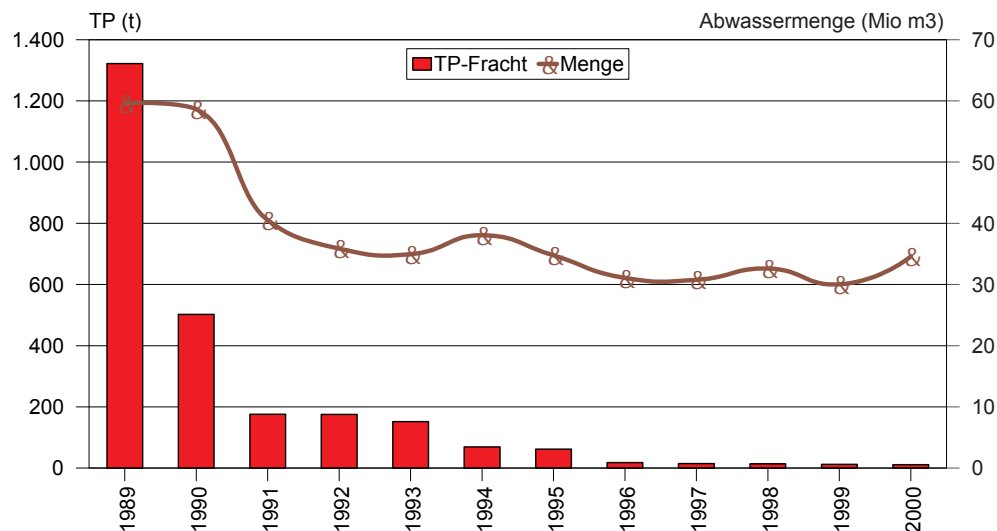


Abb. 41: Summe der TP-Frachten der 7 größten Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, 1989-2000

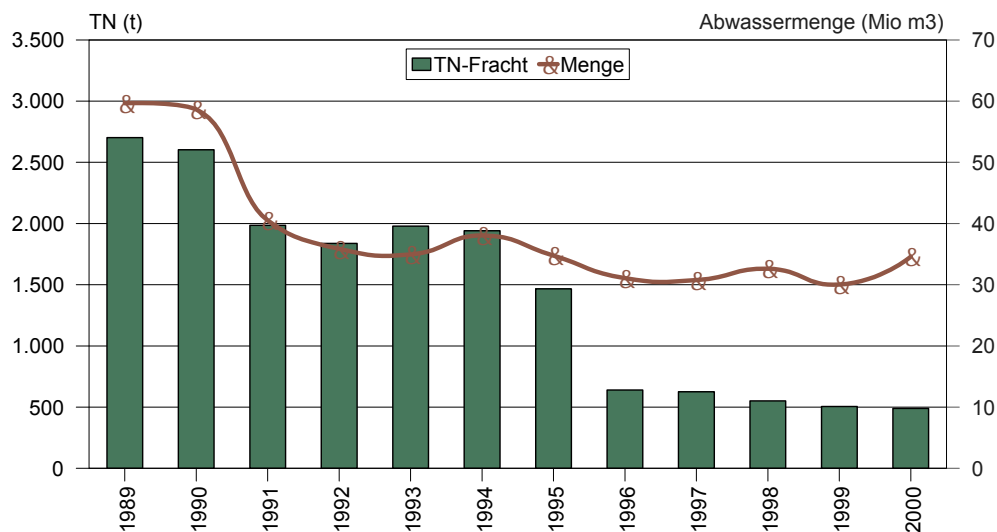


Abb. 42: Summe der TN-Frachten der 7 größten Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, 1989-2000

Der Rückhalt von Stickstoff in den betreffenden 7 Kläranlagen fällt deutlich schwächer aus (**Abb. 42**). Die Verminderung des Abwasseranfalls von 1990 zu 1991 macht sich in einer etwa 30 %igen Reduzierung der TN-Emissionen bemerkbar. Mit der Fertigstellung der neuen Anlagen, die generell über eine weitergehende Nährstoffeliminierung verfügen, konnte die TN-Emission nochmals deutlich gesenkt werden. Sie liegt gegenwärtig konstant bei rund 500 t/a, was nur noch rund 20 % des Ausgangsniveaus von vor 1991 entspricht.

Die Veränderungen in den einzelnen Kläranlagen sollen anhand der Gegenüberstellung der mittleren Nährstoffemissionen für die Zeiträume 1988 bis 1990 und 1996 bis 2000 aufgezeigt werden (**Tab. 54**).

Tab. 54: Mittlere Abwassermengen und Nährstoffemissionen aus Direkteinleitern 1988-1990 und 1996-2000

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

Zunächst ist festzustellen, dass sich in den Anlagen Wismar, Rostock, Stralsund, Greifswald und Wolgast der Abwasseranfall innerhalb von 10 Jahren in etwa halbiert hat, was aus einem gesunkenen spezifischen Wasserverbrauch und dem Wegfall wasserintensiver, wie z.B. lebensmittelverarbeitender Betriebe, resultierte. Demgegenüber ist es in den kleineren Anlagen in Körkwitz und Bergen durch die Erhöhung des Anschlussgrades zu einem Anstieg des Abwasseranfalls gekommen, der sich aber in der Gesamtbetrachtung aller Direkteinleiter kaum widerspiegelt.

Die Einführung phosphatfreier Waschmittel führte in allen Kläranlagen gleichermaßen zu einer Verringerung der Phosphoremissionen. In den neuen modernen Kläranlagen in Rostock, Stralsund, Greifswald und Wolgast wurde gegenüber dem Zeitraum vor 1990 eine Reduzierung der Phosphoremissionen um 99 % erreicht. Trotz Erhöhung des Anschlussgrades sanken die Belastungen aus den Kläranlage Bergen und Körkwitz gegenüber 1988-1990 um 96 bzw. 85 %. Auch für die Kläranlage Wismar gelang es, durch abwassertechnische Maßnahmen die Phosphoremission gegenüber 1988-1990 um 92 % zu verringern. Die Stickstoffemissionen aus den Kläranlagen in Wolgast und Stralsund sanken um über 90 %, die aus den Anlagen in Greifswald, Rostock und Bergen um 80 % bis 90 %. In den Anlagen in Wismar und Körkwitz wurden Lastreduzierungen um 60 % bzw. 30 % erreicht.

Mit dem Neubau der Kläranlagen in Rostock, Stralsund und Greifswald sowie der Modernisierung der Anlage in Wismar konnten diese Belastungsquellen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns von der HELCOM-Liste der „Hot Spots“ gestrichen werden. Auch im Landesinneren Mecklenburg-Vorpommerns sind mittlerweile alle Kläranlagen der Größenklasse 4 (> 10.000 EW) nach dem Stand der Technik ausgerüstet (TYLLA 2001). Damit sind die Reduzierungsmöglichkeiten bezüglich der größeren punktuellen Eintragsquellen weitgehend ausgeschöpft.

6.1.3 Atmosphärische Einträge

Die Phosphordeposition wird nach wie vor nur selten gemessen und es liegen nur wenige Angaben vor. Für das Gebiet der neuen Bundesländer wird von BEHRENDT et al. (1999) eine mittlere Phosphor-deposition von 0,7 kg/ha/a angegeben, wobei 0,4 kg/ha/a auf die Trockendeposition und 0,3 kg/ha/a auf die Nassdeposition entfallen. Bezüglich der zeitlichen Veränderungen der Phosphordeposition muss von der Änderung der Hauptquellen der P-Emissionen ausgegangen werden. Hauptquelle der anthropogen verursachten Phosphoremissionen in der Luft ist einerseits die Verbrennung von Kohle und andererseits die Winderosion. BEHRENDT et al. (1999) legen daher bei ihrer Abschätzung der zeitlichen Veränderungen der P-Deposition die Entwicklung der Staubmissionen in Deutschland zugrunde. Auf Basis der Angaben der Statistischen Jahrbücher Deutschlands ist ein Rückgang der Staubmissionen von 1985 bis 1995 um 30 % für die alten Bundesländer und um mehr als 90 % für die neuen Bundesländer festzustellen. Nachdem sich die Staubmissionen in den alten und neuen Bundesländern nicht mehr unterscheiden, wurde unter der Annahme das der Anteil der inländischen Staubmission an der Staubdeposition bei 50 % liegt und sich die P-Deposition aus einem Grundwert und einem staubabhängigen Anteil zusammensetzt, ein P-Deposition für das Jahr 1995 von 0,37 kg/ha/a ermittelt (BEHRENDT et al. 1999). Dass diese Abschätzungen real sind, zeigen neuere Untersuchungen des Landesumweltamtes Brandenburg. Danach wurde im Nordosten Brandenburgs Ende der 1990er Jahre eine P-Deposition von 0,20 kg/ha/a ermittelt (SONNENBURG et al. 1998).

Die verringerten P-Depositionen schlagen sich in geringeren atmosphärischen Phosphoreinträgen für die Küstengewässer wider (**Anlage 5-1**). In der Gesamtbilanz machen sich diese Einträge in Abhängigkeit von der Gewässerfläche der einzelnen Küstengewässer mehr oder minder stark bemerkbar. Bezogen auf die Gesamtwasserfläche der Küstengewässer resultiert gegenwärtig ein atmosphärischer Phosphoreintrag von rund 34 t/a, wobei davon allein 30 % den Greifswalder Bodden belasten.

Für die Berechnung des atmosphärischen Stickstoffeintrags durch atmosphärische Deposition konnten Modellergebnisse genutzt werden, die im Rahmen des EMEP-Programms berechnet wurden. Für den südwestlichen Ostseeraum werden N-Depositionen für Ende der 1980er von 3,75 mg/m/d und für Mitte der 1990er Jahre von 3,15 mg/m/d angegeben (HELCOM 1997). Für die zweite Hälfte der 1990er Jahre liegen die N-Depositionen für die gleiche Region bei 3,4 mg/m/d (BARTNICKI et al. 2003). Dies entspricht etwa 12 kg N/ha/a und liegt deutlich unter der von BEHRENDT et al. (1999) für die neuen Bundesländer berechneten mittleren N-Deposition von 19,5 kg N/ha/a.

Zwischen 1996 und 2000 wurde die jährliche Emission der Stickstoffoxide aus den HELCOM-Ländern um 13,5 %, die des Ammoniums um 11 % und die des Gesamtstickstoffs um 9 % verringert, wobei N-Depositionen aus der Schifffahrt bisher nicht berücksichtigt wurden (BARTNICKI et al. 2003), diese aber von zunehmender Bedeutung sind (HELCOM 2003b). Aufgrund der geringfügigen Veränderungen der N-Depositionen ist auch für die atmosphärischen Stickstoffeinträge in die Küstengewässer eine nur geringe Reduzierung zu verzeichnen (**Anlage 5-2**).

Die durch die drastische Abnahme der Viehbestände in Mecklenburg-Vorpommern verursachten verringerten N-Emissionen aus der Landwirtschaft sind offenbar durch den zunehmenden Kraftfahrzeugverkehr weitgehend kompensiert worden.

6.1.4 Veränderungen der Gesamteinträge und des mittleren Konzentrationsniveaus

Nachfolgend sollen die raum-zeitlichen Veränderungen der Gesamtbelastung der Küstengewässer anhand der mittleren Eintragsreduzierungen und der mittleren Konzentrationsabnahmen für 1996-2000 gegenüber 1986-1990 diskutiert werden. Die prozentualen Konzentrationsabnahmen wurden auf der Basis der Pentadenmittel beider Betrachtungszeiträume an einzelnen oder mehreren Messstellen ermittelt. Da nicht an allen Messstellen die Gesamtkonzentrationen gemessen wurden, wurden die Konzentrationsabnahmen nur für die gelösten anorganischen Nährstoffe berechnet.

Die Eintragsreduzierung für Gesamtphosphor und die Konzentrationsabnahme für den gelösten anorganischen Phosphor stimmen gut überein (**Abb. 43**).

Für die Berechnung der Konzentrationsabnahmen in der Wismar-Bucht, in der Unterwarnow, im Greifswalder Bodden, im Peenestrom und im Kleinen Haff konnte auf Daten von mehreren Messstellen zurückgegriffen werden, die die Gewässer in ihrer Gesamtheit repräsentieren. Demgegenüber lagen für die Darß-Zingster Bodden nur Konzentrationsdaten für die östlich der Meiningenbrücke liegenden Bodden vor. Für die Rügenschens Bodden wurde für die Ermittlung der Konzentrationsabnahmen lediglich auf die Daten des Kubitzer Boddens zurückgegriffen, da nur hier Messwerte aus dem Zeitraum vor 1990 zur Verfügung standen. Im Strelasund wurden die Konzentrationsänderungen auf der Basis der Daten der zentral gelegenen Messstelle S66 erhalten. Generell spiegeln sich die ermittelten Eintragsminderungen in allen Gewässern gut in den Konzentrationsabnahmen wider. D.h. die Emissionsabschätzungen werden durch die Immissionsmessungen bestätigt. Andererseits wird durch diese Gegenüberstellung die Repräsentativität der Messstellen für die betrachteten Gewässer bestätigt.

Im Vergleich zum Phosphor fallen die Eintragsreduzierungen und Konzentrationsabnahmen beim Stickstoff deutlich moderater aus (**Abb. 44**).

Für Wismar-Bucht, Unterwarnow, Strelasund, Peenestrom und Kleines Haff ist eine gute Übereinstimmung zwischen den Emissions- und Immissionsminderungen festzustellen. In den Darß-Zingster und Rügenschens Bodden spiegelt sich die Lastreduzierung nur unzureichend in der Konzentrationsentwicklung wider. In diesen flachen Gewässern verhindern die intensiven Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasserkörper offenbar eine proportional zur externen Belastungsverminderung einhergehende Konzentrationsentwicklung. Für den Greifswalder Bodden sind die Lastreduzierungen offensichtlich unterschätzt worden, was daran liegen mag, dass der Eintrag über den Peenestrom ungenügend berücksichtigt wurde.

Die höchsten Lastreduzierungen sind für den Strelasund und die Unterwarnow zu verzeichnen. Hierfür sind in erster Linie die Verringerung der Einträge aus den großen Kläranlagen der Städte Rostock und Stralsund verantwortlich.

Durch die überproportional starke Reduzierung der Einträge aus den Direkteinleitern gegenüber den anderen Belastungsquellen hat sich der Anteil der einzelnen Eintragsquellen an der Gesamtbelastung verändert. Besonders deutlich wird dies in den ehemals stark durch Abwassereinleitungen geprägten Gewässern Unterwarnow und Strelasund. In der Unterwarnow ist der Anteil der Direkteinleiter an der P-Belastung des Gewässers von über 80 % für die Zeit vor 1990 auf unter 10 % nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Rostock zurückgegangen. In gleichem Maße stieg der Anteil der Einträge über

die Warnow. Im Strelasund ging der Anteil der Direkteinleiter von 90 % vor 1990 auf 35 % nach Inbetriebnahme der neuen Kläranlage Stralsund zurück (**Abb. 45 oben**).

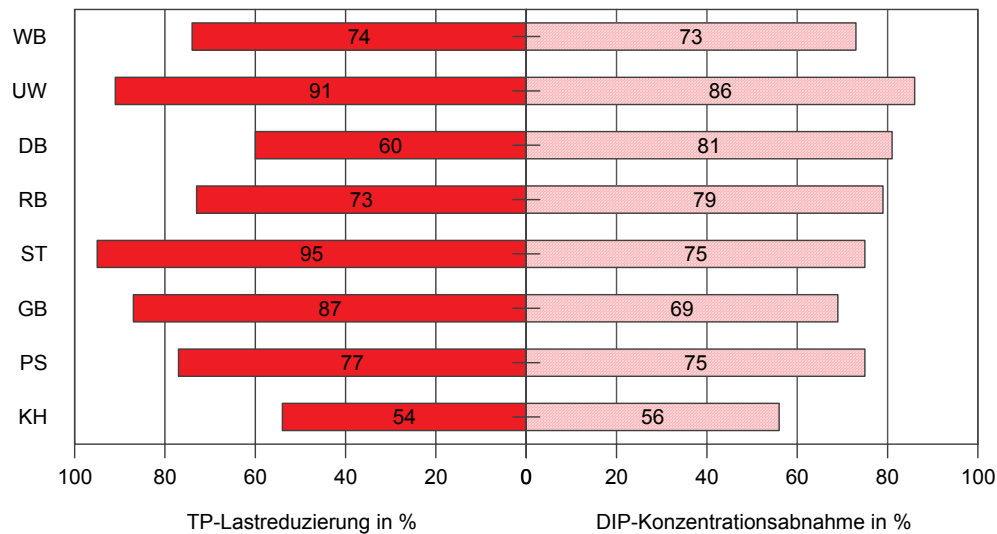


Abb. 43: Veränderung der mittleren jährlichen P-Einträge und der mittleren P-Konzentrationen in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1986-1990 zu 1996-2000

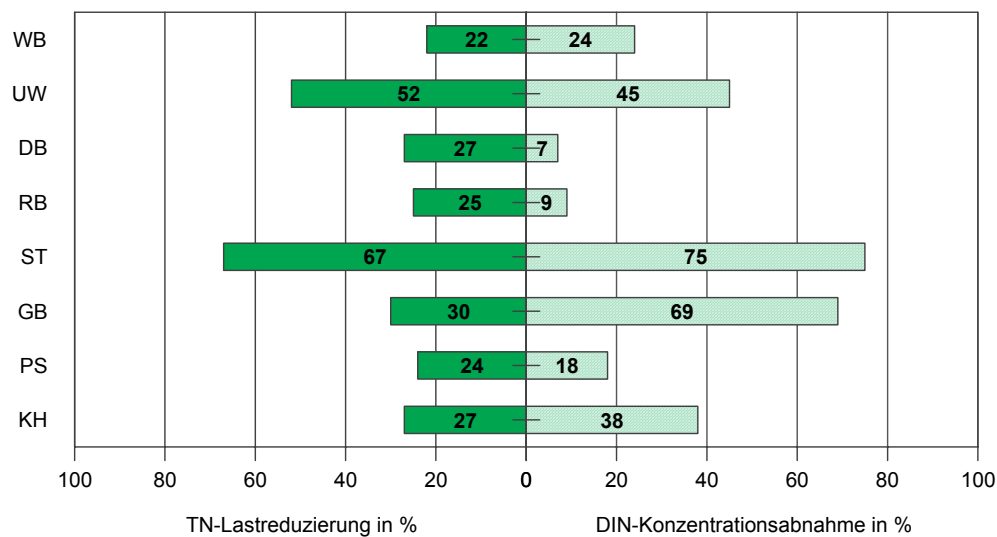


Abb. 44: Veränderung der mittleren jährlichen N-Einträge und der mittleren N-Konzentrationen in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1986-1990 zu 1996-2000

Beschriftung der Abzisse: WB=Wismar-Bucht, UW=Unterwarnow, DB=Darß-Zingster Bodden, RB=Rügensche Bodden, ST=Strelasund, GB=Greifswalder Bodden, PS=Peenestrom, KH=Kleines Haff

Mit Ausnahme des Strelasundes beträgt der Anteil, den Direkteinleitungen an der Gesamtbelastung einnehmen, gegenwärtig nur noch 6 bis 12 %. Mit dem Neubau bzw. der Modernisierung der Kläranlagen der größeren Küstenstädte hat deren Bedeutung für die Nährstoffbelastung der Küstengewässer stark abgenommen. Gleichzeitig nahm der Anteil der über die Zuflüsse und die küstennahen Gebieten eingetragenen Nährstoffmengen deutlich zu. Zwar haben sich durch den

Kläranlagenaus- und -neubau in den Flussgebieten die Phosphorfrachten der Fließgewässer ebenfalls verringert, jedoch bilden hier diffuse Einträge den Haupteintragspfad (BEHRENDT et al. 1999). Gegenwärtig werden den Küstengewässern des Landes meist 70 bis 90 % ihrer P-Belastung über Zuflüsse und küstennahe Gebiete zugeführt. Lediglich im Strelasund liegt dieser Anteil darunter, was auf das im Verhältnis zur Gewässerfläche kleine Einzugsgebiet und das Fehlen größerer Zuflüsse zurückzuführen ist.

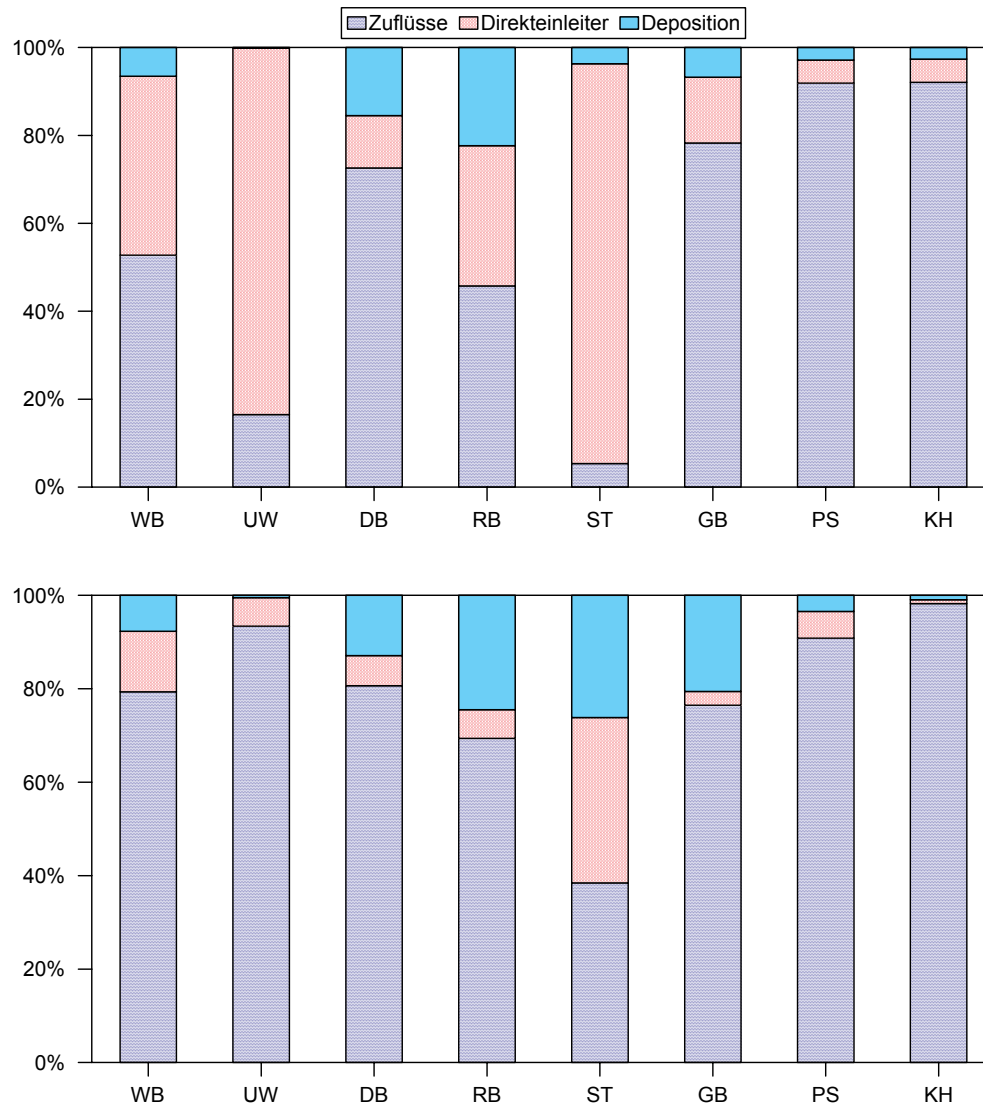


Abb. 45: Anteile der Haupteintragspfade für Phosphor 1986-1990 (oben) und 1996-2000 (unten)

Beschriftung der Abzisse: WB=Wismar-Bucht, UW=Unterwarnow, DB=Darß-Zingster Bodden, RB=Rügensche Bodden, ST=Strelasund, GB=Greifswalder Bodden, PS=Peenestrom, KH=Kleines Haff

Mit dem Rückgang der punktuellen Einträge durch Direkteinleiter stieg auch die Bedeutung der atmosphärischen Deposition. Der Anteil der Phosphoreinträge über den Luftpfad liegt gegenwärtig in den meisten Küstengewässern zwischen 10 und 30 %. Lediglich im Greifswalder Bodden erreicht er aufgrund seiner großen Wasserfläche einen höheren Betrag.

Die Ausrüstung der großen Kläranlagen mit einer dritten Reinigungsstufe hat auch bei den Stickstoffeinträgen zu einer Verschiebung der Bedeutung innerhalb der drei Eintragspfade geführt. Der Anteil der Direkteinleiter an der Gesamtbelastung war allerdings auch vor 1990 wesentlich geringer als beim Phosphor. Er erreichte im Zeitraum 1986-1990 im Strelasund 60 % und in der Wismar-Bucht und der Unterwarnow immerhin 25 bis 30 %. Im Zeitraum 1996-2000 sank er in allen drei Gewässern unter 20 %. In Küstengewässern mit geringer Besiedlungsdichte bzw. beim Fehlen größerer Direkteinleiter, wie für die Darß-Zingster und Rügensch Bodden, für Peenestrom und Kleines Haff, lag und liegt deren Anteil unter 10 %.

Die Dominanz der Einträge über die Zuflüsse und küstennahen Gebiete war beim Stickstoff von jeher sehr stark. Gegenwärtig werden zwischen 50 und 90 % der Gesamtbelastung durch diesen Eintragspfad realisiert, wobei die höheren Werte in den durch Zuflüsse geprägten Küstengewässern Haff, Peenestrom, Unterwarnow und Draß-Zingster Bodden anzutreffen sind. Dabei resultieren die Stickstofffrachten meist zu über 90 % aus diffusen Quellen.

In Abhängigkeit von der Gewässerfläche und der Höhe der landseitigen Einträge variiert der atmosphärische Stickstoffeintrag zwischen weniger als 1 % in der Unterwarnow bis zu 50 % im Greifswalder Bodden.

6.1.5 Veränderungen der flächenspezifischen Belastung

Eine wichtige Größe, die den trophischen Zustand eines Gewässer beeinflussen kann, ist die Nährstoffbelastung. Dabei kann bereits das Verhältnis von Gewässerfläche zu Einzugsgebietsfläche einen Hinweis auf die zu erwartende Belastung liefern. Um die Nährstoffbelastung der einzelnen Küstengewässer besser miteinander vergleichen zu können, wurden die Einträge ins Verhältnis zur Gewässerfläche gesetzt und flächenspezifische Belastungen berechnet (**Tab. 55**).

Tab. 55: Verhältnis von Gewässer- zu Einzugsgebietsfläche und flächenspezifische Nährstoffbelastungen (in $\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$) für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1986-1990 und 1996-2000

Gewässer	Gewässerfläche : Einzugsgebiet	Gesamt-Phosphor		Gesamt-Stickstoff	
		1986-1990	1996-2000	1986-1990	1996-2000
Greifswalder Bodden	1 : 1	1,0	0,21	7	5
Rügensch Bodden	1 : 2	0,4	0,08	10	7
Strelasund	1 : 4	1,9	0,10	13	4
Wismar-Bucht	1 : 6	1,1	0,28	11	9
Darß-Zingster Bodden	1 : 8	0,5	0,18	12	9
Peenestrom	1 : 35	2,3	0,5	24	18
Kleines Haff	1 : 189*	8,8	3,1	77	56
Unterwarnow	1 : 258	50	4,7	337	162

* bezieht sich auf das gesamte Stettiner Haff mit einer Gewässerfläche von 687 km^2 und einer Einzugsgebietsfläche von 129.834 km^2 (nach WIELGAT 2002)

Aus dieser Gegenüberstellung werden zunächst die großen naturgegebenen Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern deutlich. Geringe Einzugsgebietswirkungen sind für den Greifswalder Bodden, die Rügensch Bodden und den Strelasund und hohe für die Ästuar von Peene, Oder und Warnow festzustellen. Ist das ungünstige Verhältnis von Gewässerfläche zu Einzugsgebietsfläche

beim Haff in erster Linie auf das große Einzugsgebiet der Oder zurückzuführen, ist hierfür bei der Unterwarnow die sehr kleine Gewässerfläche verantwortlich.

Eine hohe über das Verhältnisses von Gewässerfläche zu Einzugsgebietsfläche ermittelte Einzugsgebietswirkung ist i.d.R. mit einer hohen Nährstoffbelastung verbunden. So heben sich die Küstengewässer mit hoher Einzugsgebietswirkung auch deutlich durch erhöhte Flächenbelastungswerte von den Küstengewässer mit geringer Einzugsgebietswirkung ab. Die mit Abstand höchsten spezifischen Belastungswerte wurden für die Unterwarnow, dem Gewässer mit der höchsten Einzugsgebietswirkung, erhalten.

Durch die Eintragsreduzierungen haben sich die Flächenbelastungen aller Gewässer deutlich verringert. Im Zeitraum 1986-1990 hatten Einträge aus den Kläranlagen der größeren Küstenstädte noch einen großen Einfluss auf die flächenspezifischen Nährstoffbelastungen einiger Gewässer. Mittlerweile sind für die vorpommerschen Bodden einschließlich des Strelasunds und die Wismar-Bucht ähnliche Flächenbelastungen zu verzeichnen. Beim Phosphor liegen sie zwischen 0,08 und 0,28 g/m²/a und beim Stickstoff zwischen 5 und 9 g/m²/a.

SCHLUNGBAUM & KRECH (2001) haben auf der Grundlage des von der LAWA angegebenen geogenen Hintergrundes und der Zielvorgabe¹⁴ Phosphor-Flächenbelastungswerte u.a. für die Darß-Zingster Bodden, den Greifswalder Bodden und die Unterwarnow berechnet. Bei Einhaltung der Zielvorgabe würden P-Flächenbelastungen von 0,03 g/m²/a für den Greifswalder Bodden, von 0,23 g/m²/a für die Darß-Zingster Bodden und von 7,2 g/m²/a für die Unterwarnow resultieren. Auf der Basis des geogenen Hintergrundes werden um das dreifach niedrigere Werte erhalten. Trotz der erheblichen Eintragsreduzierungen werden diese Werte in den Boddengewässern nicht und in der Unterwarnow nur bezüglich der Zielvorgabe erreicht.

6.1.6 Trenduntersuchungen anhand von Winterkonzentrationen

Unter der Voraussetzung, dass sich die Nährstoffkonzentrationen in der Jahreszeit geringer biologischer Aktivität auf einem relativ hohen Niveau stabilisieren, werden Nährstofftrends im Oberflächenwasser der Ostsee anhand der Winterkonzentrationen untersucht. Diese Voraussetzung gilt jedoch bereits für die westlichen Teilgebiete der Ostsee (Kattegat, Beltsee, Arkonasee) nur noch eingeschränkt, da die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons hier früher einsetzt als in ihren zentralen Teilen und daher nur kurzzeitige Nährsalzmaxima auftreten können (KAISER et al. 1995). Dies trifft in gleicher Weise auf die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns zu, in denen sich Phytoplankton unter bestimmten Bedingungen auch während der Wintermonate entwickelt. Obwohl die winterliche Nährstoffakkumulation in den Küstengewässern zusätzlich durch kurzfristige Fluktuationen überlagert wird, die mit dem Flusswassereintrag und dem Wasseraustausch mit der Ostsee zusammenhängen und die Identifikation von Trends stark erschweren, wurden für 10 ausgewählte Küstengewässerstationen Winterkonzentrationen für den Zeitraum 1986-2000 ermittelt und einer Trendanalyse unterzogen (**Anlagen 7-1 bis 7-10**).

Für den gelösten anorganischen Phosphor und für den Gesamtphosphor konnten für nahezu alle Stationen signifikante Konzentrationsabnahmen ermittelt werden, die auf die sehr starke Reduzierung

¹⁴ Die LAWA gibt als geogenen Hintergrund eine Gesamt-P-Konzentration von 0,05 mg/l und als Zielvorgabe 0,15 mg/l an.

der landseitigen Belastungen in den 1990er Jahren zurückzuführen sind. Mit der Inbetriebnahme moderner Kläranlagen in den größeren Küstenstädten und im Ostseeinzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns haben sich seit Mitte der 1990er die DIP-Winterkonzentrationen auf ein relativ stabiles Niveau eingeepegelt. In den meisten Küstengewässern (Wismar-Bucht, Unterwarnow, Rügensch Bodden, Strelasund, Greifswalder Bodden, Peenestrom) liegen die Winterkonzentrationen gegenwärtig zwischen 0,3 und 1,0 μM . Im Kleinem Haff sind aufgrund der hohen Phosphoreinträge aus der Oder deutlich höhere Werte (1,5 bis 2,5 μM) anzutreffen. Eine Sonderstellung nehmen die flachen Darß-Zingster Bodden ein, in denen der gelöste anorganische Phosphor mittlerweile ganzjährig in Konzentrationen unter 0,2 μM gemessen wird (**Anlage 7-5**).

Deutlicher noch als beim gelösten anorganischen Phosphor ist die Abnahme der Gesamtphosphorkonzentrationen. Für alle untersuchten Messstellen, auch für die im Barther Bodden, war mindestens eine Halbierung der Winterkonzentrationen des TP im Betrachtungszeitraum festzustellen. Im Strelasund und in der Unterwarnow gingen die Winterkonzentrationen sogar um rund 75 % zurück. Die winterlichen TP-Konzentrationen haben sich zum Ende der 1990er Jahre in den meisten Küstengewässern auf Werte zwischen 1 und 2 μM eingeepegelt. Höhere winterliche Werte treten in den stark eutrophierten Küstengewässern, wie z.B. im Barther Bodden (2,7 bis 3,7 μM), im Peenestrom (2 bis 3 μM) und im Kleinen Haff (4 bis 5,5 μM) auf.

Die Stickstoffkonzentrationen werden stark durch die Höhe der Flusswasserzufuhr bestimmt. Die regionalen Unterschiede sind daher sehr viel größer als beim Phosphor. Die niedrigsten DIN-Konzentrationen sind in Küstengewässern mit geringem Festlandsabfluss, wie den Rügensch Bodden, dem Strelasund und dem zentralen Greifswalder Bodden zu registrieren. Hier lagen die winterlichen DIN-Konzentrationen meist relativ konstant in einem Bereich zwischen 10 und 30 μM . In der gleichen Größenordnung bewegten sich auch die Konzentrationen in der inneren Wismar-Bucht, wobei die zwischenjährlichen Schwankungen jedoch stärker ausgeprägt waren. Noch größere Schwankungen auf deutlich erhöhtem Konzentrationsniveau wurden im Barther Bodden mit 10 bis 156 μM registriert. Die höchsten DIN-Konzentrationen waren in den Ästuaren von Warnow und Oder zu verzeichnen. Im winterlichen Oberflächenwasser der Unterwarnow lagen die Winterwerte des DIN im Zeitraum von 1986 bis 2000 zwischen 63 und 348 μM . Im gleichen Zeitraum wurden für den Peenestrom 40 bis 263 μM und für das Kleine Haff 41 bis 172 μM ermittelt. Signifikante Trends waren an keiner der betrachteten Messstellen festzustellen.

Eine tendenziell abnehmende Konzentrationsentwicklung zeigte sich in einigen Gewässern beim Gesamt-Stickstoff. Die geringsten winterlichen TN-Konzentrationen werden gegenwärtig in der Wismar-Bucht mit Werten zwischen 16 und 27 μM und im Greifswalder Bodden mit 22 bis 42 μM verzeichnet. Zum Ende der 1980er Jahre wurden in der Wismar-Bucht noch Winterwerte zwischen 52 und 78 μM und im Greifswalder Bodden zwischen 62 und 100 μM registriert. Im Kubitzer Bodden gingen die TN-Konzentrationen im Zeitraum 1986-2000 von etwa 90 auf 45 μM und im Strelasund von 100 auf 50 μM zurück. Wie der gelöste anorganische Stickstoff weist auch der Gesamt-Stickstoff im Barther Bodden eine hohe Schwankungsbreite auf, so dass Trends hier nur schwer zu erkennen sind. Im gesamten Betrachtungszeitraum variierten die Winterkonzentrationen des TN in einem weiten Bereich von 100 bis 330 μM . Ein ähnlich hohes Konzentrationsniveau ist auch für die Unterwarnow und das Kleine Haff zu verzeichnen, wo die Spannweiten mit 66 bis 365 μM bzw. 75 bis 294 μM ebenfalls sehr hoch waren. Signifikante Trends sind hier ebenfalls nicht zu erkennen.

6.1.7 Veränderungen der jahreszeitlichen Entwicklung der Nährstoffkonzentrationen

Die gelösten anorganischen Phosphor- und Stickstoffverbindungen sind wichtige Algennährstoffe, die bei ausreichendem Lichtangebot die biologische Produktivität eines Gewässers begrenzen. In Abhängigkeit von der Phytoplanktonentwicklung weisen die gelösten Nährstoffe charakteristische Jahresgänge in der euphotischen Schicht der Gewässer auf.

Betrachtet man die jahreszeitlichen Veränderungen der gelösten Nährstoffe in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns über einen längeren Zeitraum, so ist festzustellen, dass sich das verfügbare Phosphorangebot in allen Gewässern mittlerweile ganzjährig verringert hat. Der Vergleich der aus den Monatsmitteln für die Zeiträume 1986-1990 und 1996-2000 gebildeten mittleren Jahresgänge zeigt dies deutlich (siehe **Anlagen 8-1 bis 8-8**).

Bereits in der Startphase des Phytoplanktonwachstums stehen gegenwärtig deutlich geringere DIP-Konzentrationen zur Verfügung als in den 1980er Jahren. Mit der einsetzenden Phytoplanktonentwicklung werden diese in allen betrachteten Gewässern sehr schnell verbraucht. Während der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons sanken die DIP-Konzentrationen in den 1990er Jahren in den meisten Gewässern unter $0,1 \mu\text{M}$. Ende der 1990er Jahre war dies sogar in der ehemals stark belasteten Unterwarnow und im Kleinen Haff der Fall. Vor 1990 wurden auch in den schwächer belasteten Gewässern im Frühjahr nur selten DIP-Konzentrationen unter $0,5 \mu\text{M}$ verzeichnet. Neben der Konzentrationsabnahme während der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons hat sich auch der Zeitraum des P-Mangels gegenüber den 1980er Jahren verlängert und der sommerliche Wiederanstieg der Phosphorkonzentrationen verringert. In den 1980er Jahren setzte unmittelbar nach dem Zusammenbruch der Phytoplanktonentwicklung in den einzelnen Gewässern ein steiler Wiederanstieg des DIP ein. In den Sommer- und Spätsommermonaten wurden die höchsten DIP-Konzentrationen des Jahres gemessen. Ende der 1990er Jahre war dies nur noch im Kleinen Haff der Fall, wobei auch hier bei Weitem nicht mehr die Konzentrationen der Vorjahre erreicht wurden (siehe **Anlage 8-8**). Generell zeigte sich in allen Küstengewässern ein viel ausgeglichener Jahresgang der DIP-Konzentrationen.

Die Stickstoffkonzentrationen haben sich demgegenüber in ihrer jahreszeitlichen Entwicklung nur geringfügig verändert. In Folge hoher zuflussbedingter Einträge liegen die gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen i.d.R. bis in den April hinein in hohen Konzentrationen vor. Zwar führt das Wachstum des Phytoplanktons in allen Gewässern zu einer deutlichen Abnahme der DIN-Konzentrationen, aber erst ab Mai/Juni sinken die Konzentrationen in den Bereich der analytischen Bestimmungsgrenze. Mit verringertem Phytoplanktonwachstum und steigenden landseitigen Einträgen kommt es im Herbst zum Wiederanstieg der DIN-Konzentrationen.

In den westlichen Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns setzt die Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons früher ein als in den östlichen Bodden- und Haffgewässern. Dies soll beispielhaft anhand der mittleren jahreszeitlichen Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen in der Wismar-Bucht und im Greifswalder Bodden für den Zeitraum 1996-2000 verdeutlicht werden. In der Wismar-Bucht beginnt bereits im März eine deutliche Nährstoffverarmung des Wasserkörpers. Im April und Mai sinken die Konzentrationen auf ein sehr niedriges Niveau um $0,1 \mu\text{M}$ und im Juni setzt nach dem Zusammenbruch der Frühjahrsblüte ein steiler Wiederanstieg der DIP-Konzentrationen im Pelagal ein, der bis August anhält. Dieser im Wesentlichen auf die Remineralisation von autochthoner und in einigen Gewässern auch allochthoner Biomasse verursachte Anstieg der sommerlichen DIP-

Konzentrationen fällt zum Ende der 1990er Jahre viel geringer aus als in den Jahren zuvor. Vor 1990 überstiegen die sommerlichen DIP-Konzentrationen vor allem in den Ästuaren die winterlichen Konzentrationen deutlich, was auch auf den hohen Planktoneintrag aus den Flüssen zurückzuführen war. Die Herbstblüte des Phytoplanktons führt in den Küstengewässern wieder zu einer Abnahme der DIP-Konzentrationen, ehe im November/Dezember bei verringerter biologischer Aktivität das Winterniveau erreicht wird. Die Abnahme der DIN-Konzentrationen setzt in der Wismar-Bucht im April ein. Von Mai bis Oktober wird ein Konzentrationsniveau um $2 \mu\text{M}$ gehalten, welches lediglich im August durch einen geringfügigen Anstieg unterbrochen wird. Im November und Dezember setzt der Wiederanstieg der DIN-Konzentrationen ein, ohne dass die Werte von Januar bis März erreicht werden (**Abb 46**).

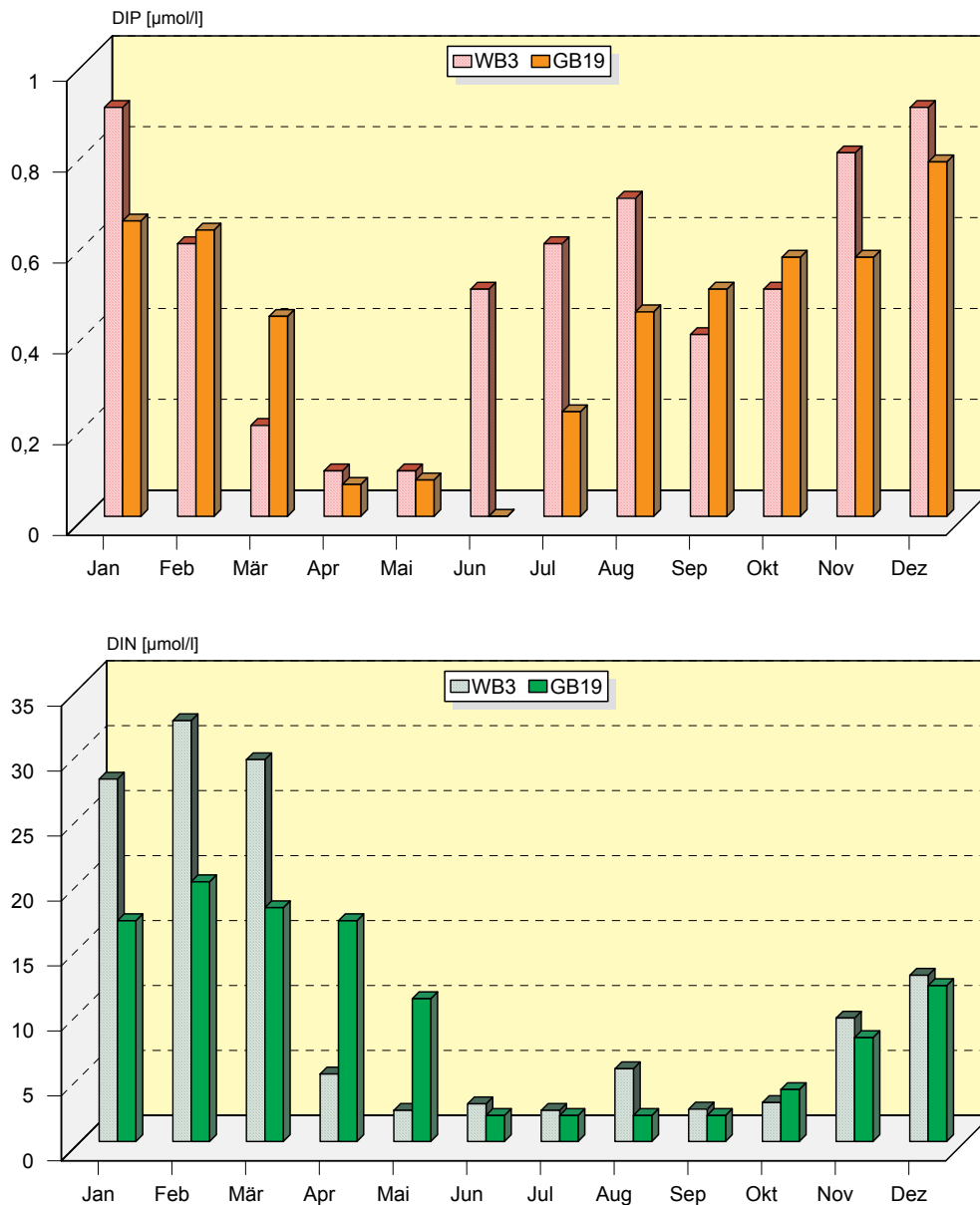


Abb. 46: Mittlerer Jahresgang 1996-2000 von DIP (oben) und DIN (unten) in der Wismar-Bucht und im Greifswalder Bodden

Im Greifswalder Bodden verläuft die jahreszeitliche Entwicklung durch die später einsetzende Entwicklung des Phytoplanktons zeitversetzt. Hier ist die Konzentrationsabnahme des DIP im März nicht so stark ausgeprägt wie in der Wismar-Bucht. Das Minimum wird ebenfalls im April erreicht. Der Wiederanstieg des gelösten anorganischen Phosphors erfolgt aber einen Monat später als in der Wismar-Bucht. Ein Herbstminimum ist in dem mittleren Jahresgang nicht zu erkennen. Das winterliche Maximum wird auch hier bereits im Dezember erreicht. Die Stickstoffverbindungen sind im Greifswalder Bodden bis in den Mai hinein in hohen Konzentrationen verfügbar. Von Juni bis September wird ein vergleichbar niedriges Konzentrationsniveau wie in der Wismar-Bucht erreicht. Ab Oktober setzt in Folge Remineralisierung und landseitiger Stickstoffzufuhr ein Konzentrationsanstieg ein.

Die beobachtete Reihenfolge in der Akkumulation der Nährstoffe entspricht dem Verlauf der biochemischen Remineralisierung, die beim Phosphat schneller beendet ist, bei den Stickstoffverbindungen aber über mehrere Zwischenstufen verläuft, bis als Endstufe der Nitrifikation schließlich Nitratstickstoff entstanden ist.

Ganz ähnliche Jahresgänge wie in der Wismar-Bucht bzw. im Greifswalder Bodden sind auch in den meisten der anderen Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns zu verzeichnen, wobei die Amplitude in den stärker belasteten Gewässern Unterwarnow, Peenestrom und Kleines Haff (siehe **Anlagen 8-2, 8-7 und 8-8**), insbesondere bei den Stickstoffverbindungen, deutlich größer ist.

Die hier diskutierten Jahresgänge repräsentieren mittlere Verhältnisse, die zwar durchaus typisch sind, jedoch in Abhängigkeit von der Jahressukzession des Phytoplanktons jährlich stark variieren können. Ergebnisse zur jahreszeitlichen Dynamik des Phytoplanktons in Küstengewässern des Landes sind bei SCHMIDT (1990a, 1990b, 1998) nachzulesen.

Einen Sonderfall stellen die flachen Bodden südlich der Halbinsel Darß-Zingst dar, in denen bezüglich des gelösten anorganischen Phosphors keine signifikanten jahreszeitlichen Veränderungen zu erkennen sind. Für den Barther Bodden ist der mittlere Jahresgang für die Periode 1986-1990 und 1996-2000 in **Anlage 8-3** dargestellt. In Flachgewässern bestimmen Sorptionsgleichgewichte an den Sedimenten den Phosphatkreislauf (SCHLUNGBAUM 1982a, 1982b). Phosphat verliert damit in diesen Gewässern weitgehend seine Funktion als limitierender Algennährstoff.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich zum Ende der 1990er Jahre Verhältnisse eingestellt haben, in denen es in einer Reihe von Gewässern (Wismar-Bucht, äußere Rügensch Bodden, Strelasund, Greifswalder Bodden) während der Frühjahrsmonate zu Phosphormangel kommt. In diesen Gewässern unterschritten die DIP-Konzentrationen in den letzten Jahren sehr häufig die analytische Bestimmungsgrenze. Auch in ehemals sehr stark belasteten Gewässern wie Unterwarnow, Kleiner Jasmunder Bodden und Peenestrom traten in den letzten Jahren bereits Phosphor-mangelsituationen auf.

Aber nicht nur das Nährstoffangebot selbst ist für die biologische Produktion eines Gewässers von Bedeutung, sondern auch das Verhältnis der Nährstoffe zueinander. Optimale Wachstumsbedingungen für die Primärproduzenten herrschen, wenn das N/P-Verhältnis 16 beträgt. Dies entspricht dem molaren Stickstoff-Phosphor-Verhältnis in marinen planktischen Organismen (REDFIELD 1934). Liegt es darunter, erscheint das Gewässer stickstofflimitiert. Bei einem N/P-Verhältnis zwischen 16 und 60 kann sowohl Phosphat- als auch Stickstofflimitierung vorliegen. Erst ab einem *Redfield*-Verhältnis > 60 wird von einer Limitation durch Phosphat gesprochen (GERDES et al. 1998).

Aufgrund der deutlich veränderten Belastungssituation erschien ein Vergleich der DIN/DIP-Verhältnisse für die Zeitperioden 1986-1990 und 1996-2000 sinnvoll. Aus den für 8 ausgewählte Stationen für beide Zeiträume berechneten DIP- und DIN-Monatsmitteln wurden die molaren DIN/DIP-Verhältnisse ermittelt (**Anlagen 8-1 bis 8-8**). In **Abbildung 47** sind für die produktionsbiologisch bedeutenden Monate März bis Oktober die N/P-Verhältnisse für beide Perioden für 7 der 8 Gewässer – der Barther Bodden wurde aufgrund seiner Sonderstellung nicht berücksichtigt – gegenübergestellt worden.

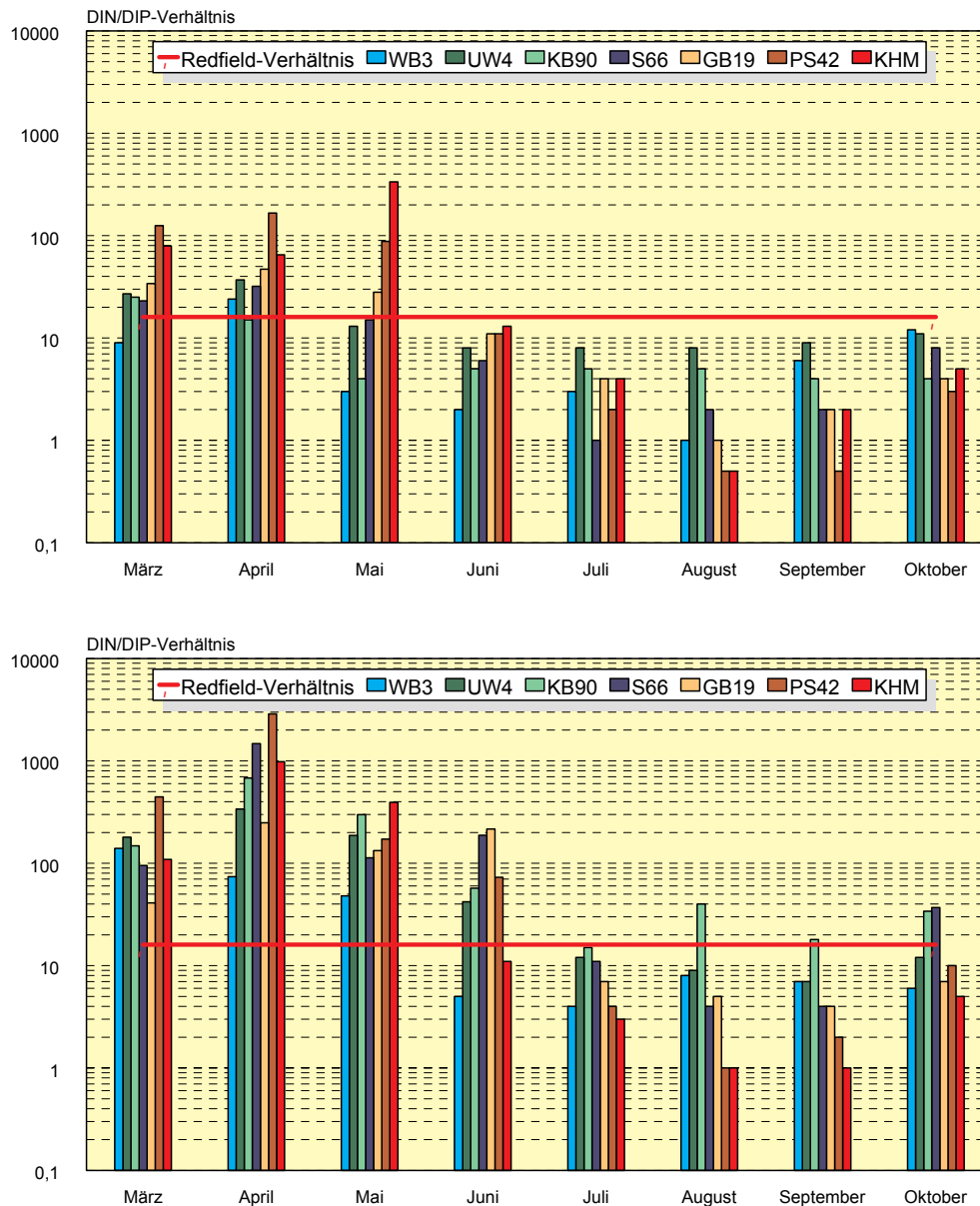


Abb. 47: N/P-Verhältnisse in Küstengewässern für die Monate März bis Oktober auf der Basis von Monatsmitteln 1986-1990 (oben) und 1996-2000 (unten)

In den Frühjahrsmonaten des Zeitraumes vor 1990 traten nur im Peenstrom und im Kleinen Haff N/P-Verhältnisse > 60 auf, wobei aufgrund der hohen DIP-Konzentrationen jedoch nicht von einer Phosphorlimitierung gesprochen werden kann. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahre war dies aufgrund von Phosphormangel an allen betrachteten Messstellen der Fall.

Auch vor dem Hintergrund, dass nur ein Teil der mit Molybdänblau reagierenden gelösten anorganischen Phosphate biologisch verfügbar sind (BACHER 1990), ist davon auszugehen, dass zumindest während der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons seit Mitte der 1990er Jahre zeitweise in einigen Küstengewässern eine Phosphorlimitierung vorliegt. In den westlichen Küstengewässern stehen ab Juni und in den östlichen ab Juli wieder ausreichende Mengen an Phosphat für das Algenwachstum zur Verfügung.

Nach zahlreichen, weltweiten Untersuchungen in Seen wird seit den 1970er Jahren Phosphor in den meisten Fällen als produktionslimitierendes Element in limnischen Systemen angesehen (SCHINDLER et al. 1971, OECD 1982). Eine Produktionslimitierung durch Stickstoff wird nur in verschwindend wenigen Seen beobachtet. Ganz anders in marinen Systemen: Sowohl in den offenen Ozeanen als auch in den Küstengewässern bildet Stickstoff, von Ausnahmen angesehen, das entscheidende Mangellement (FONG et al. 1993, OVIATT et al. 1995, PEDERSEN 1995). Dies trifft auch auf die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns zu. Von Juli bis September zeigen Stickstoffmangel und ein ungünstiges N/P-Verhältnis in den meisten Gewässern eine N-Limitation an. In dieser Zeit treten insbesondere in den östlichen Bodden- und Haffgewässern verstärkt N-fixierende Blaualgen auf (HÜBEL 1984), die auch für die Arkonasee typisch sind (WASMUND et al. 2001). In marinen Gewässern wird daher zunehmend von einer Colimitierung durch N und P ausgegangen (FONG et al. 1993, OVIATT et al. 1995).

6.1.8 Zum Trophiestatus der Küstengewässer

Aus den veränderten Nährstoffverhältnissen ergibt sich nun die Frage, ob sich der Trophiestatus der Küstengewässer geändert hat. Um diese Frage beantworten zu können, wurden zunächst die Ergebnisse der Klassifizierung der Küstengewässer nach dem Merkmalskomplex „Trophie und organische Belastung“¹⁵ für den Zeitraum von 1998 bis 2000 zusammengestellt (**Anlage 16**). Zur Ermittlung der Beschaffenheitsklassen dieses Merkmalskomplexes werden die Kriterien nachfolgender drei Merkmalsgruppen gleichberechtigt herangezogen:

- Nährstoffverhältnisse (DIP¹⁶, TP, DIN)
- Produktionsverhältnisse (Phytoplanktonvolumen, Chlorophyll-a, Sichttiefe)
- Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung (BSB₂, SSI-Spannweite, Sauerstoffgehalt am Gewässergrund)

Der den einzelnen Messgrößen zuzuordnende Klassenwert wird durch Vergleich der ungünstigsten Messwerte mit den Klassengrenzwerten der Richtlinie ermittelt. Als ungünstigste Messwerte sind z.B. die maximalen Nährstoff- oder Chlorophyll-a-Konzentrationen und die geringsten Sichttiefen und Sauerstoffkonzentrationen jeweils eines Jahres heranzuziehen. Danach wird für jede der drei Merkmalsgruppen das arithmetische Mittel der Einzelkriterien gebildet. Diese Werte werden erneut gemittelt und zum Klassenwert des Merkmalskomplexes gerundet. Voraussetzung für eine

¹⁵ Die Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit der Seegewässer wurde Anfang der 1980er Jahre in der WWD Küste erarbeitet und findet landesintern für die Gütebeurteilung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns Anwendung. Einzelheiten zur Methodik sind im GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1991 enthalten.

¹⁶ Der DIP wird in flachen Boddengewässern mit starker Wechselwirkung zwischen Wasserkörper und Sediment nicht berücksichtigt.

Klassifizierung sind regelmäßige und gleichmäßig über das Jahr verteilte Untersuchungen. Liegen weniger als 10 Messwerte vor, sollte auf eine Angabe von Klassen verzichtet werden.

Nach der genannten Richtlinie werden folgende 6 Klassen unterschieden:

Klasse 1	oligotroph
Klasse 2	mesotroph
Klasse 3	eutroph
Klasse 4	stark eutroph
Klasse 5	polytroph
Klasse 6	hypertroph

Für die meisten der hier betrachteten Gewässer liegen Klassifizierungsergebnisse seit Mitte der 1980er Jahre vor (siehe **Anlage 16**). Aus den Klassifizierungsergebnissen der Einzeljahre wurden mittlere Klassen für Fünfjahreszeiträume gebildet, die in nachfolgender **Tabelle 56** enthalten sind.

Tab. 56: Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach „Trophie und organischer Belastung“

Gewässer	Gewässerbereich	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Wismar-Bucht	Innere Bucht	3,3	3,0	2,6
	Äußere Bucht	2,7	2,3	2,0
	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

Gegenwärtig ist die äußere Wismar-Bucht mit dem Salzhaff als mesotroph einzustufen. Die nördliche Unterwarnow mit dem Breitling und der Greifswalder Bodden zeigen Anzeichen einer Remesotrophierung. Als eutroph sind die innere Wismar-Bucht, die äußeren Rügenschen Bodden, der Große Jasmunder Bodden und der Strelasund zu klassifizieren, wobei sich in der inneren Wismar-Bucht eine deutliche Tendenz zur Remesotrophierung abzeichnet. Stark eutrophe Verhältnisse sind in der

südlichen Unterwarnow, im Bodstedter Bodden, Barther Bodden, Grabow und Kleinem Jasmunder Bodden sowie im Peenestrom anzutreffen. Polytrope Gewässer sind nach wie vor die inneren Bodden der Darß-Zingster Boddenkette und das Kleine Haff. Alle Küstengewässer zeichnen sich durch ein mehr oder weniger stark ausgeprägtes Trophiegefälle von den inneren zu den äußeren Gewässer-bereichen aus.

Die günstigeren Klassifizierungsergebnisse zum Ende der 1990er Jahre sind in erster Linie auf die geringeren Nährstoffkonzentrationen und verbesserten Sauerstoffbedingungen zurückzuführen. Auf der produktionsbiologischen Ebene sind bisher jedoch nur in wenigen Küstengewässerbereichen signifikante Veränderungen festzustellen. Ein Gewässerbereich in dem es zu einer deutlichen Abnahme der Algenkonzentrationen gekommen ist, ist die nördliche Unterwarnow einschließlich des Breitlings. Da das Chlorophyll-a in allen Phytoplanktonarten enthalten ist, wird es wegen seiner einfachen Bestimmung als Maß für die Biomasse des Phytoplanktons verwendet, obgleich seine Biomasseäquivalente artenabhängig sind. Die Entwicklung der mittleren jährlichen Chlorophyll-a-Gehalte in der nördlichen Unterwarnow (UW4) und im Breitling (hier wurden die Untersuchungen zwischen 1992 und 1995 ausgesetzt) zeigt in den 1990er Jahren einen deutlich abnehmenden Trend (**Abb. 48**).

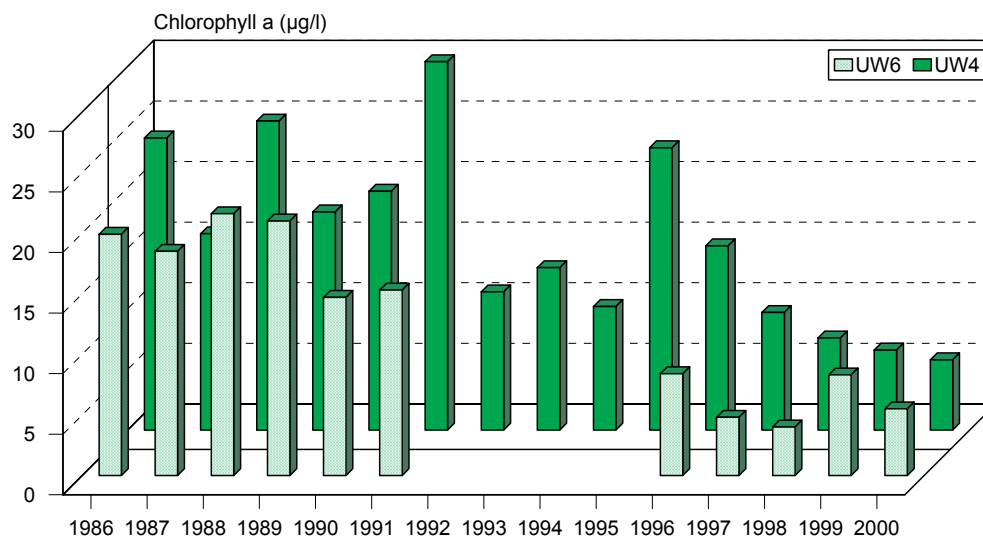


Abb. 48: Mittlere Chlorophyll-a-Gehalte in der Unterwarnow (UW4) und im Breitling (UW6), 1986-2000

In der südlichen Unterwarnow, wie auch in den anderen Küstengewässern, sind signifikante Trends der Chlorophyll-a-Gehalte nicht zu erkennen. Deutlich abnehmende Biomassekonzentrationen konnten bei abnehmenden Phosphorkonzentrationen in den beiden größten Ostseezuflüssen des Landes, Warnow und Peene, beobachtet werden (BÖRNER 2003, GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999).

Zwischen der mittleren jährlichen Biomasse, repräsentiert durch die Chlorophyll-Konzentrationen, und den mittleren jährlichen Phosphorkonzentrationen (TP) besteht eine enge Beziehung, wie zahlreiche Untersuchungen belegen (SMITH & SHAPIRO 1981, MCCAULEY et al. 1989, SEIP et al. 1992). Dieser Zusammenhang konnte auch für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen werden (**Anlagen 8-10** und **8-11**). Sowohl zwischen den mittleren Chlorophyll-a- und TP-Konzentrationen als auch zwischen Chlorophyll-a- und TN-Konzentrationen existiert eine typische Relation, welche statistisch abgesichert ist:

$$\text{Chl a} = 14,6 \text{ TP} - 9,7 \quad n = 38, \quad R^2 = 0,85$$

$$\text{Chl a} = 0,53 \text{ TN} - 13,6 \quad n = 38, \quad R^2 = 0,89$$

Die Linearität dieser Beziehung hat nur innerhalb des angegebenen Konzentrationsbereiches Gültigkeit. Mit darüber hinaus zunehmender Biomasse sollten Selbstbeschattungseffekte auftreten, die zu einer verringerten Lichtverfügbarkeit führen und die Primärproduktion hemmen. Dies scheint im Saaler Bodden und im Ribnitzer See der Fall zu sein (siehe **Anlage 8-1**). Auf eine durch excessives Phytoplanktonwachstum bewirkte Lichtlimitation in den Darß-Zingster Bodden weisen bereits SCHUBERT et al. (2001) hin. In den innersten Bereichen dieser Boddenkette konnte in Folge der Verringerung der Sichttiefen auch ein Rückgang der Makrophyten nachgewiesen werden (YOUSEF et al. 1997, SCHUBERT 2002).

Die Chlorophyll-a-Konzentrationen und die Sichttiefe sind Trophieindikatoren der o.g. Richtlinie zur Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, zwischen denen sowohl bei Verwendung von Einzeldaten als auch von mittleren Werten ein hochsignifikanter potenziell negativer Zusammenhang nachgewiesen werden konnte. Für mittlere Verhältnisse ist diese Beziehung auf Grundlage der Messwerte von 38 Küstengewässerstationen in **Abbildung 49** dargestellt worden (siehe dazu auch **Anlagen 8-9** und **8-12**).

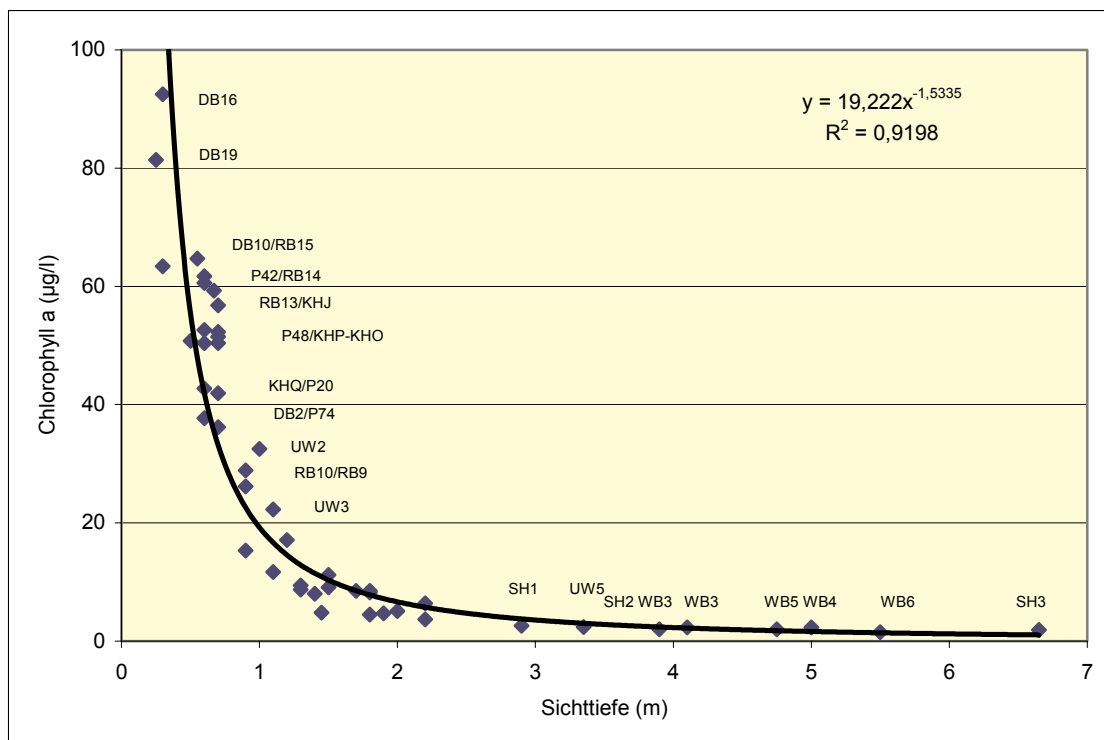


Abb. 49: Beziehung zwischen der mittleren Sichttiefe und den mittleren Chlorophyll-a-Konzentrationen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (n=47, Medianwerte 1996-2000)

Beide Trophieindikatoren weisen das äußere Salzhaff (SH3) und die äußere Wismar-Bucht (WB6/WB4/WB5) als mesotrophe Gewässer aus. Am weitesten fortgeschritten ist die Eutrophierung in den inneren Darß-Zingster Bodden (DB16/DB19/DB10) und im Kleinen Jasmunder Bodden

(RB15/RB14/RB13). Die extrem niedrigen mittleren Sichttiefen in den inneren Bodden der Darß-Zingster Boddenkette sind sowohl auf die hohen Biomassekonzentrationen als auch auf die starke Resuspension von Sedimenten zurückzuführen (siehe Kap. 6.1.10, **Tab. 54**).

Vergleicht man die stark verringerten Nährstoff-Flächenbelastungen (**Tab. 55**) mit den Trophie-einstufungen der Küstengewässer (**Tab. 56**), so wird deutlich, dass sich die Belastungsreduzierungen bei den Nährstoffen sehr unterschiedlich auf deren Trophiestatus ausgewirkt haben. Danach sind die deutlichsten Veränderungen in der nördlichen Unterwarnow mit dem Breitling zu verzeichnen. Relativ starke Veränderungen sind auch in der Wismar-Bucht und im Kleinen Jasmunder Bodden festzustellen. Nur geringfügige Änderungen sind in den Darß-Zingster Bodden, in den äußeren Rügenschens Bodden und im westlichen Oderästuar zu verzeichnen.

Der externe Nährstoffeintrag ist zwar ein wichtiger Steuerfaktor, jedoch wird der trophische Zustand von Küstengewässern von einer ganzen Reihe weiterer Faktoren bestimmt. Einen umfassenden Überblick über diese Einflussfaktoren gibt SCHIEWER (2001, 2002).

Als erstes sind die spezifischen morphologischen und hydrologischen Gegebenheiten wie mittlere Wassertiefe, das bereits genannte Verhältnis von Wasser- zu Einzugsgebietsfläche, der Süßwasserzufluss, der Wasseraustausch mit der Ostsee und die Verweilzeit des Wassers zu nennen. Hinzu kommen chemisch-physikalische Prozesse wie Adsorption, Desorption, Aggregation und Ausfällung und biologische Prozesse wie Veränderungen der Zusammensetzung des Phytoplanktons oder Wechsel von Phytoplankton- zu Makrophytendominanz.

Entscheidenden Einfluss auf das Gesamtverhalten der Küstengewässer haben die Austauschraten mit der offenen Ostsee. Nach SCHIEWER (2001) können danach zwei Grundtypen von Küstengewässern unterschieden werden:

- Dominanz der horizontalen Austauschprozesse mit der Ostsee gegenüber den internen Umsatzraten. Sie können einerseits durch kurze Verweilzeiten in flussdominierten Ästuaren, wie dem Stettiner Haff, der Unterwarnow und dem Peenestrom entstehen oder aus guten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee, wie beim Greifswalder Bodden oder der Wismar-Bucht, resultieren.
- Dominanz der internen Umsatzraten gegenüber den Austauschprozessen mit der Ostsee, z.B. durch enge Ausgänge zur Ostsee und/oder Untergliederung der Bodden in Bassins. Beides trifft für die Darß-Zingster und die Rügenschens Bodden zu. Daraus ergibt sich eine größere „Autonomie“ dieser Gewässer und ihre Bedeutung als Bioreaktor nimmt erheblich zu. Andererseits bedingen solche Verhältnisse aber auch eine deutlich erhöhte Empfindlichkeit gegenüber Nährstoffbelastungen. Die Puffer- und Filterkapazität dieser Gewässer resultiert dabei primär aus der Sedimentation infolge verringerter Strömungsgeschwindigkeiten und verlangsamtem Abfluss.

Eutrophierung kann als ein Prozess definiert werden, bei welchem der Anstieg der Nährstoffkonzentrationen verbunden ist mit einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse (RICHARDSON & JORGENSEN 1996). Durch die Zunahme der Partikelmasse im Wasser verschlechtern sich die Lichtbedingungen, in deren Folge ein verringertes Makrophytenwachstum und eine erhöhte Sedimentmobilität zu beobachten ist. Durch die Dominanz der mikrobiellen Nahrungsnetzes werden

Prozesse der Remineralisation befördert und Nährstoffe stehen in kurzen Zeitskalen wieder zur Verfügung. Der mikrobielle Abbau abgestorbener Algenbiomasse am Gewässergrund führt dort zu anaeroben Bedingungen, die sich in einer schnellen Verringerung des Sauerstoffgehaltes im darüber stehenden Wasser dokumentieren (MEYER-REIL & KÖSTER 2000, MEYER-REIL 2002). Durch den Prozess der Eutrophierung werden also die in den Sedimenten verfügbaren Nährstoffe zunehmend wieder freigesetzt. In den flachen Bodden stehen die aus dem Sediment freigesetzten Nährstoffe durch Resuspension sehr schnell zur Verfügung, so dass hier von geschlossenen Nährstoffkreisläufen auszugehen ist. Hieraus erklärt sich auch der trotz starker Verminderung der landseitigen Belastung nach wie vor hohe Trophiestatus dieser Gewässer. Daher ist bei einer Bilanzierung das interne Nährstoffinventar zu berücksichtigen.

Die Abschätzungen zum Nährstoffinventar der Sedimente weisen auf das hohe interne Nährstoffangebot in den einzelnen Küstengewässern hin. Dabei sind allerdings hinsichtlich der Verfügbarkeit große Unterschiede zu erwarten. In den flachen Darß-Zingster Bodden beträgt der verfügbare Anteil nach SCHLUNGBAUM et al. (2001) etwa 30 bis 40 %. Aus den Untersuchungen von DAHLKE (2003) zur Nährstofffreisetzung für verschiedene Sedimenttypen und aus den eigenen Abschätzungen zum Nährstoffinventar kann in den Nordrügensch Bodden von einer Verfügbarkeit in Höhe von etwa 10 % ausgegangen werden. Die Nährstofffreisetzung aus den Sedimenten unterliegt einer multifaktoriellen Kontrolle. Eine wichtige Steuergröße ist die Wassertemperatur, was durch die Temperaturabhängigkeit der frühdiagenetischen Prozesse in den Sedimenten zu erwarten ist. Wichtig für die Höhe der Nährstofffreisetzung, sind auch der Anteil organischen Kohlenstoffs und der Wassergehalt in den Sedimenten sowie die Sauerstoffbedingungen am Gewässergrund. In tieferen und geschichteten Gewässern ist mit der Einstellung sub- und anoxischer Zustände an der Sediment/Wasser-Kontaktzone mit einer erheblichen Phosphatrücklösung zu rechnen.

6.1.9 Nährstoffverteilung in den Sedimenten

Da der Nährstoffgehalt in Sedimentproben maßgeblich von deren strukturellen Eigenschaften bestimmt wird, wurde zunächst eine Prüfung auf Korrelation zwischen Nährstoffgehalten und den strukturellen Parametern Trockenrückstand, Glührückstand, Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) sowie dem Feinkornanteil < 20 µm vorgenommen. Die Prüfung wurde sowohl für die Gesamtheit aller 196 Einzelbefunde als auch gesondert für einzelne Küstengewässer durchgeführt. Darüber hinaus wurden auch die Befunde für die drei größten Ostseezuflüsse des Landes - Warnow, Peene und Uecker - auf Korrelation geprüft. Die Matrix der Korrelationskoeffizienten ist der **Anlage 9-19** zu entnehmen.

Die strukturellen Parametern wiesen untereinander mehr oder weniger enge Wechselbeziehungen auf. Zwischen Trockenrückstand und Glührückstand wurde in der Gesamtheit aller Befunde ein Korrelationskoeffizient R von 0,84 ($R^2=0,7$) erhalten. Besonders eng war der Zusammenhang zwischen beiden Parametern in den Sedimenten aus den beiden Jasmunder Bodden ($R^2=0,88$) und aus der Unterwarnow ($R^2=0,85$). In den Unterläufen der Ostseezuflüsse war die Korrelation beider Parameter wesentlich schwächer ausgeprägt ($R^2<0,5$).

Der TOC war sowohl mit dem Trockenrückstand als auch mit dem Glührückstand negativ korreliert, d.h. mit steigendem Trocken- oder Glührückstand nimmt der Gehalt an organischem Kohlenstoff ab. Durch die Quadrierung der negativen Korrelationskoeffizienten R resultieren aber positive R^2 -Werte. In

der Gesamtheit aller Datensätze zeigen TOC und Glührückstand eine engere Korrelation ($R^2=0,74$) als TOC und Trockenrückstand ($R^2=0,58$).

TOC und Stickstoffgehalt sind stärker miteinander korreliert als TOC und Phosphorgehalt (**Abb. 50**). Besonders signifikante TOC-N-Beziehungen wurden für den Greifswalder Bodden ($R^2=0,92$) und die Darß-Zingster Bodden ($R^2=0,88$) bestimmt.

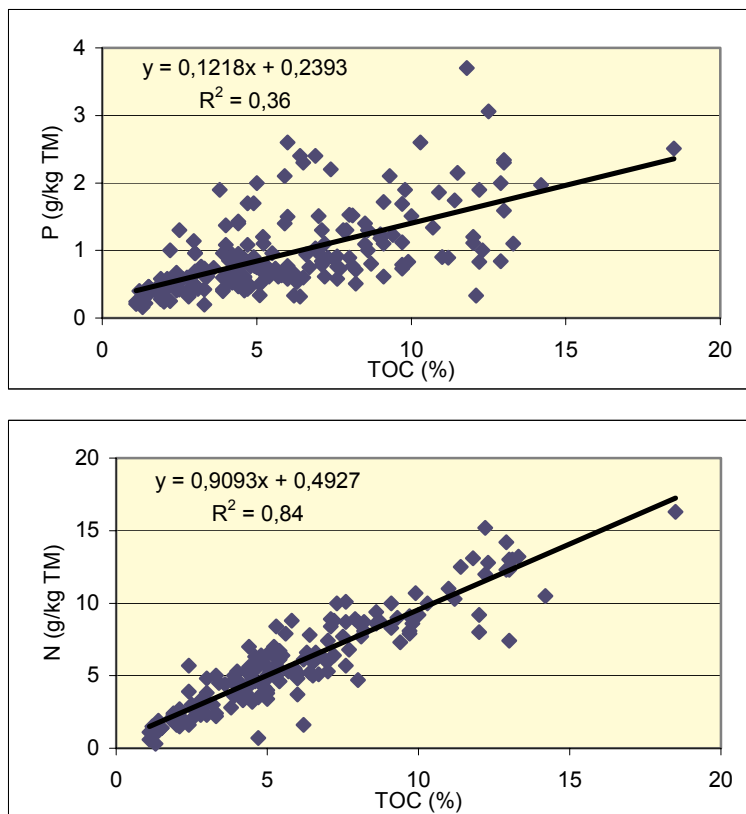


Abb. 50: Korrelation zwischen TOC und P (oben) bzw. TOC und N (unten) in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1995-2002 (n=196)

Zur vergleichenden Beurteilung der Nährstoffbelastung der Oberflächensedimente der einzelnen Küstengewässer wurden die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen der Jahre 1995 bis 2001 kartographisch dargestellt. Um eine möglichst große Differenzierung zu erreichen, wurden die Nährstoffgehalte fünf Konzentrationsbereichen zugeordnet. Die Phosphorgehalte variierten in den Sedimenten der Küstengewässer zwischen 0,2 und 5 g/kg TM. Die höchsten Gehalte wurden in den Sedimenten aus dem Warnow-Ästuar und dem Oder-Ästuar, also in den Gewässern mit der höchsten landseitigen P-Belastung, festgestellt. Erhöhte Phosphorgehalte wiesen auch die Sedimente aus den inneren Bodden der Nordrügenschens und Darß-Zingster Boddenkette, sowie dem nördlichen Greifswalder Bodden auf (**Abb. 51, Anlage 9-27**). Bezüglich der Stickstoffgehalte zeigt sich ein ähnliches Verteilungsmuster. Die höchsten Stickstoffgehalte wiesen die Sedimente aus den Ästuaren von Oder und Warnow, sowie die aus den inneren Bodden der Darß-Zingster und Nordrügenschens Boddengewässer auf (**Abb. 52, Anlage 9-28**).

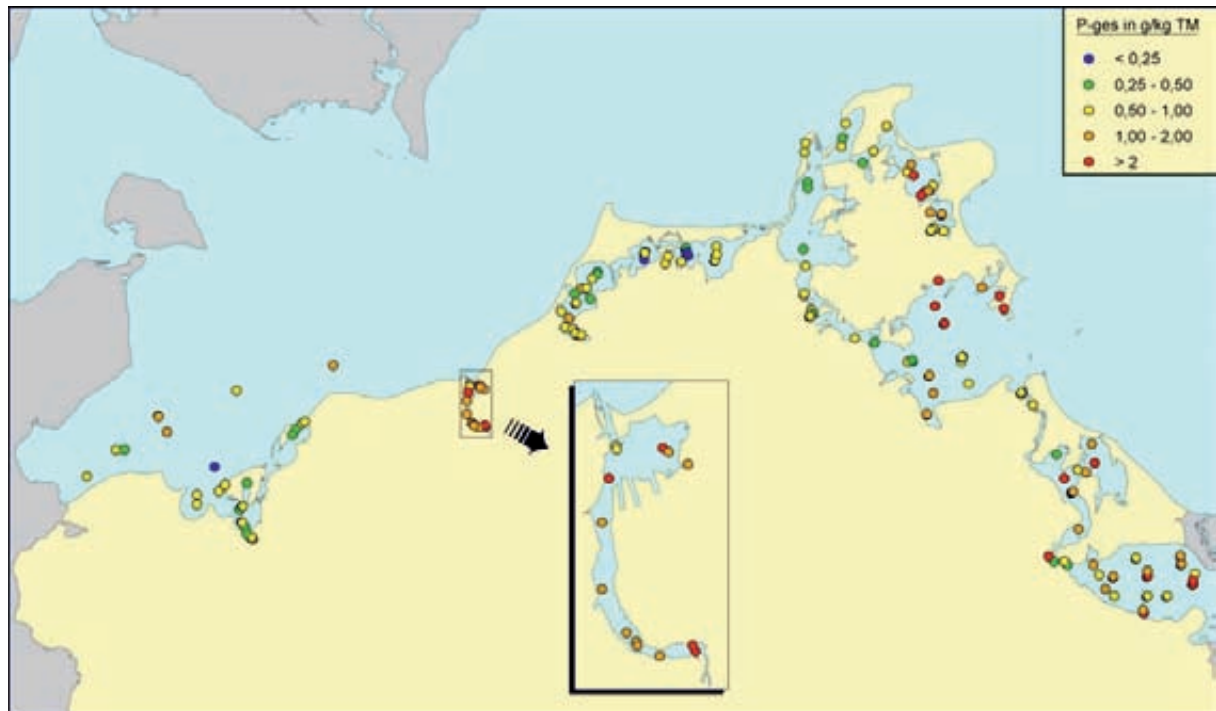


Abb. 51: P-Gehalte in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

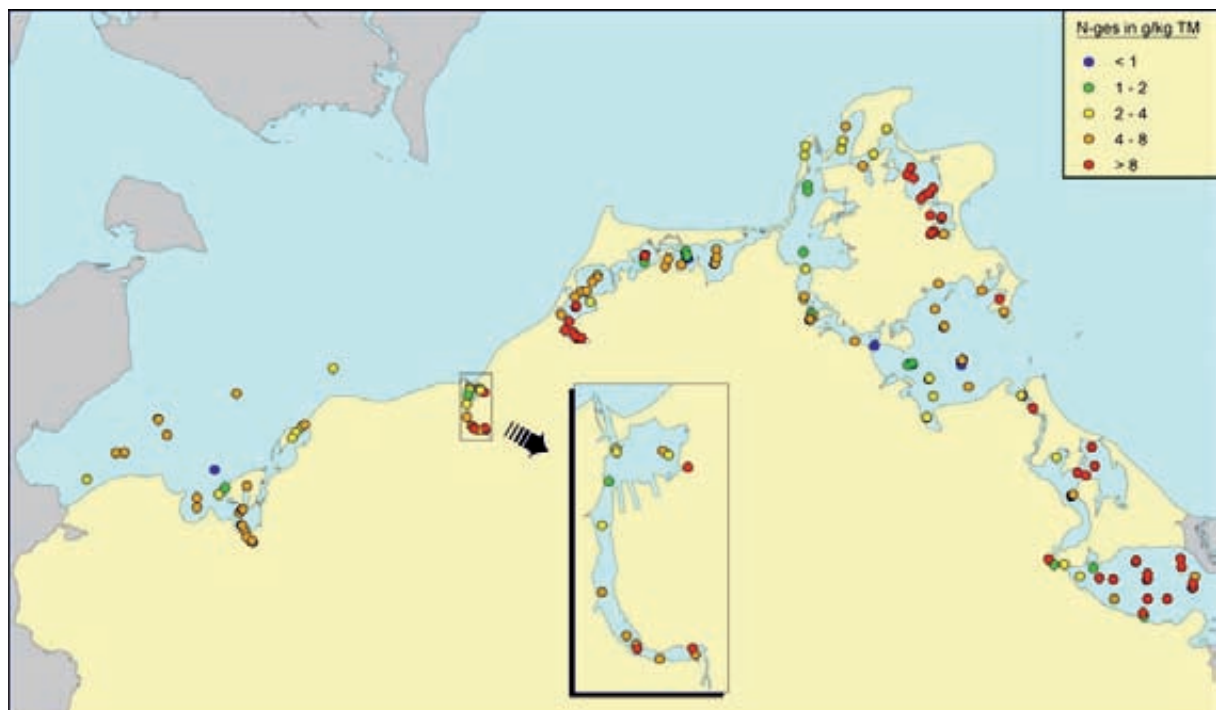


Abb. 52: N-Gehalte in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

Aus den Einzeldaten wurden für den Zeitraum 1991-2001 für die einzelnen Küstengewässer bzw. Küstengewässerbereiche mit ähnlichen Sedimentmerkmalen Mittelwerte gebildet (**Tab. 57**).

Die Sedimente der Mecklenburger Bucht sind durch den mit Abstand höchsten Anteil der Feinkornfraktion < 20 µm (FF) gekennzeichnet. Dieses große und relativ tiefe Becken vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns bildet demnach einen Akkumulationsraum für Mittel- und Feinschluff. In den inneren Küstengewässern sind deutlich niedrigere Feinkornanteile als in der Mecklenburger Bucht anzutreffen, wobei die Unterschiede zwischen den einzelnen Gewässern sehr groß sind. Die höchsten FF-Anteile treten in diesen Übergangsgewässern zwischen Land und Meer in den Sedimenten der Unterwarnow und des Kleinen Haffs und die geringsten in den Sedimenten der äußeren Rügensch Bodden auf. Relativ gering ist auch der mittlere FF-Anteil in den Darß-Zingster und im Greifswalder Bodden.

Stark durch organisches Material gekennzeichnete Sedimente sind in Gewässern mit hohem Trophiegrad anzutreffen. Die höchsten TOC- und Nährstoffgehalte wiesen die Sedimente aus den stark eutrophen bis polytrophen Gewässern Unterwarnow, Kleiner Jasmunder Bodden, Peenestrom und Kleines Haff auf. In den Schlicksedimenten der untersuchten Küstenflüsse Warnow, Peene und Uecker wurden ähnliche Stickstoffgehalte wie in den Küstengewässern aber deutlich höhere Phosphorgehalte festgestellt. Daraus resultiert ein deutlich geringeres N/P-Massenverhältniss. In frischer organischer Substanz beträgt das N/P-Massenverhältniss 7,2 (dies entspricht einem molaren N/P-Verhältnis von 16). In den Flusssedimenten wird dieses Verhältnis deutlich unterschritten, während es in den Küstengewässern in etwa erreicht bzw. überschritten wird. Die hohen N/P-Verhältnisse in den Darß-Zingster und in den beiden Jasmunder Bodden weisen auf eine verstärkte P-Freisetzung aus den Sedimenten hin. SCHIEWER et al. (1994) berichten über Fluxraten in der Sediment/Wasser-Kontaktzone, die in den Darß-Zingster Bodden bei 22 µM/m/h liegen. Diese Fluxraten führen zu einer kontinuierlichen Nachlieferung von Phosphor aus dem Sediment und sichern die Phosphorversorgung des Phytoplanktons.

Tab. 57: Mittelwerte struktureller Parameter und Nährstoffgehalte der Schlicksedimente der Küstengewässer und Küstenflüsse Mecklenburg-Vorpommerns

Gewässer ¹⁾	<20 µm %	TR %	GV %	TOC %	S g/kg	N g/kg	P g/kg	N/P
MB	75	27	13	4,7	11,9	5,3	0,83	6,4
WB	49	38	11	4,4	9,0	4,9	0,61	8,0
UW	53	31	17	7,4	14,8	7,0	1,49	4,7
DB	30	26	15	6,0	8,9	6,0	0,61	9,8
RB	20	41	7	2,5	3,9	3,0	0,47	6,4
JB	45	11	27	12,5	15,0	11,6	1,24	9,4
ST	38	31	13	4,6	7,0	3,7	0,86	4,3
GB	33	38	10	5,5	9,7	4,8	1,16	4,1
PS	43	21	21	10,6	19,7	9,2	1,33	6,9
KH	52	19	22	8,5	18,7	8,9	1,52	5,9
Warnow	53	22	25	13,2	8,3	8,0	2,82	2,8
Peene	30	24	29	15,7	12,8	10,7	2,66	4,0
Uecker	35	32	16	9,8	12,3	6,3	3,54	1,8

¹⁾ Es bedeuten: MB=Mecklenburger Bucht, WB=Wismar-Bucht, UW=Unterwarnow, DB=Darß-Zingster Bodden, RB=Rügensch Bodden, JB=Jasmunder Bodden, ST=Strelasund, GB=Greifswalder Bodden, PS=Peenestrom, KH=Kleines Haff

Ein Vergleich der Nährstoffgehalte für die einzelnen Küstengewässer anhand der 10-, 50- und 90-Perzentilwerte soll die bereits geschilderten räumlichen Belastungsunterschiede vertiefen und darüber hinaus den Schwankungsbereich der Messwerte verdeutlichen. Auffällig ist die geringe Spannweite zwischen 10- und 90-Perzentil für den Phosphorgehalt der Sedimente der Mecklenburger und Wismar-Bucht. Dies trifft auch auf die nördlichen und westlichen Rügensch Bodden zu. Demgegenüber ist in den beiden Jasmunder Bodden, im Greifswalder Bodden, im Peenestrom, im Kleinem Haff und in der Unterwarnow eine große Streubreite der P-Gehalte festzustellen (**Abb. 53**).

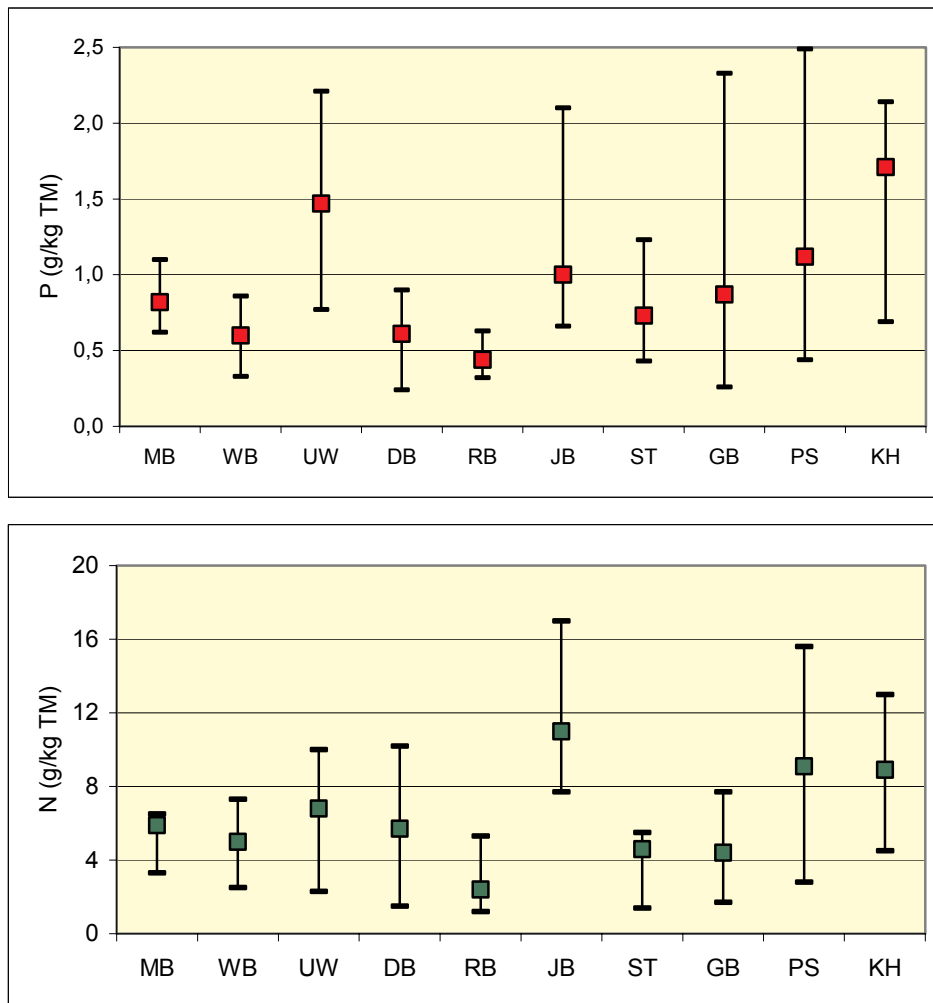


Abb. 53: Schwankungsbreite der P- (oben) und N-Gehalte (unten) in Schlicksedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 10-, 50- und 90-Perzentilwerte

Beschriftung der Abzisse: MB=Mecklenburger Bucht, WB=Wismar-Bucht, UW=Unterwarnow, DB=Darß-Zingster Bodden, RB=Rügensch Bodden, JB=Jasmunder Bodden ST=Strelasund, GB=Greifswalder Bodden, PS=Peenestrom, KH=Kleines Haff

Die Stickstoffgehalte der Sedimente weisen keine so große Schwankungsbreite wie die Phosphorgehalte auf. Die höchste Stickstoffbelastung ist in den Sedimenten der beiden Jasmunder Bodden anzutreffen. Dies ist insofern bemerkenswert, als dass für diese Bodden eine nur geringe landseitige N-Belastung festgestellt wurde und in den Sedimenten der äußeren Rügensch Bodden die geringsten Stickstoffakkumulationen aller Küstengewässer anzutreffen ist. In diesem Zusammenhang

ist auf die biologische Stickstofffixierung hinzuweisen, deren Bedeutung allerdings von den äußeren zu den inneren Küstengewässern abnimmt (HÜBEL 1984).

Die Ursache für das sehr große Konzentrationsgefälle zwischen den Stickstoffgehalten der Sedimente der inneren und äußeren Nordrügensch Bodden ist möglicherweise auf den geringen Materialaustausch zwischen beiden Gewässerbereichen zurückzuführen. Aufgrund ihrer isolierten Lage und der zumindest für den Großen Jasmunder Bodden zutreffenden relativ großen Tiefe sind beide Jasmunder Bodden als Gebiete mit hoher Schlickakkumulation bekannt (KLIBO 1998). Die natürliche und anthropogene Eutrophierung, die mit der Bildung organogener Sedimente einhergeht, führte im Großen Jasmunder Bodden zu Schlammmächtigkeiten von 7 bis 8 (max. 12) m (WASMUND 1939). Die Sedimentkernuntersuchungen (siehe Kap. 5.4) weisen auf nach wie vor sehr hohe Sedimentationsraten im zentralen und tiefen Teil des Großen Jasmunder Boddens hin. Aktuelle Untersuchungen an der Universität Greifswald bestätigen dies (LAMPE, pers. Mittlg.).

6.1.10 Nährstoffbilanzen für ausgewählte Küstengewässer

Voraussetzung für die Aufstellung von Bilanzen sind Konzentrationsmessungen im Bereich der Aus- und Eingänge der betreffenden Küstengewässer und Angaben zu deren Wassermengenbilanz. Während Nährstoffkonzentrationen im Bereich der Ein- und Ausgänge nahezu aller Gewässer vorlagen, standen Wasserhaushaltsbilanzen nur für die Unterwarnow, die Darß-Zingster Bodden, die Nordrügensch Bodden, den Greifswalder Bodden und das Kleine Haff zur Verfügung. Mit Ausnahme des Greifswalder Boddens¹⁷ wurden für diese Gewässer Bilanzabschätzungen für die Nährstoffe vorgenommen. Für die Unterwarnow und die Darß-Zingster Bodden war dies für den Zeitraum 1986-2000, für die Nordrügensch Bodden für den Zeitraum 1993-2000 und für das Kleine Haff für den Zeitraum 1986-1990 möglich. Für das Kleine Haff standen Angaben zu den wichtigsten Bilanzelementen (Festlandszuflüsse, Ausstrom und Ostseewassereinstrom) nur bis 1990 zur Verfügung. Für die 1990er Jahre erfolgten die Bilanzabschätzungen für dieses Gewässer auf der Grundlage der langjährigen monatlichen Mittelwerte von Ein- und Ausstrom. Im Gegensatz zu den drei erstgenannten Gewässer besitzt das Kleine Haff außerdem zwei Ein- und Ausgänge, so dass die Aufstellung der Bilanzen für dieses Gewässer vergleichsweise aufwendiger war.

Langfristig sollten sich Ein- und Austräge in den Bilanzen ausgleichen. Eine ausgeglichene Bilanz liegt vor, wenn Ein- und Austrag sich aufheben bzw. wenn das Verhältnis von Eintrag zu Austrag 1 beträgt. Aufgrund der relativ vielen Unsicherheiten bei den Hochrechnungen (geringe Messwertanzahl, Vermischung ein- und ausströmender Wassermassen) wird eine bis zu 20 %ige Abweichung von diesem Faktor als tolerabel angesehen. Betrachtet man unter diesem Blickwinkel die Ergebnisse der Bilanzabschätzungen, so sind für die Nordrügensch Bodden und das Kleine Haff weitgehend ausgeglichene Nährstoffbilanzen festzustellen (**Tab. 58**).

In der Unterwarnow fällt besonders der hohe Phosphorüberschuss in den 1980er Jahren auf. Hier führten die sehr hohen landseitigen Einträge aus der Kläranlage Rostock und der Warnow zu einer sehr starken Phosphorakkumulation von durchschnittlich 490 t/a, was etwa 70 % der eingetragenen Phosphormengen (TP) entspricht. Allein aus der Kläranlage Rostock gelangten bis 1990 Feststoff-

¹⁷ Wegen des relativ ungehindert stattfindenden Wasseraustausches zwischen Greifswalder Bodden und Ostsee wurde auf eine Nährstoffbilanz für dieses Gewässers verzichtet.

Frachten von jährlich etwa 1.000 t und Gesamt-P-Frachten von rund 500 t in die Unterwarnow (siehe **Anlage 4-2**), die sich zum großen Teil in dem Gewässer ablagerten.

Tab. 58: Verhältnis von Nährstoffeintrag zu Nährstoffaustrag in ausgewählten Küstengewässern, 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000

Gewässer	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	1986-1990	1991-1995	1996-2000	1986-1990	1991-1995	1996-2000
Unterwarnow	3,5	2,1	1,5	1,2	1,2	1,1
Darß-Zingster Bodden	1,8	1,4	0,9	2,1	1,3	1,2
Nordrügische Bodden*		1,0	0,9		0,9	0,9
Kleines Haff	1,0	1,0	1,0	0,8	1,1	1,4

* diese Gewässer werden vom LUNG erst seit 1993 untersucht

Bei drastisch reduzierter landseitiger Belastung sanken die in die Unterwarnow eingetragenen TP-Mengen in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre auf mittlere 25 t/a. Gleichzeitig verringerte sich der TP-Export aus dem Unterwarnowgebiet in die Ostsee von 195 t/a (1986-1990) auf 52 t/a (1996-2000). Während die Einträge in das Gewässer im Gesamtzeitraum um rund 90 % zurückgingen, hat sich der Export in die Ostsee um etwa 75 % verringert. Bezogen auf den Eintrag hat sich der Austrag in die Ostsee also prozentual erhöht, d.h. die Filterwirkung des Gewässer hat sich verschlechtert. Zurückzuführen ist dies auf die Intensivierung des Wasseraustausches in Folge der Vertiefung und Verbreiterung des Seekanals. Die Ein- und Austräge für Gesamtstickstoff (TN) haben sich in der Unterwarnow in etwa in der gleichen Größenordnung verändert. Der Anteil des im Gewässer zurückgehaltenen bzw. umgesetzten TN ist von 18 % auf 9 % zurückgegangen.

Durch Unterhaltungsbaggerungen zur Aufrechterhaltung der Fahrwassertiefen und durch die Vertiefung des Fahrwassers wurden der Unterwarnow in den 1990er Jahren erhebliche Sedimentmengen entnommen. Nach Angaben des Amtes für Wirtschaftsförderung der Hansestadt Rostock lagen die jährlich aus der Unterwarnow entnommenen Nassbaggergutmengen in den Jahren 1991-1993 zwischen 9.806 und 76.814 m³. Mit der Intensivierung der Baggermaßnahmen ab 1994 stiegen die entnommenen Jahresmengen auf 278.300 bis 701.475 m³ (KIBBEL pers. Mittlg.). Im Wesentlichen erfolgten die Baggermaßnahmen in der nördlichen Unterwarnow und im Breitling (Entfernung der Mittelmole und Vertiefung des Fahrwassers). Da es sich um sehr unterschiedliches Sedimentmaterial (Sand, Mergel, Schlick) handelte, ist eine Abschätzung der mit diesem Material entnommenen Nährstoffmengen schwierig. Unter der Annahme, dass etwa 10 % des Baggergutes Schlicksedimente enthielt, sollen die mit dem Schlick entnommenen Nährstoffmengen abgeschätzt werden. Bei einer mittleren Trockenraumdichte von etwa 0,2 g/cm³ für Schlicksedimente ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Schlickentnahme von etwa 6.400 t Trockensubstanz. Bei einem mittleren P-Gehalt von 1,5 g/kg Trockensubstanz und einem mittleren N-Gehalt von 7 g/kg TM (siehe **Anlage 9-4**) ergibt sich eine jährliche Entnahme von rund 10 t Phosphor und 50 t Stickstoff. Dies entspricht 16 % der eingetragenen Phosphor- und 2,5 % der eingetragenen Stickstoffmengen.

Wie in der Unterwarnow ist auch in den Darß-Zingster Bodden eine Tendenz zu ausgeglicheneren Nährstoffbilanzen unverkennbar. Ende der 1980er Jahre überstiegen die Einträge die Austräge um etwa den Faktor 2, d.h. während dieser Zeit ist es zumindest für Phosphor zu einer stärkeren Akkumulation im Gewässer gekommen. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahre wurden für die Darß-Zingster Bodden geringfügig höhere Aus- als Einträge ermittelt. Bezogen auf den Eintrag hat sich auch hier der P-Austrag prozentual erhöht. Der P-Rückhalt hat sich somit ebenfalls verringert. Beim

Stickstoff kann bei Sauerstoffmangel eine Entlastung des Gewässersystems durch den Prozess der Denitrifikation erfolgen, bei dem molekularer Stickstoff gebildet wird, der in die Luft entweicht. Da sich die Sauerstoffverhältnisse im Gewässer aber nicht wesentlich verändert haben, kann der verringerte Rückhalt von Stickstoff von etwa 50 % (1986-1990), über 25 % (1991-1995) auf unter 10 % (1996-2000) kaum mit einer erhöhten Denitrifikation in den Darß-Zingster Bodden erklärt werden. Bezogen auf den N-Eintrag hat sich der N-Austrag prozentual erhöht. Absolut ist sogar ein leichter Anstieg der N-Austräge (1986-1990: 2.814 t/a, 1996-2000: 3.165 t/a) zu verzeichnen.

Für die Nordrügensch Bodden wurden ausgeglichene bzw. geringfügig negative Nährstoffbilanzen erhalten, wobei die Bilanzdefizite im Bereich der eingangs erwähnten Fehlergrenzen des Schätzverfahrens liegen. Die Boddengewässer Rügens besitzen aufgrund des sehr kleinen Einzugsgebietes eine nur geringe landseitige Belastung, die nur etwa 10 % der seeseitigen Einträge ausmacht. Nach den Bilanzabschätzungen fungieren die Nordrügensch Bodden eher als P-Quelle denn als P-Senke. Der Kleine Jasmunder Bodden nimmt aufgrund seiner isolierten Lage und des über ein Wehr gesteuerten Wasseraustausch mit dem Großen Jasmunder Bodden eine Sonderstellung ein.

Auch das Kleine Haff hat sein Filterfunktion für Phosphor verloren. Im Zeitraum 1986-1990 wurde ein Rückhalt von etwa 110 t/a ermittelt, was allerdings nur 4 % der eingetragenen P-Mengen entspricht. In den 1990er Jahren wurden geringfügig größere P-Mengen aus- als eingetragen. Diese Abweichungen liegen jedoch im Fehlerbereich des Schätzverfahrens.

Damit ist für alle bilanzierten Boddengewässer festzustellen, dass sie bezogen auf Gesamtphosphor ihre Filter- und Senkenfunktion verloren haben. Ein Nährstoffrückhalt findet in diesen flachen Gewässersystemen nicht statt. Lediglich für die Unterwarnow ergab sich noch ein geringfügiger Phosphorrückhalt.

Von großen Interesse für eine Bewertung von Quellen der Nährstoffbelastung ist ein Vergleich der für die Freisetzung von Phosphor und Stickstoff aus den Sedimenten kalkulierten Stoffmengen mit den externen Stoffeintragungspfadern. Diesbezügliche Abschätzungen liegen erst für wenige Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns vor.

Nach Berechnungen von SCHLUNGBAUM et al. (2001) stehen in den Darß-Zingster Bodden auf das Jahr gerechnet zwischen 360 und 480 t P in der 5 cm Sedimentoberflächenschicht (Schlickflächen) für den Umsatz in der Primärproduktion zur Verfügung. Damit übersteigt in diesem Flachgewässer das interne Phosphorangebot aus den Schlicksedimenten die externen Einträge um das 4- bis 5-fach. Hinsichtlich der Verfügbarkeit des internen N-Potenzial werden keine konkreten Angaben gemacht. Es wird aber eingeschätzt, dass die interne Verfügbarkeit der in den Schlicksedimenten akkumulierten Stickstoff-verbindungen größer ist als die Summe aller externen Einträge.

In jüngster Zeit wurden in den Nordrügensch Bodden umfangreiche Untersuchungen zum Nährstoffaustausch zwischen Sediment und Wasser durchgeführt (DAHLKE 2003). Dabei erfolgte die Bestimmung spezifischer Flussraten von Ammonium und Phosphat für verschiedene Sedimenttypen. Durch Multiplikation der Flussraten mit den Flächen der jeweiligen Sedimenttypen wurde für die gesamten Nordrügensch Bodden eine Freisetzung von 127 t P/a und 840 t N/a bestimmt. Dem stehen mittlere externe Einträge von 85 t P/a und 1.600 t N/a gegenüber. Damit übersteigt die interne P-Belastung die externe um das 1,5-fache. Beim Stickstoff dominiert der externe Eintrag. Die interne N-Freisetzung macht etwa 50 % der externen Belastung aus.

Der Stellenwert der Sedimente wird auch aus einer Gegenüberstellung der planktischen Primärproduktion und dem daraus resultierenden Nährstoffbedarf in den Nordrügenchen Bodden ersichtlich. Nach DAHLKE (2003) ergibt sich für die gesamten Nordrügenche Boddenkette eine Primärproduktion¹⁸ von 58.636 t C/a, aus der ein Nährstoffbedarf von 1.429 t P und 10.326 t N resultiert. In der Vegetationsperiode sind die aus den Sedimenten freigesetzten Nährstoffe Teil des gewässerinternen Nährstoffumsatzes, der trotz geringer Konzentrationen anorganischer Nährstoffe im Pelagial zu einer hohen Produktivität führt. Aus dem Vergleich von Nährstoffbedarf und Nährstoff-Freisetzung aus dem Sediment, wird allerdings klar, dass der für die planktische Produktion notwendige Nährstoffbedarf nur zu weniger als einem Zehntel durch die aus den Sedimenten rezyklierenden Nährstoffe gedeckt werden kann. Das bedeutet, der weitaus größte Anteil der zur so genannten regenerierbaren Produktion führenden Nährstoffneubildung erfolgt im Pelagial (DAHLKE 2003). Aufgrund der Dominanz des mikrobiellen Nahrungsgefüges in stark eutrophierten Gewässern, wie z.B. den Darß-Zingster Bodden, ist das Pelagial in der Lage, unter aeroben Bedingungen in der Vegetationsperiode die durch einwöchige Nährstoffimpulse gesteigerte Phytoplanktonbiomasse innerhalb von zwei Wochen vollständig abzubauen (SCHIEWER & GOCKE 1996).

Für das Kleine Haff wurde im Sommer 1996 eine P-Freisetzung von 1,4 g/m² ermittelt (MEYER et al. 1998). Hochgerechnet auf eine Schlickfläche von 166 km² (entsprechend 60 % des Gewässergrundes des Kleinen Haffs) resultiert ein Eintrag von 232 t, was etwa einem Viertel des externen Eintrages entspricht. Aufgrund der hohen landseitigen P-Einträge vor allem über die Oder fällt der Anteil der internen Belastung im Kleinen Haff also deutlich geringer aus als in den Darß-Zingster Bodden.

Die Freisetzung von Nährstoffen aus dem Sediment ist in erster Linie von der Remineralisierungsrate des sedimentierten Detritusmaterials abhängig. Da in den flachen Boddengewässern Sauerstoffmangel eher die Ausnahme ist, kann angenommen werden, dass die Freisetzungsraten für anorganische Nährstoffe proportional den Depositionsraten organischen Materials sind. Je mehr Seston remineralisiert, desto mehr Nährstoffe werden nach dessen Remineralisation dem Pelagial wieder zugeführt.

Neben der Remineralisierung ist eine Rücklösung von Orthophosphat unter anoxischen Bedingungen an der Wasser-Sediment-Kontaktzone möglich. Bedingt durch die hohe Belastung mit organischem Material sind die Sedimente stark eutrophierter Küstengewässer generell nur in den obersten Sedimenthorizonten oxisch. Da die durch Organismen verursachte Sauerstoffzehrung im Sediment die Nachlieferung von Sauerstoff durch Diffusion aus dem überstehenden Wasser bei weitem übertrifft, steigt bei hohen mikrobiellen Abbauaktivitäten die anoxische Zone bis an die Grenzfläche zwischen Sediment und Wasser (MEYER-REIL 1996). Während länger anhaltender Stagnationsperioden oder zu Zeiten der Stratifikation der Wassersäule werden auch im Bodenwasser anoxische Bedingungen gemessen.

Im Kleinen Haff wurden in den Sommermonaten der Jahre 1989-1991 bei anoxischen Verhältnissen am Gewässergrund innerhalb weniger Wochen P-Rücklösungen von 117 t (1991) bis 347 t (1990) berechnet, die zu einem sehr starken Anstieg der sommerlichen P-Konzentrationen im Pelagial führten (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2001). Dies sind 5 bis 20 % der für diesen Zeitraum berechneten mittleren jährlichen externen P-Einträge.

¹⁸ Die planktische Primärproduktion wurde auf der Basis der flächenspezifischen Raten der Primärproduktion (HÜBEL et al. 1999) für alle Einzelbodden und für die gesamte Boddenkette berechnet.

Neben der Freisetzung und Rücklösung anorganischer Nährstoffverbindungen aus dem Sediment, die im Pelagial schnell verfügbar sind, muss der Eintrag von partikulär gebundenen Nährstoffen in Folge von Resuspension berücksichtigt werden. Der Stoffeintrag in Form von Partikeln ist bisher noch nicht betrachtet worden. Im Rahmen des vom BMBF¹⁹ finanzierten Forschungsprojektes „Dynamik natürlicher und anthropogener Sedimentation“ (DYNAS) fanden in jüngster Vergangenheit umfangreiche Untersuchungen zur Sedimentdynamik und zum Erosionsverhalten unterschiedlicher Sedimenttypen im Küstengebiet vor der mecklenburg-vorpommerschen Küste statt (HARFF et al. 2003). In Fortführung dieser Arbeiten wurde am IOW²⁰ eine Datenrecherche zur Sedimentverteilung und zum Erosionsrisiko in der westlichen Ostsee angefertigt (BOBERTZ et al. 2003).

Im Ergebnis dieser Forschungen sind u.a. für sechs natürliche Sedimenttypen vom Schlick bis zum Mittel- bis Grobschluff kritische Bodenschubspannungsgeschwindigkeiten ermittelt worden (BOHLING 2003). Die kritische Schubspannungsgeschwindigkeiten für die Erosion von Schlick wurde mit mindestens 4 cm/s sehr hoch eingeschätzt, was auf Biostabilisationseffekte zurückgeführt wird (ZIERVOGEL & BOHLING 2003). An der „Schlickstation“ in der Mecklenburger Bucht konnte ein hochsignifikant korrelierter Zusammenhang zwischen der Konzentration wasserlöslicher Kohlenhydrate und den Erosionsschwellenwert nachgewiesen werden. In kohäsiven Sedimenten existiert ein linearer Zusammenhang zwischen der Konzentration wasserlöslicher Kohlenhydrate und der Chlorophyll-a-Konzentration (UNDERWOOD & SMITH 1998).

Eine Sonderstellung nimmt die Fluff-Auflage, die sogenannte „fluffy layer“, ein, für die eine geringe mittlere kritische Schubspannungsgeschwindigkeit von 0,5 cm/s angegeben wird. Die „fluffy layer“ besteht zumeist aus Aggregaten feinkörniger Partikel (bes. Tonminerale) und organischer Substanz, welche als Flockenschicht auf dem sandigen oder schlickigen Untergrund aufliegt (LEIPE et al. 2000). Bereits bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten oberhalb von 4-5 cm/s kommt diese Schicht in Bewegung.

Die im Rahmen von DYNAS durchgeführten Felduntersuchungen zeigten, dass es in den äußeren Küstengewässern zu Anreicherungen von Partikeln und Aggregaten an internen Grenzschichten (Thermokline, Halokline) kommen kann, was durch eigene Beobachtungen in der Mecklenburger Bucht bestätigt werden kann²¹. Besonders betroffen von Resuspensionsereignissen ist die bodennahe Trübungszone. Die Ausdehnung dieser Zone zeigt eine deutliche Abhängigkeit von der Qualität des darunter liegenden Sedimentes. Insbesondere über Schlickten mit ausgeprägter „fluffy layer“ wurde eine ausgedehnte bodennahe Trübungszone beobachtet. Die Ergebnisse zur Charakterisierung der Partikelfracht zeigten, dass die resuspendierten Partikel der bodennahen Trübungszone im Wesentlichen biogenen Ursprungs waren. Aufgrund ihrer biochemischen Zusammensetzung ließen sich die Partikel in der Nepheloidschicht denen der Sedimentauflage („fluffy layer“) zuordnen (HARFF et al. 2003). CTD-Vermessungen des Wasserkörpers über 18 h in 30 Minuten-Abständen an der Darßer Schwelle zeigten, dass ein lateraler Salzwassereinstrom zur Ausbildung einer deutlichen Resuspensionszone führte. Auch konnte ein Zusammenhang zwischen einem Zusammenbruch der Halokline und Resuspension belegt werden. Es wurden Resuspensionshöhen bis zu 7 m über Grund erreicht, wobei Bildanalysen zeigten, dass der Großteil der biogenen Partikel einen mittleren Durchmesser < 30 µm besaß.

¹⁹ Bundesministerium für Bildung und Forschung

²⁰ Diese Studie wurde im Auftrage des LUNG durchgeführt.

²¹ Im Bereich der Halokline wurden mehrfach erhöhte Planktonkonzentrationen bestimmt.

Für die Resuspension von Sedimenten ist neben deren Beschaffenheit in erster Linie die Seegangsausprägung und deren Wirkungstiefe entscheidend, die von der Windstärke und der Windwirklänge bestimmt werden. In den flachen Küstengewässerbereichen ist generell mit einer deutlich höheren Resuspensionsdynamik zu rechnen als in den tieferen. Um den Einfluss der Gewässertiefe auf die Resuspension unter in-situ-Verhältnissen einschätzen zu können, wurde der an ausgewählten Küstengewässerstationen bestimmte Schwebstoffgehalt den während der Probenahme gemessenen Windgeschwindigkeiten gegenübergestellt. Ausgewertet wurden die Daten ab 1995, da vorher eine andere Methode zur Bestimmung der Schwebstoffe angewandt wurde und die Daten daher nicht miteinander vergleichbar sind. Wie zu erwarten, zeigte sich in den flachen Boddengewässern zwischen Windstärke und SPM ein eng korrelierter Zusammenhang (**Tab. 59**).

Tab. 59: Korrelationskoeffizienten für Schwebstoffgehalt (SPM) und Windgeschwindigkeit (WG), SPM und Nährstoffgehalt sowie SPM und Sichttiefe (ST) an 9 Küstengewässerstationen, 1995-2002

Gewässer	Station	Wassertiefe in m	n	SPM/WG	SPM/TP	SPM/TN	SPM/ST
Wismar-Bucht	WB3	9	80	0,22*	0,16	-0,09	-0,13
Unterwarnow	UW4	10	82	-0,08	0,05	-0,15	-0,35**
Barther Bodden	DB6	2-3	75	0,44***	0,61***	0,34**	-0,56***
Kubitzer Bodden	KB90	3-4	88	0,36***	0,20*	0,33**	-0,57***
Gr. Jasmunder Bodden	RB10	9	66	0,16	0,27*	0,18	-0,48***
Strelasund	S66	3-4	88	0,08	0,29*	0,17	-0,58***
Greifswalder Bodden	GB19	9	140	0,23*	0,10	-0,03	-0,50***
Peenestrom	PS42	6	75	0,06	0,40***	-0,03	-0,75***
Kleines Haff	KHM	5	82	0,71***	0,38***	0,13	-0,58***

*** $\alpha < 0,01$, ** $\alpha < 0,05$, * $\alpha < 0,05$

Am deutlichsten ist dieser Zusammenhang im Kleinen Haff. Bei Windgeschwindigkeiten zwischen 9 und 12 m/s stiegen die SPM-Konzentrationen hier auf Werte zwischen 20 und 40 mg/l an. Die maximalen Werte von 55-85 mg/l traten bei Windgeschwindigkeiten oberhalb von 12 m/s auf (**Abb. 54**). Ein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen Windstärke und SPM wurde auch für den Barther und den Kubitzer Bodden nachgewiesen, während an den ebenfalls relativ flachen Stationen im Strelasund und Peenestrom beide Parameter nicht korrelieren. In diesen schmalen, rinnenartigen Gewässern reicht offensichtlich die Windwirklänge nicht aus, um eine merkliche Resuspension der Sedimente zu bewirken. Gleiches trifft auf die schmale und tiefe Unterwarnow zu. In großflächigen, aber tieferen Gewässern, wie der Wismar-Bucht und dem Greifswalder Bodden, zeichnet sich ein lockerer Zusammenhang zwischen Windgeschwindigkeit und Schwebstoffgehalt ab. Der Großen Jasmunder Bodden ist deutlich kleiner; außerdem wird er durch ein bewaldetes Steilufer an seinem östlichen Ufer und durch einen ebenfalls bewaldeten Höhenrücken am westlichen Ufer „geschützt“.

Mit dem windinduzierten Anstieg der SPM-Konzentration ist gerade in den flachen Boddengewässern ein Anstieg der Gesamt-P-Gehalte in der Wassersäule verbunden. Der Zusammenhang zwischen SPM und TP-Gehalt ist im Barther Bodden und im Haff hochsignifikant. Demgegenüber ist für den Anstieg der TP-Konzentrationen bei erhöhten SPM-Gehalten im Peenestrom in erster Linie die partikuläre Fracht aus dem Haff verantwortlich. In den flachen Rügensch Bodden und auch im Strelasund zeichnet sich ebenfalls ein durch Starkwindereignisse bewirkter Anstieg der P-Gehalte im Wasserkörper ab. Für den Gesamt-Stickstoff wurden lediglich im Barther und Kubitzer Bodden signifikante Beziehungen zum SPM erhalten.

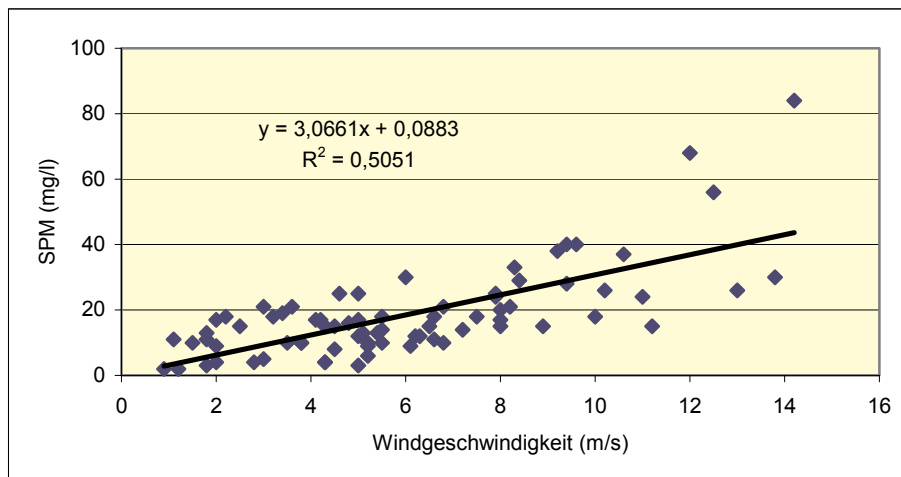


Abb. 54: Korrelation zwischen Windgeschwindigkeit und suspendiertem partikulärem Material (SPM) im Kleinen Haff, 1995-2002

Neben der windinduzierten Resuspension muss für einige der inneren Küstengewässer auch eine strömungsinduzierte Sedimenterosion diskutiert werden. Da die Strömungsgeschwindigkeiten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im allgemeinen gering sind und die Strömungsverhältnisse als unproblematisch angesehen werden, liegen nur wenige Strömungsmessungen für diese Gewässer vor. Bei länger andauernden Ein- und Ausstromlagen gewinnen windbedingte Gefälleausgleichsströmungen in allen Küstengewässern mit schmalen Öffnungen zur vorgelagerten Ostsee an Bedeutung. Für diese Strömungsart konnten in einigen Gewässern quantitative Beziehungen zwischen Stromgeschwindigkeit und absoluter Wasserstandsdifferenz abgeleitet werden (BIRR 1988). In zwei Engen der Darß-Zingster Boddenkette wurden maximale Strömungsgeschwindigkeiten bis 155 cm/s gemessen. In diesen stromartigen Verbindungen zwischen den Bodden stellt die windbeeinflusste Gefälleausgleichsströmung die vorherrschende Strömungsart dar, während in den Bodden selbst die mehr oder weniger gefällebeeinflusste Triftströmung vorherrschend ist (BIRR 1997). Im Strelasund wurden im Rahmen von Untersuchungen zum Ausbau der Ostansteuerung des Hafens Stralsund maximale Strömungsgeschwindigkeiten bis 135 cm/s gemessen (KRAFT pers. Mittlg.).

Erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten in Folge großer windbedingter Wasserstandsdifferenzen sind demzufolge in der Unterwarnow, in den stromartigen Verbindungen der vorpommerschen Bodden (Koppelstrom, Zingster Strom, Barther Fahrwasser, Rassower Strom), im Strelasund und im Peenestrom zu erwarten. Der laterale Schwebstofftransport und die Sedimentdynamik in den Küstengewässern sind durch die zyklische Abfolge der Stadien biogene Schwebstoffneubildung, Sedimentation, frühdiagenetische Transformation und Resuspension charakterisiert. Aus der zyklischen Abfolge von Sedimentation und Resuspension folgt ein diskontinuierlicher Austrag von suspendiertem partikulärem Material aus den Küstengewässern in die Ostsee, der durch extreme Wetterereignisse gesteuert wird. Da Messungen während Starkwindsituationen bisher nur unzureichend erfolgten, erscheint es notwendig, mit einem automatischen eventgesteuerten Schwebstoff-Sampler, wie er inzwischen im IOW entwickelt und erfolgreich erprobt wurde, solche für die Bilanzierung wichtigen Ereignisse für einzelne Gewässer zu erfassen. Hier bieten sich die schmalen, stromartigen Ausgänge der Darß-Zingster und der Nordrügenchen Bodden an. Weiterhin erscheint die Erfassung der wehrgesteuerten Schwebstofftransporte vom Kleinen in den Großen Jasmunder Bodden mittels mobiler Durchflusszentrifuge sinnvoll.

Mit der Remobilisierung der Oberflächensedimente werden die an sie gebundenen Nähr- und Schadstoffe 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 Abschätzung, um welchen Betrag sich die Konzentration von Nährstoffen durch Erosion von Sedimenten erhöhen kann, ist schwierig. In Fließgewässern ergaben Abschätzungen, dass die durch Aufwirbelung bedingten Konzentrationserhöhungen bei Hochwasserereignissen 17,5 µg/l für den gelösten Phosphor und 1.400 µg/l für den partikulären Phosphor sowie 100 µg/l für Ammonium-Stickstoff und 1.400 µg/l für den an Partikel gebundenen Ammonium-Stickstoff betragen kann (MÜLLER et al. 2000). Der Einfluss auf den partikulär gebundenen Stoffbestand ist also sehr viel höher einzuschätzen als der auf die gelöst vorliegenden Nährstoffe. Allerdings ist der an Partikel gebundene Anteil nicht direkt für Planktonalgen verfügbar und es kommt nach Beruhigung des Wasserkörpers relativ schnell wieder zur Sedimentation. ERNST (1996) hat auf der Grundlage von Elutionstest berechnet, dass beim Verklappen von 870.000 m³ Mudde und Schlick aus dem Strelasund, die im Rahmen des Ausbaus der Ost-ansteuerung zum Hafen Stralsund anfallen, theoretisch 2,1 t Phosphor und 77,1 t Stickstoff in das Gewässer eingetragen würden. Dies entspricht in etwa einem Drittel des jährlichen externen P- bzw. N-Eintrages. Die beim Fahrwasserausbau angefallenen Mudde- und Schlickmengen wurden allerdings auf dem Spülfeld Drigge verbracht.

Eine Quantifizierung des mit der Resuspension von Sedimenten gekoppelten Nährstoffeintrages in das Freiwasser war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich. Es können lediglich Grobabschätzungen auf der Grundlage von wenigen Literaturangaben (SCHLUNGBAUM et al. 2001, DAHLKE 2003) vorgenommen werden. Nimmt man an, dass 10 % des in der obersten 5-cm-Schicht der Schlicksedimente enthaltenen Nährstoffinventars durch Resuspension verfügbar sind und stellt man diesen „internen Eintrag“ der Summe aus landseitigen und atmosphärischen Einträgen gegenüber, kann die Bedeutung der Sedimente für die Gesamtbilanz grob abgeschätzt werden (**Tab. 60**).

Tab. 60: Externe und interne Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns in t/a und ihr Verhältnis zueinander, 1996-2000

Gewässer	Gesamt-Phosphor			Gesamt-Stickstoff		
	Externer Eintrag - EE	Interner Eintrag - IE	EE/IE	Externer Eintrag - EE	Interner Eintrag - IE	EE/IE
Wismar-Bucht	47	30	1,6	1.460	255	5,7
Unterwarnow	59	10	5,9	2.038	47	43
Darß-Zingster Bodden	34	43/130*	0,8/0,3*	1.605	398/1.194*	4,0/1,3*
Rügensche Bodden	25	77	0,3	1.370	600	2,3
Strelasund	6,5	27	0,2	277	118	2,3
Greifswalder Bodden	109	295	0,4	2.499	1.224	2,0
Peenestrom	87	105	0,8	3.009	724	4,2
Kleines Haff	860	242	3,5	15.731	1.418	11,1

* ausgehend von einer Verfügbarkeit von 30 % (nach SCHLUNGBAUM et al. 2001)

Beim Phosphor kann davon ausgegangen werden, dass mittlerweile in allen vorpommerschen Bodden die interne Belastung die externe Belastung übersteigt. In der Unterwarnow, im Kleinen Haff und in der Wismar-Bucht dürften nach wie vor die externen Einträge gegenüber den internen dominieren. Beim Stickstoff trifft dies auf alle Küstengewässer zu, wobei die Dominanz des externen N-Eintrages in der Unterwarnow besonders hoch ist.

6.2 Schwermetalle

6.2.1 Einträge über die Zuflüsse

Schwermetallfrachten konnten für insgesamt 12 Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns berechnet werden, wobei in den meisten Gewässern nur diskontinuierliche Messungen durchgeführt wurden (**Anlage 3**). Zwischen 1996 und 2000 lag die Anzahl der untersuchten Fließgewässer zwischen 8 und 12 und der damit überwachte Anteil am Ostsee-einzugsgebiet zwischen 59 und 75 %.

Geht man davon aus, dass sich der Schwermetalleintrag aus den nicht überwachten Flussgebieten sowie den küstennahen Regionen mit Ausnahme der versiegelten Flächen in etwa mit den für die überwachten Flussgebiete ermittelten vergleichbar ist, kann der Gesamteintrag für das Ostsee-einzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns (ohne Direkteinleiter) abgeschätzt werden (**Tab. 61**).

Tab. 61: Festlandsabflüsse und abflussbedingte Schwermetalleinträge aus dem Einzugsgebiet Mecklenburg-Vorpommerns in die Küstengewässer 1996-2000, in kg/a

Jahr	Abflüsse In 10^6 m^3	Anteil des über- wachten EZG in %	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
1996	1.837	72	5.619	2.732	1.617	80	105
1997	1.625	73	5.725	2.465	1.217	66	52
1998	2.612	75	5.132	2.521	3.472	186	44
1999	2.583	59	5.950	3.819	1.887	187	36
2000	2.269	75	6.567	1.630	1.314	87	32
Mittel	2.185	71	5.799	2.633	1.902	121	54

Bei relativ normalen mittleren Abflussverhältnissen wurde eine recht geringe Schwankungsbreite der jährlichen Zinseinträge erhalten. Beim Kupfer zeigten sich größere Unterschiede; die Jahresfrachten unterschieden sich maximal um den Faktor 2. Ähnliche Unterschiede wiesen auch die Cadmiumfrachten auf. Die größten zwischenjährlichen Schwankungen waren bei den Bleifrachten zu verzeichnen, wobei die höchsten Frachten im abflussreichsten Jahr des Betrachtungszeitraumes auftraten. Für Quecksilber zeichnet sich unabhängig von der Höhe der Abflüsse ein abnehmender Trend ab.

Um Aussagen zur Belastungsentwicklung geben zu können, reichen fünf Jahre allerdings nicht aus. Daher wurde der Betrachtungszeitraum für die Fließgewässer Warnow, Peene und Uecker, die kontinuierlich untersucht wurden, um die Jahre 1994, 2001 und 2002 erweitert. Sowohl 1994 als auch 2002 waren sehr abflussreiche Jahre, so dass der Einfluss des Abflussgeschehens auf die Höhe der Schwermetallfrachten sichtbar gemacht werden kann. Für die Elemente Zn, Cu und Pb wurden in diesen beiden Jahren deutlich höhere Frachten ermittelt als in abflussnormalen Jahren (**Abb. 55**).

Auch während der extremen Hochwasserereignisse in der Oder im Sommer 1997 und in der Elbe im Sommer 2002 war ein starker Anstieg der Schwermetallfrachten beider Flüsse festzustellen (MÜLLER 1997, MÜLLER & WESSELS 1999, ARGE 2003, BACHOR et al. 2004). Ursache hierfür ist der erhöhte Transport kontaminierter Sedimente mit der Hochwasserwelle bei stark erhöhten Fließgeschwindigkeiten.

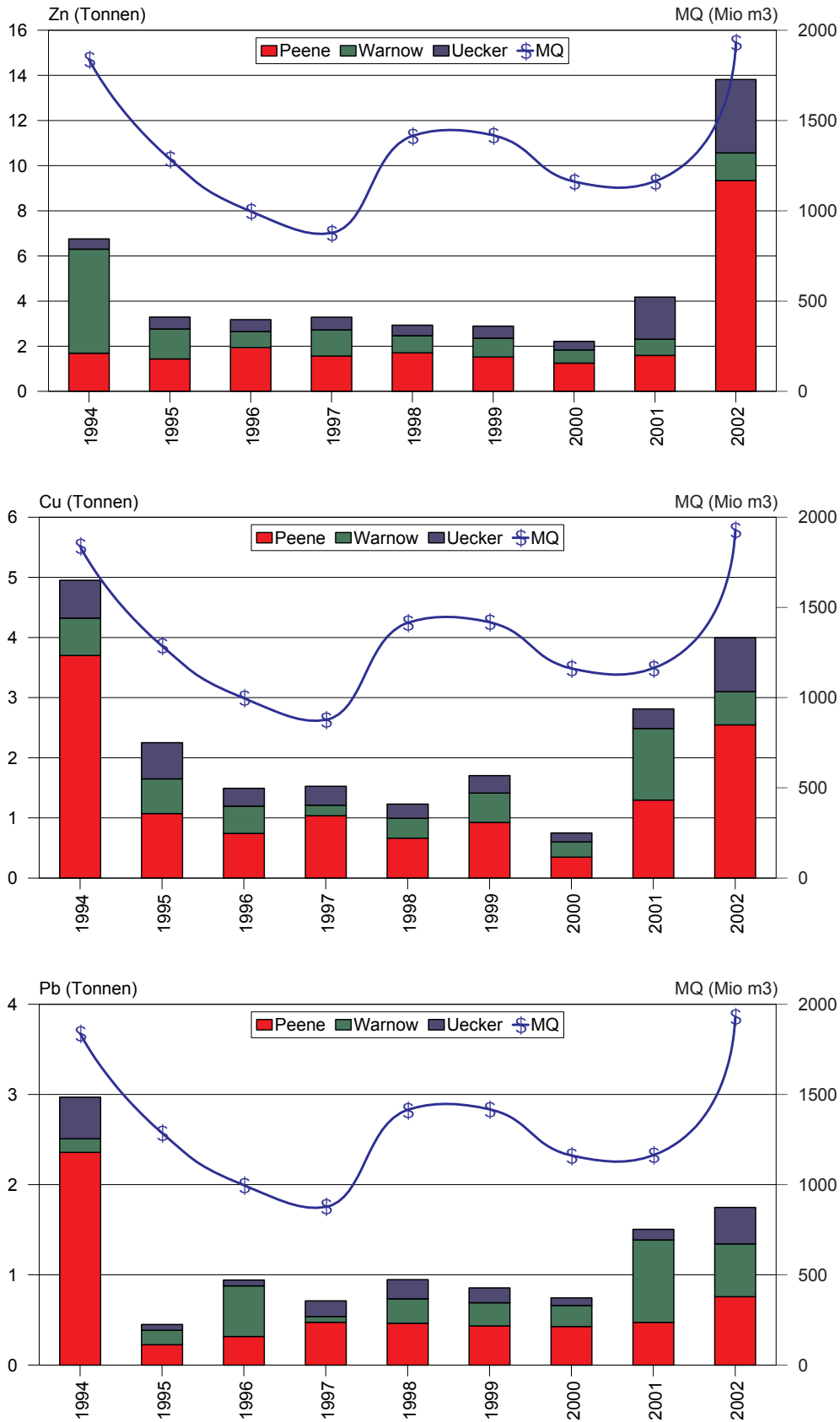


Abb. 55: Zn- (oben), Cu- (Mitte) und Pb-Frachten (unten) der Peene, Warnow und Uecker im Vergleich zu den Abflüssen, 1994-2002

BACHOR et al. 2004 konnten für die Elbe eine signifikante Korrelation zwischen Schwebstoffgehalt und Schwermetallkonzentration nachweisen. Die kleineren und meist rückgestauten Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns wiesen deutlich geringere Schwebstoffgehalte als Elbe und Oder auf. Hier war der Zusammenhang zwischen Schwermetallkonzentration und SPM auch deutlich schwächer ausgeprägt (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002).

Ein zunehmend wichtiger Eintragungspfad für Schwermetalle sind Abschwemmungen von befestigten und unbefestigten Flächen bei Starkniederschlägen. Im Unterschied zur Erosion wird unter Abschwemmung die gelöste Stofffracht verstanden.

FUCHS et al. (2002) haben für die Oberflächengewässer Deutschlands die Schwermetallemissionen quantifiziert. Dabei wurde bei der Quantifizierung der gelösten Schwermetallemissionen durch Oberflächenabfluss von unbefestigten Flächen zwischen der Fracht aus dem abfließenden Niederschlag und der durch die Abschwemmung von Düngemitteln realisierten Fracht unterschieden. Neben den Einträgen durch Abschwemmung wurden diffuse Emissionen aus urbanen Flächen, die atmosphärische Deposition, der Eintrag über das Grundwasser und über Drainagen, die Erosion, sowie Einträge aus kommunalen Kläranlagen und aus der Industrie berücksichtigt. Für die Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Ostsee dominieren die diffusen Emissionen von urbanen Flächen. Gegenwärtig gelangen etwa 50 % der Pb- und Zn-Einträge und 40 % der Cu-Einträge über diesen Pfad in die Oberflächengewässer (FUCHS et al. 2002). An zweiter und dritter Stelle rangieren bei Blei die Einträge aus Abschwemmung und atmosphärischer Deposition. Bei Zn rangieren die Einträge aus der atmosphärischen Deposition noch vor der Abschwemmung. Bei Cu nehmen die Einträge über Abschwemmung nur einen geringen Anteil von etwa 10 % an der Gesamtbelastung ein. Der Eintrag aus kommunalen Kläranlagen ist deutlich zurückgegangen. Er liegt gegenwärtig zwischen einem (Pb) und zehn Prozent (Cu).

Die außergewöhnlich hohen Zn-Frachten der Peene und Uecker im Jahre 2002 sollten in erster Linie erhöhten diffusen Einträgen von urbanen Flächen bei Starkniederschlagsereignissen zuzuordnen sein. Gleiches sollte auch auf die stark erhöhten Cu-Frachten der Peene in den Jahren 1994 und 2002 und die sehr hohen Pb-Frachten der Warnow im Jahre 1994 zutreffen. Demnach sind wie bei den Nährstoffen auch für die Schwermetalle Zn, Cu und Pb diffuse an den Niederschlag gebundene Einträge - hier allerdings in erster Linie von urbanen Flächen - die dominierende Quelle.

In der Summe der drei Flüsse wurden allerdings für Blei im niederschlags- und abflussreichen Jahr 2002 nicht mehr so hohe Frachten, wie im bezüglich der Abflüsse vergleichbaren Jahr 1994 erreicht. Dies kann auf die verringerte Pb-Belastung nach Einführung bleifreien Benzins in weiten Teilen Europas zurückgeführt werden. Blei gelangt auf Grund regionaler Verteilungsprozesse mit atmosphärischen Niederschlägen direkt in die Gewässer bzw. in ihre Einzugsgebiete.

Beim Cadmium ist von 1994 zu 1995 ein drastischer Rückgang der Frachten der Warnow und Peene zu verzeichnen. Leider liegen auch für diese Element keine verlässlichen Messwerte für den Zeitraum vor 1994 vor, so dass das hohe Belastungsniveau von 1994 nicht durch weitere Frachtangaben gestützt werden kann. Nach der deutschlandweiten Quantifizierung der Schwermetallemissionen von FUCHS et al. (2002) haben sich die Cd-Emissionen in die Oberflächengewässer des deutschen Ostsee-einzugsgebietes von 1985 bis 2000 um über 90 % verringert. Wenn in diese modellgestützten Frachtabschätzungen²² möglicherweise auch fragwürdige Analyseergebnisse eingeflossen sind, so ist

²² Für die Berechnung der Schwermetallemissionen wurde analog zu den Nährstoffen das Modellsystem MONERIS genutzt.

der drastische Rückgang der Cd-Emissionen nach der flächendeckenden erheblichen Verbesserung der Abwasserreinigung und dem Rückgang der Kohleverbrennung im Ostseeinzugsgebiet Ostdeutschlands plausibel. Die Freisetzung von Cadmium durch die Verbrennung Cd-haltiger Kohle war bis Mitte der 1990er Jahre eine wichtige Emissionsquelle in den Städten Mecklenburg-Vorpommerns (LUFTGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999). Seit 1995 verharren die Frachten der drei Flüsse auf einem recht konstanten Niveau zwischen 50 und 100 kg/a. Für die außergewöhnlich hohe Cd-Fracht der Warnow, ist möglicherweise eine besondere Eintragsquelle verantwortlich. Auf der parallel zur Warnow verlaufenden Bahnstrecke zwischen Rostock und Bützow wurden Rohphosphate aus dem Hafen Rostock in das Binnenland transportiert. Bis 1990 erfolgte dieser Transport in offenen Waggons und es kam dadurch zu messbaren Verlusten (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1993). Rohphosphate können deutliche Beimengungen an Cadmium enthalten (UBA, 1993).

Die Quecksilber-Frachten der Ostseezuflüsse sind seit Mitte der 1990er Jahre rückläufig. Die Frachten der drei größten Ostseezuflüsse gingen in der Summe kontinuierlich von 60 bis 70 kg/a im Zeitraum 1994-1996 auf 15 bis 20 kg/a in den Jahren 2001 und 2002 zurück. Nach den modellgestützten Eintragsabschätzungen von FUCHS et al. (2002) gingen die Hg-Emissionen im Ostseeinzugsgebiet von 1985 bis 2000 um 51 % zurück. Als Ursachen für den deutlichen Rückgang der Hg-Frachten sind Anwendungsbeschränkungen (z.B. Verbot Hg-haltiger Pflanzenschutzmittel), eine verbesserte Abwasserreinigung und die umfassende Sanierung Quecksilber emittierender Industriebetriebe zu nennen.

Um die Belastung der einzelnen Fließgewässer besser untereinander sowie mit anderen Gewässern vergleichen zu können, wurden wie bei den Nährstoffen flächenspezifische „Schwermetallspenden“ berechnet (Tab. 62).

Tab. 62: Schwermetallspenden von Ostseezuflüssen im Vergleich zu Elbe und Oder, in g/km²

Gewässer	EZG in km ²	Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Wallensteingraben	158	1998-2000	641	333	160	9,7	4,94
Hellbach	213	1998-2000	516	277	192	7,5	2,68
Warnow	3.048	1995-2000	294	125	64	3,9	2,89
Recknitz	564	1995-2000	559	197	115	8,8	4,17
Barthe	235	1995-2000	558	247	136	11,1	5,97
Ryck	140	1997-2000	371	236	186	14,6	3,36
Ostziese	115	1996-2000	328	137	52	5,2	2,09
Peene	5.027	1995-2000	313	159	78	5,9	2,59
Zarow	720	1995-2000	228	134	38	6,3	1,53
Uecker	2.436	1995-2000	204	129	53	3,9	2,05
Stepenitz	694	1995-2000	428	285	135	6,6	7,64
Maurine	119	1999-2000	346	329	194	6,0	2,49
Mittel MV-Flüsse			304	207	100	5,7	3,26
Trave	726	1995-2000	1.434	579	183	6,5	0,87
Oder	123.532	1997-2000	3.934	741	464	45,6	4,35
Elbe	110.074	1995-2000	5.461	806	552	23,5	13,5

Beim Zink bewegen sich die auf die Einzugsgebietsfläche bezogenen Frachten der Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns zwischen 200 und 600 g/km². Sie liegen damit deutlich unter den Spenden von Oder, Elbe und Trave. Während für die vergleichsweise hohen Zinkspenden der Elbe und Oder deutlich höhere anthropogene²³ und geogene²⁴ Belastungen verantwortlich gemacht werden können, ist dies für die Trave nicht zu erwarten. Die Unterschiede zwischen der Trave und den Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern müssen auf andere Ursachen zurückzuführen sein. Als Eintragsquellen für anthropogenes Zink kommen im Ostsee-einzugsgebiet in erster Linie diffuse Einträge von urbanen Flächen und atmosphärische Einträge in Betracht. Da Schleswig-Holstein mit 176 Einwohner pro km² eine mehr als doppelt so hohe Einwohnerdichte wie Mecklenburg-Vorpommern mit 77 Einwohner pro km² aufweist (STATISTISCHES BUNDESAMT (2001)), dürften die Zinkeinträge aus dem urbanen Bereich deutlich größer sein. FUCHS et al. (2002) geben flächenspezifische Gesamtemissionen für das Ostsee-einzugsgebiet in einer großen Spannweite von 0 bis 6.000 g/km² an. Dies sind die geringsten Werte für die Bundesrepublik Deutschland. Im Einzugsgebiet des Rheins liegen die gegenwärtigen flächenspezifischen Gesamtemissionen doppelt so hoch.

Beim Kupfer erreichen die Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns mit Spenden zwischen 130 und 330 g/km² ebenfalls nicht die Werte von Trave, Elbe und Oder. Sie liegen im unteren Bereich der von FUCHS et al. (2002) für das Ostsee-einzugsgebiet Deutschlands angegebenen Spannweite von 0 bis 1.000 g/km². Für das Rheineinzugsgebiet werden zwei- bis dreifach höhere flächenspezifische Gesamtemissionen angegeben. Die Ursachen für die geringen flächenspezifischen Cu-Spenden der Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind ebenfalls in der geringen Besiedlungsdichte des Landes begründet. Mecklenburg-Vorpommern weist mit Abstand die geringste Bevölkerungsdichte aller Bundesländer auf.

Die Bleispenden der Ostseezuflüsse des Landes variieren in einem relativ großen Bereich zwischen 40 und 200 g/km², wobei die geringeren Spenden in den Fließgewässern des südöstlichen Landesteiles auftreten. Eine Reihe von Gewässern weisen flächenbezogene Bleifrachten auf, die mit denen der Trave vergleichbar sind, so auch die zum Trave-einzugsgebiet gehörenden Flüsse Stepenitz und Maurine. Die Oder und Elbe weisen wiederum deutlich höhere Bleispenden auf. FUCHS et al. (2002) geben aktuelle flächenspezifische Pb-Emissionen von 0 bis 500 g/km² für das Ostsee-einzugsgebiet und 1.000 bis 1.300 g/km² für das Einzugsgebiet des Rheins an.

Beim Cadmium wurden für die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns ähnliche flächenbezogene Frachten erhalten wie für die Trave. Sie variieren zwischen 4 und 14 g/km². Auffällig hoch ist die Cd-Spende von 46 g/km² der Oder, die um etwa das Doppelte über der Cd-Spende der Elbe liegt. Gegenüber den deutschen Ostseezuflüssen werden durch die Oder flächenbezogen 4- bis 12-fach höhere Mengen des toxischen Spurenmetalls Cadmium in die Ostsee transportiert. Hohe Cd-Einträge in die Oder sind aus dem oberschlesischen Bergbauggebiet bekannt (HELIOS-RYBICKA & STRZEBONSKA 1999). Von allen betrachteten Flussgebieten Deutschlands werden für das Ostsee-einzugsgebiet mit 0 bis 25 g/km² die geringsten und mit 40 bis 50 g/km² für das Rheineinzugsgebiet die höchsten flächenspezifischen Gesamtemissionen angegeben (FUCHS et al. 2002).

Relativ hohe flächenspezifische Frachten wiesen die Ostseezuflüsse für das Element Quecksilber auf. Die Hg-Spenden variieren zwischen 1,5 und 6 g/km². Sie liegen damit mehr oder weniger deutlich

²³ Die Oder wird stark aus dem oberschlesischen Bergbauggebiet belastet (HELIOS-RYBICKA & STRZEBONSKA 1999).

²⁴ Für die Elbe ist sowohl eine erhöhte geogene Grundlast aus dem Erzgebirge als auch eine erhöhte anthropogene Belastung, z.B. aus dem Muldeeinzugsgebiet, charakteristisch (ARGE Elbe 2003).

über der Hg-Spende der Trave aber unter denen von Oder und Elbe und im Bereich der für das Ostseeinzugsgebiet angegebenen flächenspezifischen Hg-Emission von 0 bis 7 g/km². Möglicherweise wurden die Quecksilberfrachten der mecklenburg-vorpommerschen Flüsse aber überschätzt²⁵.

Die Oder weist mit einer Hg-Spende von 4,4 g/km² einen deutlich niedrigeren Wert auf als die Elbe mit 13,5 g/km². Die hohe Quecksilberbelastung der Elbe ist im Wesentlichen auf industrielle Einflüsse im Ober- und Mittellauf des Flusses zurückzuführen. Die höchste Hg-Belastung im Elbeeinzugsgebiet wies die Saale auf, deren Hg-Frachten dazu führen, dass im Elblängsschnitt bei Magdeburg die höchsten Hg-Gehalte in schwebstoffbürtigen Sedimenten nachzuweisen waren (ARGE 2000). Während in den 1990er Jahren in der Elbe deutlich abnehmende Konzentrationen in der Wasserphase festzustellen waren (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999), weisen die Schwebstoffe und Sedimente dieses Flusses nach wie vor hohe Belastungswerte auf. Aufgrund seiner hohen Flüchtigkeit ist Quecksilber heute ubiquitär in der Umwelt verteilt, woran Hg-organische Verbindungen durch Bioalkylierung einen zunehmenden Anteil haben. Nach neueren Untersuchungen (WILHELM 2001, zit. in SCHNEIDER et al. 2003) stammt der anthropogen determinierte Anteil vor allem von Hg-Emissionen aus Rohöl, Petroleum und Vergaserkraftstoffen. Der natürliche Hintergrundbereich für Fließgewässer wird von SCHUDOMA (1994) mit 5 bis 20 ng/l angegeben, wobei hierbei die Hg-organischen Verbindungen nicht berücksichtigt worden sind. Die Toxizität des Hg hängt stark von seiner Bindungsform ab. Zweiwertige Hg-Verbindungen sind giftiger als einwertige und organische, wie das Methylquecksilber, und weitaus toxischer als anorganische.

Von den untersuchten Ostseezuflüssen wiesen die Uecker, Warnow und Zarow (Ausnahme Cd) die geringsten flächenspezifischen Schwermetallfrachten auf. Vergleichsweise hohe Schwermetallspenden wurden dagegen im Wallensteingraben, im Hellbach (Zn, Pb), in Barthe und Ryck (jeweils Cd) sowie in Maurine (Cu, Pb) und Stepenitz (Hg) ermittelt. Im Vergleich zu den flächenspezifischen Schwermetallfrachten der großen Flüsse Elbe, Oder und Rhein sind sie als gering einzustufen. Das Ostseeinzugsgebiet weist für alle Schwermetalle die geringsten flächenspezifischen Emissionen auf.

6.2.2 Einträge über Direkteinleiter

Für die kommunalen Kläranlagen von 8 Küstenstädten konnten mit Beginn der 1990er Jahre Schwermetallemissionen ermittelt werden, so dass auch die zeitlichen Veränderungen für diese größeren Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns eingeschätzt werden können. Durch den Neubau von Kläranlagen bzw. die Modernisierung bestehender Anlagen ist die Schwermetallbelastung der Küstengewässer aus diesen Küstenstädten mehr oder weniger deutlich vermindert worden (**Tab. 63**).

Beim Zink ist für alle betrachteten Anlagen ein Emissionsrückgang festzustellen. Von der ersten zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre lag dieser Rückgang zwischen rund 30 % in Wismar und Greifswald und fast 75 % in Rostock. Eine starke Reduzierung der Zn-Emissionen konnte neben der Anlage in Rostock auch für die Anlagen in Wolgast und Stralsund mit etwa 60 % ermittelt werden. In der Summe der Emissionen aller 8 Anlagen ist eine Verminderung der Zinkeinträge in die Küstengewässer des

²⁵ Die Bestimmungsgrenze (BG) für Hg lag im Labor des LUNG bei 20 ng/l und die überwiegende Anzahl der Werte lag unter dieser BG. Für die Frachtberechnungen wurde in diesen Fällen mit dem halben Wert der BG gerechnet. Im Labor des LANU Schleswig-Holstein wurden Hg-Konzentrationen bis 1 ng/l gemessen, wobei die Mehrzahl der Werte z.B. in der Trave zwischen 1 und 5 ng/l lag (LANU 1995/1996, 1997/1998, 1999, 2000).

Landes um 65 % zu konstatieren. Nach KOPPE und STOZEK (1999) liegt die mittlere Eliminationsrate für moderne Kläranlagen bei 40 %.

Tab. 63: Mittlere Schwermetallemissionen aus Kläranlagen 1991-1995 und 1996-2000, in kg/a

Kläranlage	Zn		Cu		Pb		Cd		Hg	
	91-95	96-00	91-95	96-00	91-95	96-00	91-95	96-00	91-95	96-00
Wismar	136	99	64	79	91	31	13,6	3,9	0,34	0,21
Rostock	1.663	430	292	158	186	26	12	2,6	3,2	2,5
Körkwitz	67	37	6	18	10	7	1,2	0,3	0,19	0,07
Bergen	139	73	19	16	27	21	3	1,8	0,24	0,17
Stralsund	445	182	67	59	104	49	11	3,4	1,06	0,32
Greifswald	131	87	20	25	58	19	3	1,5	0,40	0,32
Wolgast	60	23	8	7	11	2	1	0,2	0,08	0,08
Summe	2641	931	515	362	447	155	44,8	13,7	5,51	3,67

Im Vergleich zum Zink fallen die Veränderungen der Kupfer-Emissionen in den einzelnen Anlagen deutlich differenzierter aus. Während für die Kläranlagen in Wismar, Körkwitz und Greifswald eine Zunahme der Emissionen und in Bergen, Stralsund und Wolgast annähernd unveränderte Emissionen zu verzeichnen sind, wurde für die größte Anlage des Landes in Rostock eine deutliche Verminderung um fast 50 % erreicht. Dadurch resultiert in der Summe aller acht Anlagen ein Rückgang der Cu-Emissionen um 30 %. Durch die breite Verwendung von Kupferrohren in der Hausinstallation ist der einwohnerspezifische Kupferanfall in den 1990er Jahren deutlich gestiegen, was sich auch in der Erhöhung der Kupferbelastung des Klärschlammes widerspiegelt. In modernen Kläranlagen mit mechanisch-biologischer Reinigung wird Kupfer zu 70 bis 80 % entfernt (KOPPE & STOZEK 1999).

Beim Blei zeigt sich eine Verminderung der Emissionen aller acht betrachteten Kläranlagen. Sehr starke Emissionsminderungen sind für die Kläranlagen in Rostock (86 %), Wolgast (82 %) und Wismar (76 %) zu verzeichnen. Auch in den Anlagen in Greifswald und Stralsund konnten die Pb-Emissionen von der ersten zur zweiten Hälfte der 1990er Jahre mehr als halbiert werden. Für die Anlagen in Bergen und Körkwitz sind Emissionsminderungen um 20 bzw. 30 % ermittelt worden. In der Summe der Emissionen aller acht Anlagen ist eine Verminderung der Bleieinträge in die Küstengewässer des Landes um 65 % zu konstatieren. Wie stark die Eliminierung des partikelreaktiven Elementes Blei aus dem Abwasser von der Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) abhängt, veranschaulicht die **Abbildung 56**. Hier wurden exemplarisch die Emissionen von Pb und AFS aus der alten und neuen Kläranlage Rostocks gegenübergestellt. In modernen Kläranlagen werden die Bleiverbindungen im Durchschnitt zu 90 % entfernt (KOPPE & STOZEK 1999).

In die gleiche Größenordnung wie beim Blei fallen die Emissionsminderungen beim Cadmium. In der Summe aller Anlagen ist eine Emissionsminderung in den 1990er Jahren um etwa 70 % festzustellen. Besonders hohe Lastreduzierungen wurden wiederum für die Anlagen in Rostock und Wolgast mit rund 80 % sowie in Körkwitz, Wismar und Stralsund mit 70 bis 75 % ermittelt. Etwas geringer fallen die Emissionsminderungen mit 50 bzw. 40 % für die Anlagen in Greifswald und Bergen aus. Die mittlere Eliminierungsrate für moderne Kläranlagen liegt nach KOPPE UND STOZEK (1999) bei 50 %.

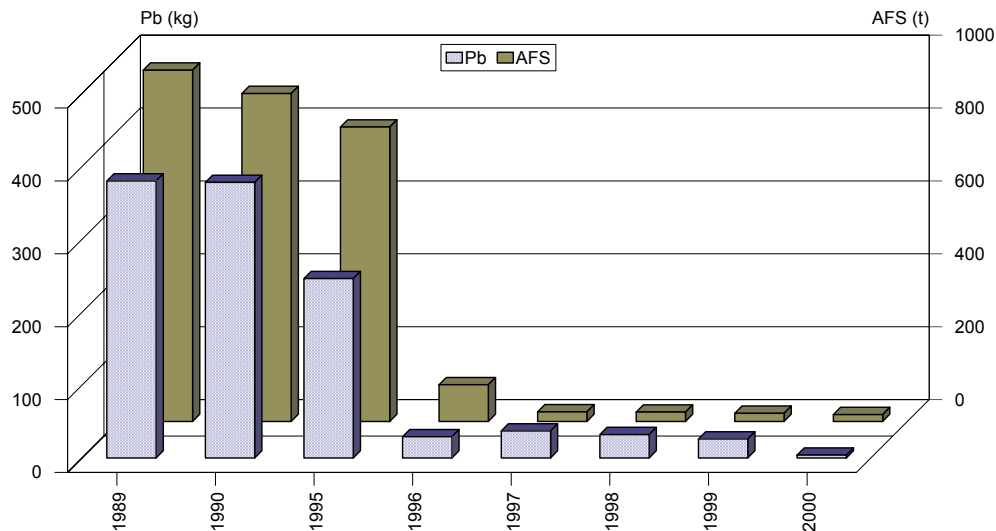


Abb. 56: Emissionen abfiltrierbarer Stoffe (AFS) und von Blei aus der KA Rostock, 1989-2000

Sehr unterschiedlich fallen die Lastreduzierungen beim Quecksilber aus. In der Summe aller acht Anlagen wurde eine Emissionsminderung von 34 % erreicht. In den einzelnen Anlagen liegt sie zwischen 0 % (Wolgast) und 70 % (Stralsund). Eine wesentliche Quelle für Quecksilber war bis in die 1990er Jahre die Ableitung von Amalgamabfällen aus Zahnarztpraxen. Diese verblieben nicht selten noch über einen langen Zeitraum in der Abwasserkanalisation. Mit der Intensivierung der Reinigung der städtischen Kanalnetze wurden diese nach und nach von diesen „Altlasten“ befreit (PISCH frdl. Mittl.). Die starke Lastreduzierung von über 60 % für die Kläranlage Körkwitz (siehe Anlage 4-3), ist möglicherweise auf die Stilllegung des Faserplattenwerkes Ribnitz-Damgarten zurückzuführen²⁶. In modernen Kläranlagen liegt die durchschnittliche Eliminierungsrate für Quecksilber bei 70 % (KOPPE & STOZEK 1999).

Neben den erhöhten Eliminierungsrate für Schwermetalle in den modernen Kläranlagen der größeren Küstenstädte zeigt sich auch für die Schwermetallbelastung in den Klärschlämmen eine überwiegend positive Entwicklung. Gemäß Klärschlammverordnung vom 15. April 1992 sind regelmäßig Klärschlammuntersuchungen in den Abwasserbehandlungsanlagen des Landes durchzuführen. Dabei werden die Klärschlämme u.a. alle 6 Monate auf ihren Gehalt an Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg und Zn untersucht. Die aus dem Klärschlammkataster der landwirtschaftlichen Fachbehörde (LUF A Rostock) und aus Angaben der Landkreise und kreisfreien Städte ermittelten durchschnittlichen Schwermetallgehalte im Klärschlamm der Kläranlagen Mecklenburg-Vorpommerns zeigen für nahezu alle Schwermetalle einen Rückgang der Belastung²⁷.

Als einziges Element weist Kupfer eine Zunahme im Klärschlamm der Abwasserbehandlungsanlagen des Landes auf (SCHAECKE & PÖPLAU 2000, 2002). Die mittleren Cu-Gehalte sind von 149 mg/kg TM im Jahre 1992 auf 488 mg/kg TM im Jahre 2001 gestiegen, d.h. innerhalb von 10 Jahren haben sie sich mehr als verdreifacht. Im gleichen Zeitraum haben sich die mittleren Zn-Gehalte im Klärschlamm in etwa halbiert. (**Abb. 57**).

²⁶ In Faserplattenwerken kamen gewöhnlich Hg-haltige Mittel als Schimmelschutz zum Einsatz.

²⁷ Die aktuellen mittleren Schwermetallgehalte wurden z.T. den Klärschlammberichten des LUNG entnommen (Autor: Herr Dr. SCHAECKE).

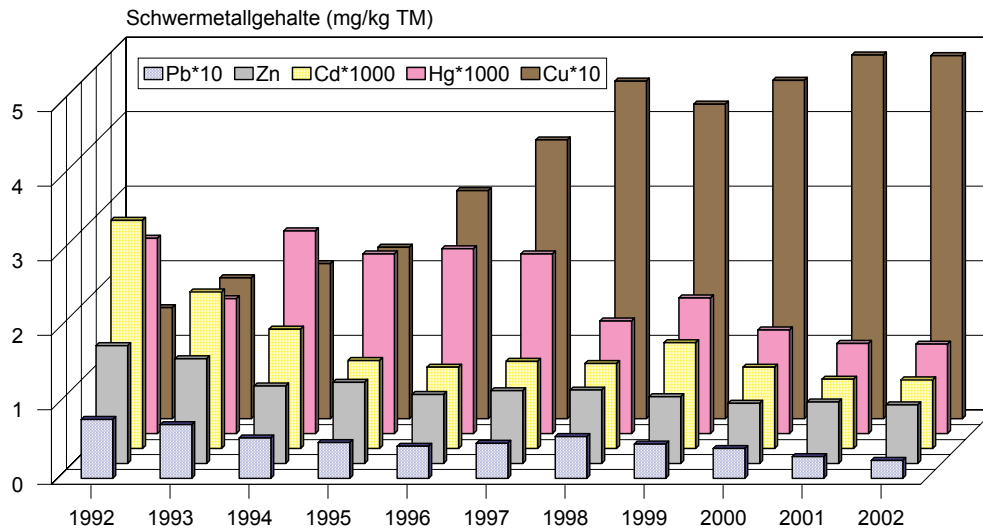


Abb. 57: Mittlere Schwermetallgehalte im Klärschlamm von Kläranlagen Mecklenburg-Vorpommerns, 1992-2002

Die mittleren Pb-Gehalte im Klärschlamm sanken von 79 mg/kg TM (1992) auf 24 mg/kg TM (2002), was einer Abnahme um etwa 70 % entspricht. In der gleichen Größenordnung fällt auch die Abnahme der Cd-Gehalte aus. Hier war ein Konzentrationsrückgang von 3,06 mg/kg TM auf 0,92 mg/kg TM zu verzeichnen.

Quecksilber war bis 1997 in relativ gleichbleibenden mittleren Konzentrationen um 2,5 mg/kg TM im Klärschlamm festzustellen. Wie bereits erwähnt, waren Einträge von Quecksilberlegierungen aus Zahnarztpraxen eine wichtige Quelle, die erst durch die Ausrüstung der Praxen mit Amalgamabscheidern unterbunden wurde. Aufgrund ihrer hohen Dichte verblieben diese Verbindungen noch lange Zeit im Kanalnetz. Nach 1997 sank der mittlere Hg-Gehalt in den Klärschlämmen auf unter 2 mg/kg TM und erreichte im Jahre 2002 mit 1,2 mg/kg TM den bisher niedrigsten Wert. Gegenüber dem Zeitraum 1992-1997 bedeutet dies eine prozentuale Abnahme von 55 %.

Die Chrombelastung des Klärschlammes ging im Betrachtungszeitraum im Durchschnitt nur um 20 % zurück und die Nickelbelastung blieb nahezu konstant.

6.2.3 Atmosphärische Einträge

Die Abschätzungen der atmosphärischen Einträge basieren auf Feldmessungen und Abschätzungen mittels Modellen, die aus Emissionsmustern über der Nordhemisphäre flächenbezogene Einträge berechnen (BARTNICKI et al. 1998). Aus solchen Modellen, aber auch aus Messungen, wird deutlich, dass z.B. der atmosphärische Pb-Eintrag in die Ostsee deutlich niedriger ist als der in die Nordsee und zu etwa 30 % von Emissionen in Nichtanrainerstaaten herrührt. Metalle werden vor allem mit Niederschlägen eingetragen. Der Trockeneintrag liegt zwischen etwa 5 % (Cu) und 20 % (Pb) der Gesamtmenge (BRÜGMANN 1996).

Bei den atmosphärischen Einträgen fällt besonders der starke Rückgang der Blei-Depositionen infolge der Einführung bleifreien Benzins auf. Nach Angaben der EMEP lagen die mittleren Pb-Depositionen im Bereich der südwestlichen Ostsee vor 1990 bei 3,5 mg/m²/a und in der ersten Hälfte der 1990er bei

2,8 mg/m²/a. In der zweiten Hälfte der 1990er Jahre sanken sie durch die verbreitete Einführung bleifreien Benzins in Westeuropa in diesem Gebiet auf rund 0,4 3,5 mg/m²/a (BARTNICKI et al. 2003). Dadurch ging der Pb-Eintrag in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns von rund 5.900 kg/a vor 1990 auf etwa 650 kg/a in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre zurück. Je nach der Größe der Gewässerfläche macht sich dies mehr oder weniger stark in den einzelnen Küstengewässern bemerkbar. Die geringsten Einträge sind für die Unterwarnow und die höchsten für den Greifswalder Bodden zu verzeichnen (**Anlage 5.3**).

Für die anderen Schwermetalle standen nur Angaben aus jüngerer Zeit zur Verfügung, so dass keine Aussagen zur zeitlichen Entwicklung getroffen werden können.

Für Zink wurde eine Deposition von 5,6 kg/km²/a seitens der HELCOM (1991) für die Beltsee für den Zeitraum 1985 bis 1991 angegeben. Nach aktuellen Messungen des Landesumweltamtes Brandenburg (SONNENBURG et al. 1998) wurden für Nordostbrandenburg Zn-Depositionen zwischen 6,4 und 8,3 kg/km²/a ermittelt. Auf der Grundlage einer Deposition von 6,4 kg/km²/a lässt sich für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns ein atmosphärischer Eintrag in Höhe von rund 11.000 kg/a berechnen (**Anlage 5-7**). Größenordnungsmäßig ist von einer gleichbleibenden Belastung auszugehen.

Letzteres trifft auch auf Kupfer zu. Nach Angaben der HELCOM (1991) betrug die Cu-Depositionsrate für die Beltsee 2 kg/km²/a für den Zeitraum 1985 bis 1987. Aktuellere Messungen des LUNG ergaben für Mecklenburg-Vorpommern exakt die gleichen Depositionsraten für den Zeitraum 1994 bis 1999. Der auf dieser Grundlage berechnete atmosphärische Kupfereintrag in die Küstengewässer beträgt rund 3.400 kg/a (**Anlage 5-6**).

Die mittleren jährlichen Depositionsraten für die Beltsee werden von der EMEP (BARTNICKI et al. 2003) für Cd mit 15,3 g/km²/a und für Hg mit 2,8 g/km²/a angegeben. Daraus lassen sich die Einträge für die Küstengewässer des Landes mit 25,8 kg Cd/a und 4,7 kg Hg/a berechnen (**Anlagen 5-4 und 5-5**).

6.2.4 Diffuse Einträge von urbanen Flächen

Wie verschiedene Studien zur Bilanzierung des Schwermetalleintrages in Gewässer gezeigt haben, kommt diesem Eintragspfad eine erhebliche Bedeutung zu (RAACH et al. 1999, BÖHM et al. 2001, FUCHS et al. 2002, UBA 2003). In diesem Pfad werden die diffusen Schwermetalleinträge aus der Siedlungsentwässerung zusammengefasst. Dazu zählen sowohl Einträge von versiegelten Flächen über Mischwasserentlastungen und Trennkanalisationen als auch Einträge aus Haushalten, die nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind. Einträge aus nicht angeschlossenen Haushalten sind in Mecklenburg-Vorpommern stark rückläufig. So haben sich der Anschlussgrad an das Kanalnetz und die öffentliche Abwasserbeseitigung im Lande von 64 % im Jahre 1990 auf 80 % im Jahre 2002 erhöht (GENERALPLAN ABWASSER 1998, TYLLA 2004). Zudem sind es fast ausnahmslos Haushalte in ländlichen Regionen, die nicht an öffentliche Abwasserbeseitigungsanlagen angeschlossen sind und deren Abwasser i.d.R. versickert. D.h. der gewässerwirksame Anteil dieser Haushalte ist sehr gering. Nachfolgend sollen ausschließlich Einträge von versiegelten urbanen Flächen betrachtet werden.

Aus den von BÖHM et al. (2001) angegebenen flächenspezifischen Abtragspotenzialen²⁸ für urban befestigte Flächen und der Größe der versiegelten Flächen können die auf diesen Flächen potenziell „verfügbaren“ Schwermetallmengen abgeschätzt werden. Dies soll nachfolgend für die vier größten Küstenstädte des Landes - Rostock, Stralsund, Greifswald und Wismar - geschehen. Der Versiegelungsgrad VG für die einzelnen Flächenanteile wurde entsprechend MEHL et al. (2004) und MEHL (2004) in Anlehnung an IMHOFF & IMHOFF (1990) ermittelt.

$$VG [\%] = \frac{\sum \Psi_{S_i} \cdot A_{S_i}}{A_E} \cdot 100$$

Ψ_S = Versiegelungsgrad der i-ten Nutzungsform, A_S = Flächenanteil der i-ten Nutzungsform [km²],
 A_E = Einzugsgebietsgröße [km²]

Digitale Datengrundlage für die Ermittlung der versiegelten Flächen waren die Biotop- und Nutzungstypen der landesweiten Color-Infrarot-Befliegung (CIR) im Originalmaßstab 1 : 10.000²⁹. In den bebauten Gebieten der größeren Küstenstädten des Landes liegt der Anteil versiegelter Flächen zwischen 47 % (Rostock) und 54 % (Wismar). In Stralsund und Greifswald dominieren dabei Mischgebiete und in Wismar Gebiete mit Produktionsanlagen. In Rostock ist der Anteil der Gebiete mit Produktionsanlagen, der Wohngebiete und der Verkehrsflächen in etwa gleich.

Die aus den o.g. Angaben berechneten potenziellen Schwermetallmengen, die sich innerhalb eines Jahres durch trockene und nasse Deposition auf den versiegelten Flächen der vier Städte ablagern, belegen die große Bedeutung des urbanen Eintragspfades (**Tab. 64**).

Tab. 64: Abschätzung der auf versiegelte Flächen von vier Küstenstädten abgelagerten Schwermetallmengen in kg/a

Stadgebiet	Versiegelte Fläche in km ²	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Rostock	34.257	7.297	1.069	528	24	6,9
Stralsund	9.987	2.127	312	154	7,0	2,0
Wismar	9.591	2.027	299	148	6,7	1,9
Greifswald	8.624	1.837	269	133	6,0	1,7

Durch Niederschläge werden die auf den befestigten Flächen angesammelten Schwermetallmengen über die Trenn- oder Mischkanalisation abgeleitet. Dem allgemeinen Trend folgend wurden in den 1990er Jahren erhebliche finanzielle Mittel eingesetzt, um Regenwasser auf separaten Wegen aus den Siedlungen abzuführen. Regenwasser fließt in Mecklenburg-Vorpommern gegenwärtig vorwiegend über die Trennkanalisation ab. Nur rund 8 % des öffentlichen Kanalnetzes sind noch der Mischwasserkanalisation zuzuordnen (TYLLA 2004). In Wismar sank der Anteil der Mischkanalisation von 20,6 % im Jahre 1989 auf 10,5 % im Jahre 2002. In Rostock hat sich der Anteil der Trennkanalisation in den 1990er Jahren von rund 70 % auf etwa 80 % und in Stralsund von 35 % auf 70 % erhöht. Greifswald verfügt seit langem über eine Trennkanalisation³⁰.

²⁸ flächenspezifischen Abtragspotenziale in g/ha/a: 2.130 für Zn, 312 für Cu, 154 für Pb, 7 für Cd, 2 für Hg (BÖHM et al. 2001)

²⁹ Herausgeber ist das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

³⁰ Die Angaben wurden von den Kanalnetzbetreibern eingeholt.

Bei der Trennkanalisation werden Schmutz- und Regenwasser in getrennten Kanälen abgeleitet. Das Schmutzwasser aus Haushalten und Gewerbe wird den kommunalen Kläranlagen zugeführt, das Regenwasser jedoch teilweise noch ungeklärt in die Gewässer eingeleitet. Zusammen mit den Regenüberläufen aus der Mischwasserkanalisation trägt die Trennkanalisation entscheidend zur Schwermetallbelastung von Oberflächengewässern bei. Im Ostseegebiet Deutschlands liegt der Anteil, der über diffuse Einträge von urban befestigten Flächen in die Gewässer gelangt, zwischen 14 % (Cu) und 33 % (Pb) (FUCHS et al. 2002).

Die Bedeutung der diffusen Einträge von versiegelten Flächen wird auch durch Untersuchungen an Regenwasserabflüssen von Autobahnen und Straßen deutlich. Bei diesbezüglichen Untersuchungen wurden frachtgewogene mittlere Schwermetallkonzentrationen von 500- 600 µg Zn/l, 100-150 µg Cu/l, 300-310 µg Pb/l und 4,5-6,4 Cd µg/l bestimmt (XANTHOPOULOS & HAHN, 1995, BOLLER 1998). Die Quellen stammen in erster Linie aus dem Straßenverkehr und sind auf den Verschleiß von Bremsbelägen und den Abrieb von Reifen sowie den Ausstoß über die Verbrennungsmotore zurückzuführen. Seit der Substitution von asbesthaltigen Bremsbelägen zu Beginn der 1980er Jahre bestehen Bremsbelege zu 25-50 % ihres Gewichtes aus Messing (70 % Cu, 30 % Zn). Bei einer angenommenen Haltbarkeit der Belege von 40.000 km werden ca. 1-2 mg Cu pro gefahrenen km freigesetzt (LANDNER & LINDSTRÖM 1999).

Zusätzlich zu den Abflüssen von versiegelten Flächen und Straßen belasten Abschwemmungen von Dachflächen aus Kupfer und Zink die Abwässer der Kanalisation. In den Regenwasserabflüssen von Metalldächern wurden frachtgewogene mittlere Schwermetallkonzentrationen von 1.000-4.000 µg Zn/l, 800-2.000 µg Cu /l und 5.000-7.000 µg Pb/l nachgewiesen (BOLLER 2003). Die Konzentrationen im Regenwasserabfluss von Dächern sind je nach Oberfläche und Dauer des Regenereignisses stark schwankend. Da große Schadstoffmengen insbesondere zu Beginn eines Regenereignisses mitgerissen werden, spricht man vom sogenannten „first flush“ (BOLLER 1998). Die Abtragsraten von Kupfer und Zink können regional sehr unterschiedlich sein und hängen von der Korrosion des Materials und von der Abschwemmung des Materials ab. Die Korrosionsrate wird vor allem von der Luftfeuchte, dem Schwefeldioxidgehalt sowie, in Meeresnähe, dem Chloridgehalt der Luft beeinflusst (UBA 2001). In einer Studie des UBA wurden mit Hilfe von Daten aus Korrosionsversuchen sowie Klima- und Schadstoffdaten flächendeckend Korrosionsraten für Deutschland modelliert (ANSHELM et al. 1998). Für den Bezugszeitraum 1993-1995 ergaben sich für das vierte Bezugsjahr Abtragsraten von 3,5 bis 10,4 g/m²/a für Cu und von 4,2 bis 17,6 g/m²/a für Zn. Die Zinkkorrosionsraten waren in Nordseennähe am höchsten (größerer Einfluss des Chlorids), Kupfer korrodierte im Thüringer Bereich am schnellsten (größerer Einfluss des Schwefeldioxids). Durch abnehmende SO₂-Gehalte in der Luft und angestiegene pH-Werte im Regen hat auch die Korrosionsrate in Deutschland in den letzten 10 Jahren abgenommen (UBA 2001).

Eine Berechnung der diffusen Einträge aus dem urbanen Bereich der Küstenstädte in die angrenzenden Küstengewässer ist nicht möglich, da der Anteil des Regenwassers aus der Trenn- und Mischkanalisation, der das Gewässer erreicht, nicht bekannt ist. Zur Quantifizierung dieser Einträge sind eventgesteuerte Untersuchungen erforderlich³¹.

³¹ Diesbezügliche Untersuchungen sind durch das StAUN Rostock für das Stadtgebiet von Rostock im Jahre 2004 geplant.

Geht man davon aus, dass schätzungsweise 10 % der diffusen Abschwemmungen von den urbanen Flächen der Küstenstädte in die Küstengewässer gelangen³², kommt man zu Eintragungsmengen, die in der gleichen Größenordnung liegen wie die Eintragungsmengen aus den Kläranlagen der betreffenden Städte.

Der überwiegende Anteil der durch Niederschläge verursachten Abschwemmungen wird zusammen mit dem Schmutzwasser den kommunalen Kläranlagen zugeführt. Der abfließende Niederschlag stellt dabei die Summe aus den eingeschwemmten staubförmigen und den flüssigen Niederschlägen dar. RAACH et al. (1999) haben Herkunft und Verbleib einer Vielzahl von Elementen, darunter auch Nährstoffen und Schwermetallen, im Abwasser von kommunalen Kläranlagen untersucht. Bei dem Vergleich der wichtigsten Eintragungspfade (Mensch, Waschen/Reinigen, Küchenabfall, sonstiger Haushalt, Niederschlag und Fremdwasser) der kommunalen Kläranlagen dominierten lediglich bei den Elementen N (81 %), P (68 %), K (51 %) und Na (42 %) menschliche Ausscheidungen. Für die überwiegende Anzahl der betrachteten Elemente wurde eine Dominanz der Niederschlags-Einträge klassifiziert. Darunter befinden sich auch die Schwermetalle Hg (64 %), Pb (47 %), Zn (46 %), Cu (41 %) und Cd (40 %).

Umfangreiche Untersuchungen zu Schadstoffquellen in kommunalen Abwässern wurden in jüngerer Zeit von KOCH (2002) durchgeführt. Dabei wurden mehr als 373 Proben von Sichelhäuten im Kanalnetz verschiedener deutscher Städte, darunter auch Schwerin und Stralsund, auf 66 Elemente mittels ICP-MS und ICP-OES analysiert. Die Proben wurden im unmittelbaren Einflussbereich von industriellen, gewerblichen und häuslichen Abwassereinleitungen entnommen. Hohe Schwermetallbelastungen waren im Abstrom von KfZ-Werkstätten, Galvanikbetrieben und Betrieben der Metallbe- und -verarbeitung zu verzeichnen. Demgegenüber zeigten Sichelhautproben aus Grauwasseranlagen niedrigere Werte. Erhöht war hier aber Kupfer. Im Einflussbereich von Krankenhäusern wurden erhöhte Quecksilberkonzentrationen nachgewiesen. In durch Verkehrsbetrieb beeinflussten Sichelhautproben ist Cadmium problematisch. Um eine Senkung der Schadstoffbelastung aus diesen Branchen zu erreichen, wären prioritär Abwasservorbehandlungsanlagen erforderlich.

6.2.5 Einträge aus dem Schiffsverkehr

Zusätzlich zu den bisher aufgeführten Eintragungspfaden sind Schwermetallemissionen durch die Schifffahrt zu berücksichtigen. Frachtabschätzungen sind über die Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschifffahrt (Pb und Zn) bzw. der Sportboote (Cu) und der eingetragenen Schwermetallfracht pro Fahrzeug möglich (MOHAUPT et al. 1998, 2000). Für den Bereich der südlichen Unterwarnow wurden diesbezügliche Bilanzabschätzungen bereits beispielhaft vorgenommen. Der Anteil an der Gesamtbelastung war bemerkenswert (siehe Kapitel 5.2.4, S. 55). Daher soll nachfolgend der Eintrag für die gesamten Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns abgeschätzt werden.

Der Bestand an Seeschiffen mit einer Bruttoreaumzahl von 100³³, deren Heimathafen sich in Mecklenburg-Vorpommern befindet, sank von 222 Schiffen im Jahre 1995 auf 177 Schiffe im Jahre 2002 (STATISTISCHES JAHRBUCH MECKLENBURG-VORPOMMERN 2003). Dies sagt allerdings wenig über den Schiffsverkehr aus.

³² MOHAUPT et al. (2000) gehen bei ihren Berechnungen zum Schwermetalleintrag aus diffusen Quellen im Rheineinzugsgebiet davon aus, dass 15 % der Regenwassermengen separat in das Gewässer eingeleitet werden.

³³ Schiffe von 100 BRZ/BRT Raumgehalt und mehr; ohne Bundesmarine

Eine Umfrage bei den Hafenkapitänen zu den Schiffsanläufen zwecks Umschlag und Fährverkehr in den wichtigsten Häfen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns ergab folgenden Sachstand: Mit 2.600 bis 2.900 Schiffsanläufen pro Jahr sind die Häfen Rostocks die am stärksten frequentiertesten³⁴. In Wismar hat sich der Anlauf von Seeschiffen von 919 Schiffen im Jahre 1996 auf 1.266 im Jahre 2000 erhöht. In Stralsund variierte die Anzahl der jährlich den Hafen anlaufenden Schiffe im Zeitraum 1996-2000 zwischen 370 und 409, in Greifswald mit den Häfen in Ladebow und Wiek zwischen 200 und 300, sowie in Wolgast zwischen 315 und 477. Insgesamt liefen im Durchschnitt jährlich rund 5.000 Schiffe der Berufsschiffahrt die Häfen des Landes an. Im Vergleich zur Zeit vor 1990 hat sich die Anzahl der Fahrzeuge der Berufsschiffahrt deutlich reduziert.

Nach Erhebungen von MOHAUPT et al. (1998) werden bei ca. 10 % der Fahrzeuge der Berufsschiffahrt Zinkelektroden zum Korrosionsschutz eingesetzt, wobei die Elektroden 100 kg wiegen und 2 Jahre halten. Ausgehend von diesen Angaben lassen sich Zinkemissionen von etwa 12.500 kg/a aus der Berufsschiffahrt berechnen. Bei schätzungsweise 80 % der Fahrzeuge der Berufsschiffahrt kommt bleihaltiges Schraubenfett zur Anwendung. Der Eintrag pro Fahrzeug beträgt 1,5 kg/a (MOHAUPT et al. 1998). Hieraus ergibt sich ein Bleieintrag durch die Berufsschiffahrt in den Ostseeküstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von etwa 7.500 kg/a.

Anders als bei der Berufsschiffahrt ist die Anzahl der Sportboote stark zunehmend. Insgesamt stehen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns knapp 200 Sportboothäfen mit rund 18.000 Liegeplätzen zur Verfügung, die zumeist in den letzten 10 Jahren gebaut oder gründlich modernisiert wurden. Als Antifoulingmittel kommen im Sportbootbereich Cu-haltige Anstrichstoffe zum Einsatz, wobei von einer mittleren Emission von 25 g pro Boot und Jahr auszugehen ist (MOHAUPT et al. 2000). Bei etwa 20.000 Sportbooten, die pro Saison in den Küstengewässern des Landes unterwegs sind, resultiert ein Cu-Eintrag von 500 kg/a.

6.2.6 Gesamteinträge

Aus den mittleren Schwermetallspenden der Ostseezuflüsse (siehe **Tab. 62**) kann der Eintrag aus dem gesamten Ostsee-einzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern hochgerechnet werden. Neben diesem Eintrag wurde der Schwermetalleintrag von versiegelten Flächen gesondert berechnet. Mit den großen Kläranlagen der Küstenstädte (siehe **Tab. 63**) werden etwa 90 % der Direkteinträge erfasst. Zusätzlich zu den landseitigen Einträgen sind die atmosphärischen Einträge und die Emissionen aus dem Schiffs- und Sportbootverkehr zu berücksichtigen. Die Gegenüberstellung der genannten Bilanz-elemente zeigt für die einzelnen Schwermetalle eine sehr unterschiedliche anteilmäßige Zusammen-setzung der Eintragspfade (**Tab. 65**).

Wenn die Eintragsabschätzungen aus dem Schiffsverkehr auch mit größeren Unsicherheiten behaftet sind, dürfte dieser Eintragspfad für Pb und Zn der wichtigste sein. Beim Zink rangieren in etwa gleichauf mit dem Schiffsverkehr die atmosphärischen Einträge und erst an dritter Stelle folgen die Einträge über die Zuflüsse. Von regionaler Bedeutung sind Direkteinträge aus Kläranlagen und diffuse Einträge von urbanen Flächen (Unterwarnow, Strelasund, innere Wismar-Bucht).

Beim Kupfer wird der Gesamteintrag insbesondere durch die abflussbedingten und die atmosphärischen Einträge bestimmt. Um eine Zehnerpotenz niedriger fallen die Emissionen der

³⁴ ohne Fährverkehr. Im Durchschnitt liefen jährlich rund 8.600 Fährten die Fährhäfen Rostocks an.

Kläranlagen und der Sportboote aus. Diffuse Einträge von versiegelten Flächen spielen nur regional eine Rolle.

Tab. 65: Mittlere Schwermetalleinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1996-2000, in kg/a

Eintragsquelle	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
abflussbedingte Einträge	5.562	3.787	1.830	104	60
Direkteinleiter	1.024	398	170	15	4
atmosphärische Deposition	10.967	3.427	656	26	5
Diffuse urbane Einträge ¹⁾	1.327	195	96	5	1
Schifffahrt ²⁾ /Sportboote ³⁾	12.500 ²⁾	500 ³⁾	6.000 ²⁾		
Summe	31.380	7.807	8.752	150	70

¹⁾ 10 % der für die versiegelten Flächen von Wismar, Rostock, Stralsund und Greifswald ermittelten Mengen

²⁾ Auf der Grundlage von 5.000 Berufsschiffen pro Jahr berechnet.

³⁾ Auf der Grundlage von 20.000 Sportbooten pro Jahr ermittelt.

Auffällig hoch sind die Pb-Einträge aus der Berufsschifffahrt. Die Einträge von Cadmium und Quecksilber werden maßgeblich durch die Frachten der Ostseezuflüsse bestimmt.

Aussagen zur zeitlichen Entwicklung der Belastung sind nur bedingt möglich, da die älteren Schwermetalldaten oft mit Fehlern behaftet sind. Belastbare Trendaussagen können lediglich für Kläranlagen getroffen werden (siehe 6.2.2). Im Vergleich zur ersten Hälfte der 1990er Jahre haben sich die Emissionen aus den Direkteinleitern an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns um 30 bis 35 % (Cu, Hg) bzw. 65 bis 70 % (Zn, Pb, Cd) verringert. Wie gezeigt wurde, haben die Einträge aus den Direkteinleitern jedoch gegenüber den anderen Eintragspfaden nur eine geringe Bedeutung. Im Betrachtungszeitraum betrug ihr Anteil an der Gesamtbelastung nur 2 % (Pb) bis 10 % (Cd).

6.2.7 Konzentrationen im Wasser

Aufgrund der kurzen Zeitreihen und der großen Streuung der Messwerte³⁵ werden nachfolgend lediglich räumliche Unterschiede der Schwermetallkonzentrationen im Wasser diskutiert. Dazu wurden die Medianwerte für den Zeitraum 1996-2000 an den Messstellen der Küstengewässer, der Ostseezuflüsse und der Elbe gegenübergestellt (**Tab. 66**). Neben den bisher betrachteten Messstellen in den inneren Küstengewässern fanden dabei auch eine Messtelle vor Warnemünde (O5) und eine in der Pommerschen Bucht (OB4) Berücksichtigung.

Für die Elemente Zink, Kupfer und Blei wurden in den Küstengewässern generell höhere Konzentrationen als in den Ostseezuflüssen ermittelt, was auf den größeren Einfluss der atmosphärischen Deposition, des Schiffs- und Sportbootverkehrs, direkter Einleitungen kommunaler Abwässer, sowie im Bereich der Küstenstädte auf diffuse Einträge von versiegelten Flächen zurückzuführen ist. Die Schwermetallkonzentrationen der Elbe wurden in den Küstengewässern des Landes nicht erreicht. Die mittleren Zn-Konzentrationen der Küstengewässer lagen um den Faktor 2

³⁵ An den untersuchten Stationen der Küstengewässer lagen die relativen Variationskoeffizienten (Zeitraum 1996-2000) für die Gesamtkonzentrationen der Schwermetalle Zn, Cu, Pb, Cd und Hg überwiegend zwischen 15 und 30 %. Eine geringere Streuung war mit V_R -Werte zwischen 8 und 11 % für Zn, Cu und Pb an der Station KHM zu verzeichnen.

bis 4 über den Konzentrationen in den Ostseezuflüssen. Die höchsten Konzentrationen wurden im Kleinen Haff und in der Pommerschen Bucht gemessen. Als Hauptquelle des Zn-Eintrages sind hier die Frachten der Oder zu nennen. Die erhöhten Konzentrationen in der Unterwarnow sind in erster Linie dem Schiffsverkehr und diffusen Einträgen von versiegelten ufernahen Flächen der Stadt Rostock zuzuschreiben. Die Zn-Konzentrationen der Elbe werden aber auch im Haff nicht erreicht. Die mittleren Cu-Konzentrationen der vier Küstengewässer lagen ebenfalls generell über den Konzentrationen, die in den Ostseezuflüssen gemessen wurden. Haff und Unterwarnow wiesen etwa doppelt so hohe Cu-Konzentrationen auf. Während im Haff hierfür im Wesentlichen der Eintrag über die Oder verantwortlich ist, sind in der Unterwarnow neben den Frachten der Warnow auch diffuse Einträge aus dem Stadtgebiet von Rostock beteiligt. In der Wismar-Bucht, im Greifswalder Bodden, in der Pommerschen Bucht und vor Warnemünde wurde ein sehr ähnliches Konzentrationsniveau ermittelt. Als Ursachen für die gegenüber den Fließgewässern des Landes erhöhten Cu-Konzentrationen kommen die Einträge aus der Atmosphäre und aus dem Sportbootverkehr in Frage. In Sedimenten aus Sportboothäfen wurden deutlich Anreicherungen von Kupfer nachgewiesen.

Tab. 66: Schwermetallgesamtkonzentrationen in Küstengewässern und Ostseezuflüssen sowie in der Elbe, Medianwerte 1996-2000 in µg/l

Gewässer (Messstelle)	n	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Wismar-Bucht (WB3)	46	3,38	1,25	0,60	0,09	0,03
Unterwarnow (UW4)	50	4,42	1,57	0,83	0,06	0,04
Greifswalder Bodden (GB19)	11	2,03	1,13	0,59	0,05	0,02
Kleines Haff (KHM)	55	5,16	1,65	1,15	0,08	0,02
Pommersche Bucht (OB4)	52	4,68	1,23	0,70	0,09	0,02
Ostsee (O5)	22	2,43	1,32	0,45	0,09	0,02
Wallensteingraben (Wismar)	22	1,62	0,77	0,44	0,02	0,02
Warnow (Kessin)	68	1,88	0,67	0,36	0,04	0,02
Recknitz (Marlow)	60	1,96	0,90	0,65	0,07	0,02
Ryck (Gr. Petershagen)	50	1,40	0,89	0,66	0,06	0,02
Ziese (Wolgast)	37	1,68	0,70	0,38	0,07	0,04
Peene (Anklam)	61	2,07	0,81	0,57	0,06	0,02
Zarow (Grambin)	46	1,43	0,68	0,50	0,07	0,02
Uecker (Ueckermünde)	61	1,74	0,86	0,60	0,07	0,02
Elbe (Boizenburg)	65	8,42	2,92	1,75	0,10	0,05

Beim Blei sind die Unterschiede zwischen Fließ- und Küstengewässern nicht so stark ausgeprägt wie beim Zink und Kupfer. Während sich die Messstellen im Haff und in der Unterwarnow durch erhöhte Konzentrationen von den übrigen Messstellen absetzen, wurden vor Warnemünde, in der Wismar-Bucht und im Greifswalder Bodden ähnliche Konzentrationen wie in den Fließgewässern bestimmt. Im Haff sind die Konzentrationserhöhungen hauptsächlich den Blei-Frachten der Oder zuzuschreiben, in der Unterwarnow sind hierfür Einträge aus dem urbanen Bereich mit einem hohen Anteil metallverarbeitender Betriebe (Werften) und dem Schiffsverkehr verantwortlich zu machen. Die Pb-Konzentrationen in der Elbe lagen um etwa das Dreifache über den Konzentrationen der Ostseezuflüsse und um etwa das Doppelte über den Konzentrationen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns.

Sowohl die Medianwerte für Cadmium als auch die für Quecksilber zeigten eine nur sehr geringe Differenzierung, was allerdings darauf zurückzuführen ist, dass für beide Elemente ein großer Teil der

Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) lag. Vergleicht man den Anteil der Befunde < BG in den Küstengewässern, in den Ostseezuflüssen und in der Elbe miteinander, so sind zwischen diesen Gewässern - wie auch bei den anderen Elementen - deutliche Unterschiede festzustellen. Beim Cd betrug der Anteil von Messwerten < BG in der Elbe und in den Küstengewässern 12 und 16 %, in den Ostseezuflüssen aber 50 %. Noch größer war der Anteil nicht messbarer Konzentrationen beim Quecksilber. Hier waren in der Elbe und in den Küstengewässern in 34 bzw. 39 % aller Fälle Messwerte < BG zu verzeichnen. In den Ostseezuflüssen des Landes war dieser Anteil mit 63 % fast doppelt so hoch.

Wie die Gegenüberstellung der Medianwerte für Cd und Hg belegen, sind Aussagen zur räumlichen und erst recht zur zeitlichen Schwermetallverteilung bei einem so hohen Anteil von Messwerten unterhalb der Bestimmungsgrenze nicht bzw. nur äußerst eingeschränkt möglich. In den letzten Jahren wurden daher große Anstrengungen zur Steigerung der Empfindlichkeit der Messverfahren unternommen³⁶.

Neben der unzureichenden Empfindlichkeit der bisherigen Analyseverfahren im Küstenlabor Stralsund kommen methodische Unterschiede bei den Schwermetallbestimmungen der am BLMP beteiligten Untersuchungseinrichtungen hinzu, so dass eine Vergleichbarkeit der Daten nicht gegeben ist. Während im Ostseemonitoring des IOW grundsätzlich eine separate Bestimmung der gelösten und der partikulär gebundenen Schwermetallfraktionen (Ausnahme Quecksilber³⁷) erfolgt, wurde im LUNG als auch im LANU bisher auf eine Filtration der Wasserproben vor der anschließenden Laboranalyse verzichtet.

Da die Metalle Zn, Cu und Cd zu den weniger partikelreaktiven Elementen gehören und sie vorwiegend (> 90 %) in echt gelöster ionaler Form vorliegen, ist diese Vorgehensweise bei geringen Schwebstoffkonzentrationen gerechtfertigt.

Beim Cadmium, welches vom Phytoplankton als Spurenelement (*nano nutrient*) aufgenommen wird, kann es aufgrund der biogenen Akkumulation zu deutlichen Konzentrationsschwankungen in der Wassersäule kommen. Tatsächlich war Cd im Kleinen Haff und in der Unterwarnow während der Frühjahrs- und Herbstblüte des Phytoplanktons nicht bzw. nur in sehr geringen Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze nachzuweisen, während nach dem Zusammenbruch der Blüten im Mai/Juni und im November/Dezember ein Konzentrationsanstieg zu verzeichnen war, der auf eine Wiederfreisetzung nach Absterben und Zerfall der Planktonzellen schließen lässt.

Das partikelreaktive Pb liegt zu etwa 50 % partikulär gebunden vor (POHL et al. 2002). Erhöhte Schwebstoffkonzentrationen beeinflussen daher die Gesamtkonzentration dieses Elementes besonders stark.

³⁶ Seit 1999 wird im Küstenlabor Stralsund ein Atomfluoreszenz-System der Firma P.S. Analytical zur Hg-Analytik eingesetzt, mit dem Hg bis zu 1 ng/l (Nachweisgrenze) bestimmt werden kann.

³⁷ Die Allgegenwart von Hg auf Grund seiner leichten Verteilung über den atmosphärischen Pfad und die bis zu hohen Säurestärken nahezu irreversible Adsorption an Behälteroberflächen führen zusammen mit den extrem geringen natürlichen Konzentrationen zu einer hohen Anfälligkeit der Messungen gegenüber Verfälschungen der „wahren“ Hg-Konzentrationen, entweder durch Adsorptionsverluste und/oder über unzulänglich vorgereinigte Probenahmegeräte, Behälter und Filter. Aus diesen Gründen wird bei Hg-Bestimmungen in natürlichen Wässern i.d.R. auf eine Filtration der Proben verzichtet, um nicht Analytverluste bzw. -einträge zu provozieren (BRÜGMANN 2003).

Die SPM-Konzentrationen in den äußeren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern lagen im Mittel bei 2 mg/l, lediglich im Mündungsbereich der Oder (OB4) wurden etwa doppelt so hohe Schwebstoffgehalte registriert. Hier traten sehr selten auch SPM-Werte über 10 mg/l auf. In den flachen inneren Küstengewässern führt die höhere Resuspensionsneigung der Sedimente dazu, dass hier die Rolle partikulärer Schwermetallfraktionen deutlich ansteigt und dass über Adsorptions-/Desorptionsprozesse die Konzentrationen gelöster Metalle im Wasser über die Festphase (Sedimente, SPM) „kontrolliert“ werden (BRÜGMANN 2003). Während in der Wismar-Bucht (WB3) noch in etwa vergleichbare SPM-Konzentrationen wie in der vorgelagerten Ostsee anzutreffen sind, ist der flachere Greifswalder Bodden durch mittlere Schwebstoffgehalte um 6 mg/l (Maximum 1996-2000: 23 mg/l) gekennzeichnet. Ähnliche Schwebstoffgehalte sind für die nördliche Unterwarnow (UW4) und die Ostseezuflüsse typisch. Davon heben sich die flachen Bodden- und Haffgewässer noch durch deutlich erhöhte SPM-Konzentrationen ab. Im Kleinen Haff wurde im langjährigen Mittel ein mittlerer Schwebstoffgehalt von 17 mg/l und ein Maximalwert von 68 mg/l bestimmt. Diese Werte wurden in der Elbe (Boizenburg) noch deutlich übertroffen (Median: 23,9 mg/l, Maximum: 78,8 mg/l).

Wie Untersuchungen zu gelösten und partikulären Schwermetallkonzentrationen und zum Schwermetallgehalt des SPM gezeigt haben, spiegeln die gelösten Schwermetallkonzentrationen i.d.R. die räumlichen Belastungsunterschiede zwischen den Küstengewässern und der Ostsee nicht so stark wider wie die Gesamtkonzentrationen (BRÜGMANN 2003).

Andererseits sind die bei hohen Schwebstoffgehalten auftretenden erhöhten Gesamtkonzentrationen unter Umständen vorwiegend auf den natürlichen Schwermetalleintrag zurückzuführen. Die vorliegende anthropogene Belastung kann somit über Gesamtbestimmungen nur näherungsweise erfasst werden (LAWA 1998). Eine wesentlich zuverlässigere Abschätzung des Belastungspotenzials erlaubt die spezifische Schwermetallbeladung des suspendierten partikulären Materials. Aus diesem Grund wurden im Jahre 1997 in ausgewählten Küstengewässern des Landes mit der Untersuchung von Schwebstoffen begonnen.

6.2.8 Schwermetallgehalte im Schwebstoff

Im Vergleich zu den Gesamtkonzentrationen im Wasser zeichnen sich die Untersuchungsergebnisse im suspendierten partikulären Material (SPM) durch eine geringere Variabilität³⁸ und durch fast immer deutliche Signale im messbaren Konzentrationsbereich aus. Durch die Entnahme von Wassergroßproben (60-120 Liter) wurden i.d.R. ausreichende SPM-Mengen gewonnen, um alle Elemente nachweisen zu können. Probleme bezüglich der Bestimmungsgrenzen traten bei den gewonnenen Materialmengen nicht auf. In den äußeren Küstengewässern und in der Wismar-Bucht wurden allerdings wegen zu geringer Schwebstoffmengen keine SPM-Untersuchungen durchgeführt.

Ein Vergleich der ermittelten Medianwerte für die drei untersuchten Küstengewässer-Stationen mit den Befunden in den Ostseezuflüssen und in der Elbe zeigt deutliche Belastungsunterschiede zwischen den Gewässern an. Auf der Grundlage der Medianwerte kann auch eine Güteklassifikation nach einem Klassifikationsansatz der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 1998) vorgenommen werden. Im Rahmen von Arbeiten der LAWA wurden für die Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“ und „Schwebstoffe/Sedimente“ Zielvorgaben für Schwebstoffe erarbeitet. Als

³⁸ An der drei untersuchten Stationen UW4, GB19 und KHM lagen die relativen Variationskoeffizienten (Zeitraum 1998-2000) für die Schwermetalle Zn, Cu, Pb, Cd und Hg im SPM zwischen 7 und 16 % (Ausnahme UW4, Cu: 27%).

Überwachungswert wird hier das 50-Perzentil herangezogen, da das Gefährdungspotenzial aus der mittleren Belastung im Sediment resultiert (LAWA 1998b). Für in der Natur vorkommende Stoffe wie Schwermetalle repräsentiert die Güteklasse I den geogenen Hintergrundwert und die Güteklasse II den Wert der Zielvorgabe für das betrachtete Schutzgut als Obergrenze. Nach der genannten Richtlinie werden folgende vier Haupt- und drei Unterklassen unterschieden:

Klasse I	Anthropogen unbelastet
Klasse I-II	Sehr gering belastet
Klasse II	Mäßig belastet
Klasse II-III	Deutlich belastet
Klasse III	Erhöht belastet
Klasse III-IV	Hoch belastet
Klasse IV	Sehr hoch belastet

In **Tabelle 67** wurden die für die einzelnen Messstellen ermittelten Medianwerte den Klassen der LAWA zugeordnet.

Tab. 67: Schwermetalle im SPM der Küstengewässer und Ostseezuflüsse sowie der Oder und Elbe (Medianwerte 1998-2000 in mg/kg TM) und Güteklassifizierung nach LAWA 1998

Gewässer (Messstelle)	n	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Unterwarnow (UW4)	18	769	113	69	1,35	0,92
Greifswalder Bodden (GB19)	17	744	120	79	2,00	0,55
Kleines Haff (KHM)	34	771	73	112	2,95	0,80
Pommersche Bucht (OB4)	18	998	146	126	2,65	0,81
Warnow (Kessin)	37	258	30	28	0,58	0,24
Recknitz (Ribnitz)	12	487	41	40	1,15	0,45
Peene (Anklam)	18	341	36	39	0,98	0,46
Uecker (Ueckermünde)	18	566	49	48	0,90	0,50
Oder (Schwedt)*	6	1.116	114	128	7,4	1,6
Oder (Hohenwutzen)*	6	1.012	109	150	8,2	1,7
Elbe (Boizenburg)	18	1.205	108	120	7,0	3,0

* Medianwerte 1997-2000 nach HENNING et al. (2001)

In den Schwebstoffen der Ostseezuflüsse waren die stärksten Überschreitungen der Zielvorgaben für das Element Zink festzustellen, wobei in Warnow und Peene deutliche (Klasse II-III) und in Uecker und Recknitz erhöhte Belastungen (Klasse III) zu verzeichnen waren. Noch höhere Zinkgehalte wiesen die Schwebstoffe aus den Küstengewässern auf, wobei in der Pommerschen Bucht hohe Belastungen (Klasse III-IV) anzutreffen waren. Die spezifische Zinkbeladung der Schwebstoffe aus der Pommerschen Bucht war die gleiche wie die in der Oder (siehe **Tab. 52:** HENNING et al. 2001, UBA 2001). Offensichtlich gelangt das suspendierte partikuläre Material der Oder ohne größere Veränderungen auf direktem Wege in die Pommersche Bucht, während das SPM der Oder, welches als Teilstrom das Kleine Haff passiert, dort durch die autochthone Biomasse „verdünnt“ wird.

Auch Cu und Pb waren in den Schwebstoffen der Pommerschen Bucht in fast identischen Gehalten wie im suspendierten partikulären Material der Oder nachzuweisen. Die Schwebstoffe des Kleinen Haffs waren demgegenüber schwächer belastet.

Für die Elemente Cu, Pb, Cd und Hg waren in den Schwebstoffen aus den Küstengewässern ebenfalls generell stärkere Belastungen festzustellen als in den Schwebstoffen aus den Ostseezuflüssen, in denen die Zielvorgaben (Klasse II) eingehalten wurden. In Bezug auf Pb konnten sogar alle vier Ostseezuflüsse als gering belastet eingestuft werden. In der Warnow traf dies auch auf die Elemente Cu, Cd und Hg zu.

Cd und Hg kamen in den Schwebstoffen der Pommerschen Bucht und des Kleinen Haffs in etwa gleich hohen Gehalten vor. Gegenüber den anderen Elementen wurden aber deutlich niedrigere Gehalte gemessen als in der Oder.

Die Belastung der Schwebstoffe der Oder mit Zn, Cu, Pb und Cd ist mit der der suspendierten partikulären Substanz der Elbe vergleichbar. Die Schwebstoffe der Elbe sind jedoch deutlich stärker mit Quecksilber belastet als die der Oder. Beide Flüsse wiesen ein signifikant höheres Belastungsniveau auf als die Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns. Für Zn und Cd waren hohe Belastungen (Klasse III-IV) und für Hg erhöhte Belastungen (Klasse III) festzustellen.

EIDAM (2002) konnte eine deutliche jahreszeitliche Abhängigkeit der Schwermetallbelastung des suspendierten partikulären Materials im Kleinen Haff nachweisen. Im Zusammenhang mit den niedrigeren Werten während der Zeit erhöhter Bioproduktion im Frühjahr und Herbst geht er von einem „Verdünnungseffekt“ durch das Phytoplankton aus. Dies erklärt auch die niedrigeren Schwermetallbelastungen der Schwebstoffe im Kleinen Haff gegenüber den Schwebstoffen der Pommerschen Bucht. Im Zentralbereich des Kleinen Haffs werden in der Vegetationszeit (April bis November) 5- bis 6-fach höhere Chlorophyll-a-Gehalte als in der Pommerschen Bucht und etwa doppelt so hohe Chlorophyll-a-Gehalte als im Großen Haff³⁹ gemessen.

Eine Korrelationsanalyse zwischen Chlorophyll-a und der Schwermetallbelastung des suspendierten partikulären Materials zeigt sowohl im Kleinen Haff als auch in der Pommerschen Bucht eine enge Wechselbeziehung zwischen beiden Parametern. Für die Unterwarnow und den Greifswalder Bodden bestehen demgegenüber keine signifikanten Korrelationen (**Tab. 68**).

Tab. 68: Korrelationsmatrix für Chlorophyll-a und Schwermetalle im SPM für 4 Küstengewässer, 1998-2000

Gewässer – Station		Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Unterwarnow - UW4	Chl a (n=21)	-0,22	-0,19	-0,22	0,02	0,04
Greifswalder Bodden - GB19	Chl a (n=21)	-0,29	-0,33	-0,42*	0,16	0,11
Kleines Haff –KHM	Chl a (n=49)	-0,48***	-0,25**	-0,71***	-0,47***	-0,55***
Pommersche Bucht - OB4	Chl a (n=21)	-0,76***	-0,53**	-0,69***	-0,27	-0,54**

*** $\alpha < 0,01$, ** $\alpha < 0,05$, * $\alpha < 0,05$

In den beiden von der Oder beeinflussten Gewässern Kleines Haff und Pommersche Bucht sind alle fünf Schwermetalle signifikant negativ mit dem Chlorophyll-a-Gehalt korreliert. Besonders eng ist die Wechselbeziehung zum Chlorophyll-a bei den Elementen Pb und Zn. In guter Näherung lässt sich der Zusammenhang zwischen Metallgehalt im SPM und Chlorophyll-a durch eine Exponentialfunktion wiedergeben. Beispielfhaft ist dieser Zusammenhang für das Kleine Haff in **Abbildung 58** dargestellt worden.

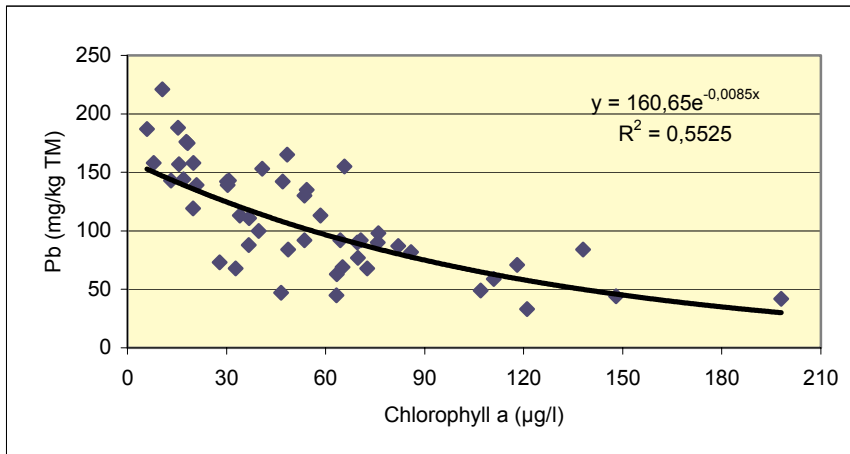


Abb. 58: Zusammenhang zwischen partikulär gebundenem Pb und Chlorophyll-a im Kleinen Haff, 1997-2001

In der Pommerschen Bucht lässt sich der exponentielle Zusammenhang zwischen Pb-Beladung des SPM und Chlorophyll-a durch die Gleichung

$$Pb_{SPM} = 233,6 \times Chl\ a^{-0,4454} \quad (R^2 = 0,70)$$

beschreiben. Erhöhte Schwermetallkonzentrationen im SPM der Pommerschen Bucht traten i.d.R. nur dann auf, wenn der Chlorophyll a-Gehalt unter 10 µg/l lag.

Obwohl erst für einen kurzen Zeitraum Untersuchungsergebnisse vorliegen, sollen neben den räumlichen auch zeitliche Veränderungen in der Schwermetallbelastung der Schwebstoffe diskutiert werden. Dies bietet sich insbesondere für die Gewässer des Oderästuares an, weil die bisherigen Schwebstoffuntersuchungen in der Oder eine deutliche Abnahme der Belastungen in diesem Fluss anzeigen (siehe Tab. 52). Die Schwermetallbelastungen der Schwebstoffe sind im Kleinen Haff bis auf Cu und Cd deutlich rückläufig (**Tab. 69**).

Tab. 69: Schwermetallgehalte in Schwebstoffen des Kleinen Haffs 1994-2001, in mg/kg TM

Zeitraum	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
1994-1995*	1.180	68	143	3,25	
1997**	1.135	111	147	5,10	1,15
1998***	847	74	130	3,20	1,10
1999	675	64	127	2,70	0,77
2000	647	84	92	3,00	0,67
2001	689	81	84	3,10	0,53

* EIDAM et al. 1997, ** EIDAM 1997, *** EIDAM & DANNENBERGER 1998

Für Zn und Hg ist seit 1997 ein abnehmender Trend zu verzeichnen. Die Abnahme der Pb-Gehalte setzt ab 1998 ein, was gut mit dem Zeitpunkt des Anwendungsverbotes für bleihaltiges Benzin über-

³⁹ Zum Vergleich wurden die Chlorophyll-a-Werte der polnischen Station B-H herangezogen (StAUN 2002).

einstimmt. Cu und Cd zeigen gleichlaufende Veränderungen, wobei bezogen auf den Betrachtungszeitraum die höchsten Belastungen für beide Elemente im Jahre 1997 und die geringsten 1999 zu beobachten waren. In den letzten beiden Untersuchungsjahren wiesen die Schwebstoffe wieder leicht erhöhte Cu- und Cd-Gehalte auf.

Da die Frachten der Oder Haupteintragspfad für das Haff sind, kann davon ausgegangen werden, dass mit der deutlichen Belastungsabnahme in der Oder zu Beginn der 1990er Jahre (siehe **Tab. 52**) gleichermaßen auch ein Rückgang der Schwermetallbelastung des Haffs zu verzeichnen war. Dieser erste Schritt der Belastungsreduzierung ist stärker einzuschätzen als der in der zweiten Hälfte der 1990er Jahre zu beobachtende zweite Schritt. Die wenigen Untersuchungen in der Pommerschen Bucht, im Greifswalder Bodden und in der Unterwarnow zwischen 1997 und 2000 lassen keine tendenziellen Veränderungen erkennen. In einigen Ostseezuflüssen zeichnen sich dagegen ebenfalls leicht abnehmende Trends ab. Für Pb und Zn sind die raum-zeitlichen Veränderungen in der **Abbildung 59** dargestellt worden.

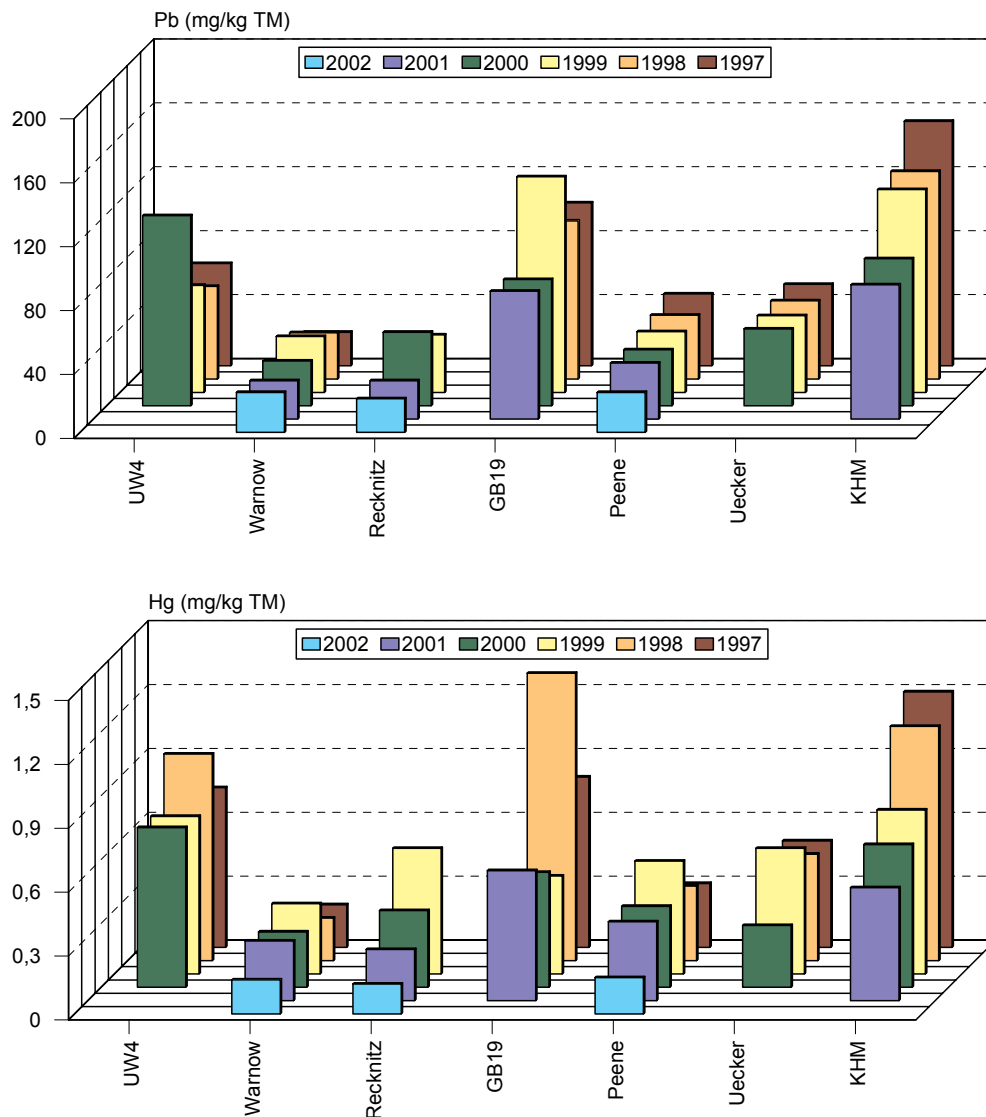


Abb. 59: Pb (oben) und Hg (unten) in Schwebstoffen aus Ostseezuflüssen und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, 1997-2002

Beschriftung der Abzisse: UW4=Unterwarnow, Kvearner Werft, GB19=Greifswalder Bodden, Zentralbereich, KHM=Kleines Haff, Zentralbereich

6.2.9 Schwermetallverteilung in den Sedimenten

Analog zu den Nährstoffen wurde die Schwermetallverteilung der Schlicksedimente (in der Feinkornfraktion < 20 µm) kartographisch dargestellt (**Anlagen 9-29 bis 9-36**). Sehr deutlich treten hierbei regionale Belastungsunterschiede hervor.

Beim Zn werden die höchsten Gehalte in den Sedimenten aus den Ästuaren von Oder und Warnow angetroffen. Die Schlicksedimente des gesamten westlichen Oderästuars mit Kleinem Haff und Peenestrom wiesen, gemessen an der LAWA-Klassifikationsrichtlinie (LAWA 1998), erhöhte Zn-Belastungen (Klasse III) auf. Vergleichbare Konzentrationen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns traten nur noch in der Unterwarnow, und hier insbesondere im Bereich des Stadthafens, in der Lübecker Bucht und in einigen Häfen auf (**Abb. 60**). Die hierfür verantwortlichen Quellen wurden bereits genannt. Die Akkumulation von Zn (wie auch die der anderen Schwermetalle) im Haff und im Peenestrom ist fast ausschließlich an die Schwebstofffracht der Oder von annähernd 300 kt (EIDAM 2002) gebunden. Die Oder als sechstgrößter Zufluss zur Ostsee entwässert die ober- und niederschlesischen Bergbau- und Hüttenreviere. Die Schwebstoffe dieses Flusses sind durch erhöhte Schwermetallbeladungen charakterisiert (HELIOS RYBICKA & STRZEBONSKA 1999, HENNING et al. 2001, DAMKE et al. 2002, MEYER et al. 2002). Obwohl in den 1990er Jahren eine Verringerung der Zinkbelastung der Oder zu verzeichnen war, spiegelt sich dies (noch) nicht in den Sedimentbefunden des Kleinen Haffs wider. Für die erhöhten Zinkbefunde in den Schlicksedimenten der Unterwarnow sind hauptsächlich die Frachten der Warnow und Einträge aus dem Stadtgebiet von Rostock (Kläranlage, diffuse Einträge von versiegelten Flächen) verantwortlich. Nur sehr geringe Zinkbelastungen weisen die Schlicksedimente aus den Darß-Zingster und Rügensch Bodden auf. Gemäß LAWA-Klassifikation sind diese Sedimente überwiegend als anthropogen unbelastet (Klasse I) einzustufen.

Ein ähnliches Verteilungsmuster wie Zink zeigt Kupfer, welches in den höchsten Konzentrationen ebenfalls in den Sedimenten des Kleinen Haffs und der Unterwarnow auftrat. Die überwiegende Anzahl der untersuchten Sedimentproben wies in beiden Gewässern eine deutliche Belastung (Klasse II-III) auf. Mäßige Belastungen (Klasse II) waren in der Lübecker und Mecklenburger Bucht sowie in der Wismar-Bucht anzutreffen. Sedimente aus Häfen waren generell durch eine starke Cu-Akkumulation gekennzeichnet, was auf den Eintrag über den Sportbootverkehr (Verwendung Cu-haltiger Antifoulinganstrichstoffe) zurückzuführen ist. Die geringste Kupferbelastung war in den Sedimenten des Saaler Boddens anzutreffen. Dieses Gewässer wird aufgrund seiner Flachheit und der begrenzten Zugänglichkeit⁴⁰ von Seglern und Sportbooten nur in vergleichsweise geringer Anzahl angelaufen. Demgegenüber ist in den östlich der Meiningenbrücke befindlichen Bodden der Darß-Zingster Boddenkette sowie in den landschaftlich sehr reizvollen Boddengewässern um Rügen ein zunehmender Sportbootverkehr zu beobachten, der sich auch in einer zunehmenden Anzahl von Sportboothäfen dokumentiert⁴¹. In den Rügensch Bodden, im Strelasund und im Greifswalder Bodden wiesen die Schlicksedimente leicht erhöhte Cu-Gehalte zwischen 20 und 40 mg/kg TM, was einer sehr geringen Belastung (Klasse I-II) entspricht (**Abb.61, Anlage 9-30**).

⁴⁰ Parallel zur Meiningenbrücke wurde im Jahre 1981 eine Pontonbrücke installiert, die im Sommerhalbjahr zweimal täglich für den Schiffsverkehr geöffnet wird. Im Winter bleibt sie ständig offen.

⁴¹ Nach Angaben der Planco GmbH, die im Auftrag des Bauministeriums Mecklenburg-Vorpommern umfassende Erhebungen zur Anzahl der Sportboote durchgeführt hat, befinden sich rund 40% aller Liegeplätze an der Küste des Landes in den Boddengewässern um Rügen (Nord- und Westrügensch Bodden, Strelasund und Greifswalder Bodden).

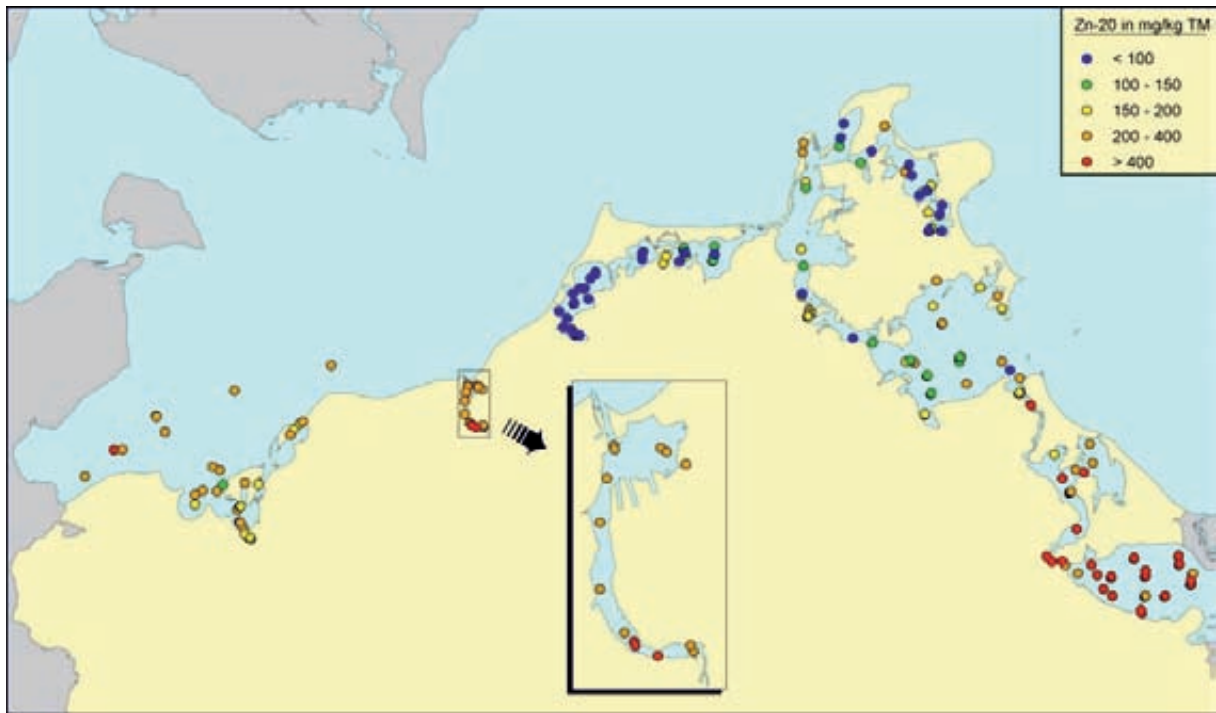


Abb. 60: Zn in Schlicksedimenten ($FF < 20 \mu m$) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

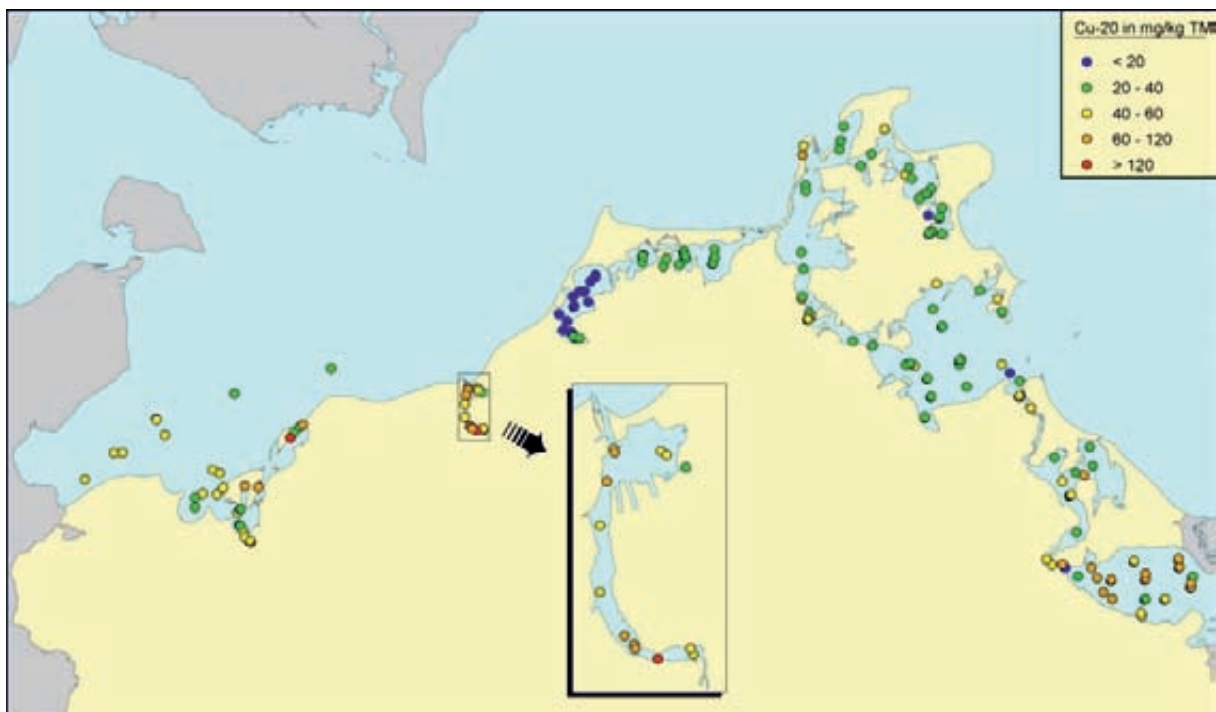


Abb. 61: Cu in Schlicksedimenten ($FF < 20 \mu m$) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

Auch beim Blei waren die höchsten Gehalte im westlichen Oder-Ästuar und im Warnow-Ästuar, hier allerdings beschränkt auf den südlichen Bereich, anzutreffen. Die hier entnommenen Schlicksedimente sind gemäß LAWA als deutlich belastet (Klasse II-III) anzusprechen. Noch höhere Pb-Gehalte wurden nur in der Lübecker Bucht mit über 200 mg/kg TM festgestellt. Die Ursachen für diesen Belastungs-Hot Spot liegen in der Verklappung von Industrieschlämmen vor der Neustädter Bucht (LEIPE et al. 1998), auf die bereits im Kapitel 5.1 aufmerksam gemacht wurde. Geringfügige Pb-Anreicherungen wiesen die feinkörnigen Sedimente aus dem Großen Jasmunder Bodden und dem Greifswalder Bodden auf (Klasse I-II). Als anthropogen weitgehend unbelastet (Klasse I) können die Sedimente aus den Darß-Zingster und hier insbesondere aus dem Saaler Bodden eingestuft werden (**Abb. 62, Anlage 9-31**).

Eine stark differenziertes Belastungsbild ist für Cadmium festzustellen (**Abb. 63, Anlage 9-32**). Für dieses Element zeigt sich die mit Abstand höchste Belastung im Oder-Ästuar. Gemäß LAWA-Klassifikationsrichtlinie resultiert für die meisten Stationen Klasse II-III bzw. III, was sich mit den Befunden im suspendierten partikulären Material deckt und auf die hohe schwebstoffgebundene Cd-Fracht der Oder zurückzuführen ist. Deutliche Belastungen sind auch in der südlichen Unterwarnow, der Lübecker Bucht und der äußeren Wismar-Bucht, im Greifswalder Bodden und in den Rügensch Bodden zu verzeichnen. Die Dominanz mäßiger (Klasse II) und deutlicher Belastungen (Klasse II-III) deutet auf einen flächenhaften Eintrag von Cadmium hin. Hier muss als überregionale Belastungsquelle der diffuse Eintrag aus dem überwiegend landwirtschaftlichen Einzugsgebiet (Verwendung Cd-haltiger Phosphatdünger) in Betracht gezogen werden. Die geringsten Cd-Gehalte traten in den Schlicksedimenten der Darß-Zingster Bodden, des Breitlings und des Strelasunds auf.

Die Belastung mit Quecksilber lag auf einem überwiegend sehr niedrigen Niveau. In den meisten Gewässern wurden Hg-Gehalte unter 0,2 mg/kg TM, der Grenze zur Klasse I, gemessen (**Anlage 9-33**). Anreicherungen waren im Kleinen Haff sowie in einigen Häfen anzutreffen. Im Haff sind die Befunde als deutlich belastet (Klasse II-III) anzusprechen. Ähnliche bzw. z.T. noch höhere Belastungen waren im Bereich des Stadthafens Rostock, im Hafen Breege und im Salzhaff festzustellen. Ursachen sind lokale Belastungsquellen. Im Salzhaff sind für die erhöhte Hg-Belastung höchstwahrscheinlich Einträge vom ehemaligen Militärgelände auf der Halbinsel Wustrow verantwortlich zu machen.

Bezüglich der Belastung der Schlicksedimente mit Chrom und Nickel ist ein sehr ähnliches Verteilungsmuster zu erkennen (**Anlagen 9-34 und 9-35**). Chrom kam meist in Konzentrationen unter 40 mg/kg TM vor, also noch weit unter dem von der LAWA angegebenen Grenzwert zur Klasse II (≥ 80 mg/kg TM). Die geringsten Chromgehalte wiesen die Sedimente aus den inneren Darß-Zingster und Nordrügensch Bodden auf. Diese sind aus Sicht der Schwermetalle als anthropogen unbelastet einzustufen. Deutliche bis erhöhte Belastungen wiesen die Schlicksedimente aus dem Kleinen Haff auf. Im Greifswalder Bodden, in der Wismar-Bucht und in der Lübecker Bucht waren deutliche Belastungen festzustellen. Während für die Belastungen in der Lübecker Bucht und in der Wismar-Bucht die bereits genannten Quellen verantwortlich gemacht werden können, kann für die erhöhten Cr-Gehalte im Greifswalder Bodden z.Zt. keine Erklärung gegeben werden. Eine vergleichsweise geringe Differenzierung wiesen die Nickelgehalte auf. Sie bewegten sich von wenigen Ausnahmen abgesehen im Konzentrationsbereich zwischen 10 und 40 mg/kg TM. Die geringsten Gehalte wiesen wie beim Chrom die Schlicksedimente aus den inneren Bodden der Darß-Zingster und Nordrügensch Boddenkette auf. Sie sind nach dem Sprachgebrauch der LAWA als anthropogen unbelastet einzustufen.

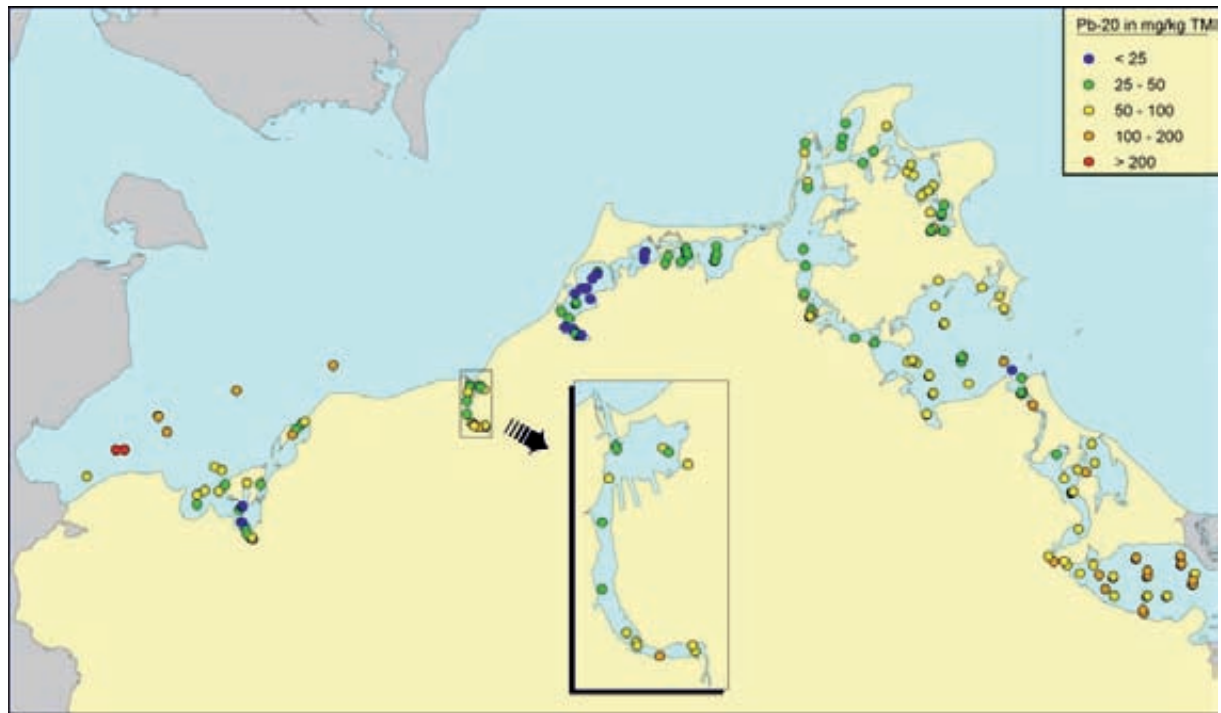


Abb. 62: Pb in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

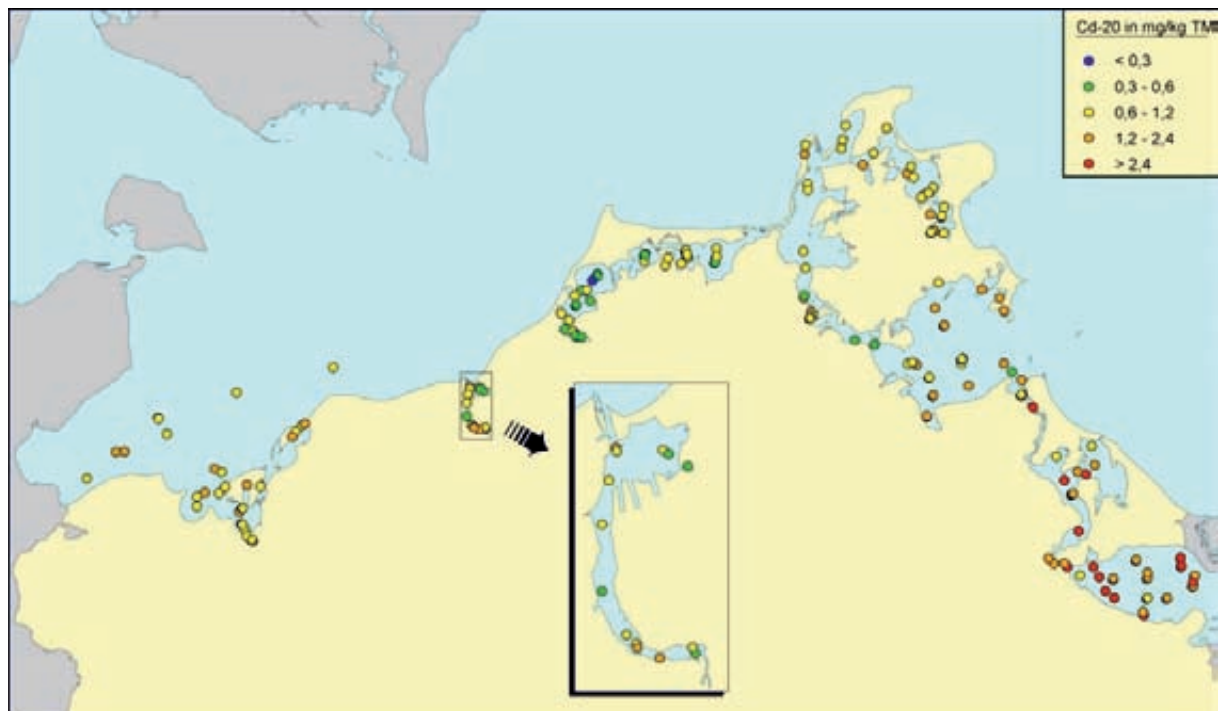


Abb. 63: Cd in Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

Das Halbmetall Arsen war in seinen geringsten Konzentrationen ebenfalls in den inneren vorpommerschen Bodden zu verzeichnen, während die höchsten Gehalte im Kleinen Haff und in der Lübecker Bucht auftraten (**Anlage 9-36**).

Wie bei den Schwebstoffen sollen nunmehr auch die Schwermetallbefunde in den Schlicksedimenten der Küstengewässer den Befunden in den ebenfalls untersuchten Ostseezuflüssen gegenübergestellt werden. Dies geschieht anhand der Mittelwerte in der Feinkornfraktion < 20 µm (**Tab. 70**). Hierbei zeichnen sich wiederum markante Unterschiede ab.

Tab. 70: Schwermetallgehalte der Schlicksedimente (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer und Küstenflüsse Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1995-2002 in mg/kg TM

Gewässer	Zn-f	Cu-f	Pb-f	Cd-f	Hg-f	Cr-f	Ni-f	As-f
MB	293	46	150	1,00	0,25	47	37	16
WB	229	56	62	1,04	0,36	44	33	12,8
UW	365	67	78	0,86	0,54	33	24	11
DB	83	20	29	0,68	0,10	16	13	5
RB	135	33	45	1,09	0,23	31	26	13,8
JB	133	30	69	1,26	0,24	19	15	9,1
ST	160	37	50	1,00	0,18	37	33	21
GB	210	36	76	1,30	0,23	42	36	19
PS	400	47	73	1,90	0,41	37	33	17
KH	715	61	106	3,00	0,70	61	36	23
Warnow	205	31	46	0,50	0,30	21	12	13
Recknitz	197	30	26	0,30	0,20	11	9	11
Peene	280	38	47	0,43	0,43	28	16	12
Uecker	450	69	40	0,56	0,30	28	18	18

Beim Zink unterscheiden sich die mittleren Gehalte in den einzelnen Küstengewässern maximal um den Faktor 7,5. Die geringste mittlere Zn-Belastung ist in den Darß-Zingster Bodden zu verzeichnen. Gegenüber den Darß-Zingster Bodden weisen die feinkörnigen Sedimente aus den Rügensch Bodden leicht erhöhte Zn-Gehalte auf. Im Strelasund sind bereits doppelt so hohe und in Unterwarnow und Peenestrom fast fünffach höhere Zn-Gehalte festzustellen. Die höchste Zn-Akkumulation weisen die Sedimente aus dem Kleinen Haff auf. Von den Zuflüssen sind die Sedimente aus der Uecker durch erhöhte Zn-Gehalte gekennzeichnet.

Eine geringere Differenzierung ist beim Kupfer festzustellen. Die geringste Cu-Belastung weisen wiederum die Schlicksedimente aus den Darß-Zingster Bodden auf. Gegenüber diesen sind die aus der Unterwarnow um das 3,3-fache und die aus Haff und Wismar-Bucht um etwa das 2,5-fache mit Cu angereichert. Von den drei Zuflüssen sind die Sedimente der Uecker am stärksten belastet.

Die mittleren Bleigehalte zeigen wieder eine stärkere Differenzierung, was aber auf die ungewöhnlich starken Bleianreicherungen in den Sedimenten aus der Lübecker/Mecklenburger Bucht zurückzuführen ist. Sie übersteigen die Bleibelastung der Sedimente aus der Darß-Zingster Boddenkette um das 5,5-fache. Im Haff ist dagegen nur eine etwa 3,3-fache Anreicherung festzustellen. In den Zuflüssen liegen die Pb-Gehalte auf einem recht einheitlichen Niveau, welches gegenüber den Befunden für die Darß-Zingster Bodden nur leicht erhöht ist.

Beim Cadmium werden die geringsten Belastungen in den Sedimenten aus den Zuflüssen registriert, die noch geringfügig unter den Werten für die Darß-Zingster Bodden liegen. Gegenüber dem Belastungsniveau dieser Boddengewässer ist für das Kleine Haff eine rund 4,4-fach höhere Cd-Belastung zu verzeichnen. Auch im Peenestrom weisen die Sedimente noch deutliche Cd-Anreicherungen auf. Zurückzuführen ist dies auf die Cd-Einträge aus dem Odereinzugsgebiet. Die Belastung der Oder ist hinsichtlich Cadmium als besonders kritisch anzusehen (MEYER et al. 2002).

Die geringsten mittleren Quecksilbergehalte sind wiederum in den Darß-Zingster Bodden anzutreffen. In den Schlicksedimenten aller anderer Küstengewässer, aber auch in den Zuflüssen, sind mehr oder weniger starke Hg-Anreicherungen festzustellen. Die deutlichsten Anreicherungen sind in einzelnen Sedimentproben aus der Unterwarnow und im Haff zu verzeichnen. In der Unterwarnow beträgt der maximale Anreicherungsfaktor 6,2 gegenüber den niedrigsten gemessenen Konzentrationen. Die Sedimente der Ostseezuflüsse weisen eine geringe bis mäßige Hg-Belastung auf.

Die mittleren Chrom- und Nickelgehalte weisen keinen so hohen Grad der Differenzierung auf. Auch für diese beiden geochemisch sehr verwandten Elemente wurden die geringsten Gehalte in den Schlicksedimenten der Darß-Zingster Bodden registriert. Demgegenüber weisen die Sedimente aus dem Kleinen Haff etwa 3-fach höhere Belastungen auf. Die Sedimente aus den Zuflüssen unterscheiden sich bezüglich Cr und Ni nur geringfügig von denen aus den Bodden südlich der Halbinsel Darß-Zingst.

Eine ähnliche Differenzierung ist für das Halbmetall Arsen festzustellen. Auch dieses Element wird in den Schlicksedimenten der Darß-Zingster Bodden in den geringsten Konzentrationen nachgewiesen. Demgegenüber weisen die Sedimente aus dem Haff um 3,5-fach höhere As-Gehalte auf. Deutliche Anreicherungen sind außerdem für den Peenestrom, die Lübecker/Mecklenburger Bucht und die Uecker zu konstatieren.

Bei einer Darstellung der Perzentilwerte für die einzelnen Küstengewässer zeigen sich typische elementbezogene Verteilungsmuster. Ähnliche Verteilungsmuster wiesen insbesondere Zink, Kupfer und Quecksilber auf (**Abb. 64**). Erhöhte Mediane, eine große Spannweite zwischen 10- und 90-Perzentilwert und eine linkssteile Verteilung der Messwerte sind als Indikatoren für anthropogene Belastungen zu werten. Eine linkssteile Verteilung von Messwerten liegt vor, wenn die überwiegende Anzahl der Messwerte im Bereich zwischen 10-Perzentil und Median liegt und einzelne sehr hohe Messwerte zu einem erhöhten 90-Perzentilwert führen. Für alle drei Elemente sind diese Kennzeichen einer erhöhten anthropogenen Belastung im Warnow- und im Oder-Ästuar gegeben.

Bereits aus den räumlichen Verteilungsmustern der Schwermetalle lassen sich verwandtschaftliche Verhältnisse einiger Elemente ableiten. Diese können Ausdruck ähnlichen geochemischen Verhaltens der Elemente unter vergleichbaren Umweltbedingungen oder aber auf ähnliche anthropogene Einträge zurückzuführen sein. Nachfolgend werden die Ergebnisse einer Korrelationsanalyse der Schwermetallbefunde in der Feinkornfraktion < 20 µm diskutiert. Die Matrix der Korrelationskoeffizienten für die genannten Parameter ist der **Anlage 9-19** zu entnehmen.

In der Gesamtheit aller Befunde wies Zink zu allen anderen Schwermetallen mit Korrelationskoeffizienten zwischen $R^2=0,27$ (Zn/Ni) und $R^2=0,55$ (Zn/Cd) mehr oder weniger enge Wechselbeziehungen auf. Besonders eng waren Zn und Cu in der Lübecker/Mecklenburger Bucht ($R^2=0,72$) und im westlichen Oder-Ästuar (Peenestrom: $R^2=0,76$, Kleines Haff: $R^2=0,66$) korreliert. Zwischen Zn und Pb war dies in der Lübecker/Mecklenburger Bucht, in der Unterwarnow und in den Darß-Zingster

Bodden mit $R^2=0,77$, sowie im Peenestrom und Kleinem Haff mit $R^2=0,79$ bzw. $R^2=0,85$ der Fall. Zn und Cr zeigten eine gute Korrelation in den Jasmunder Bodden und im westlichen Oder-Ästuar.

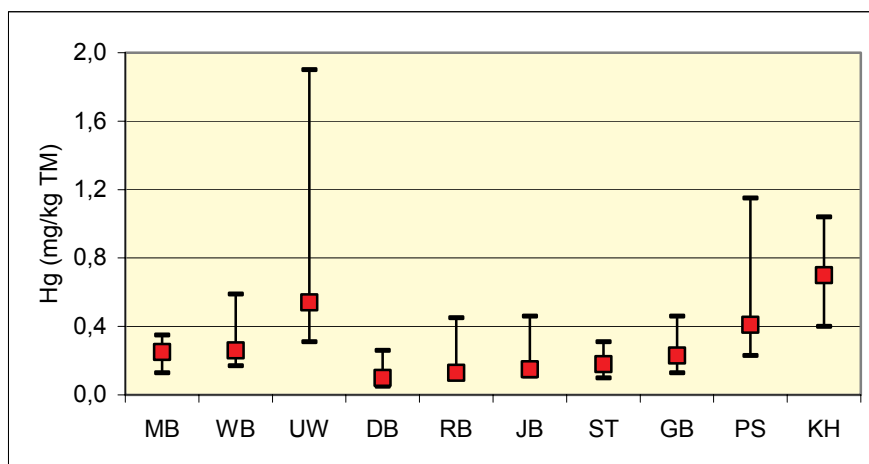
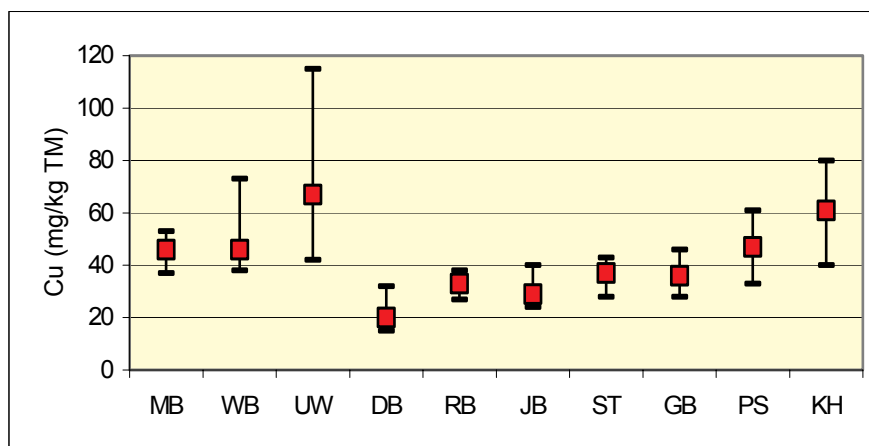
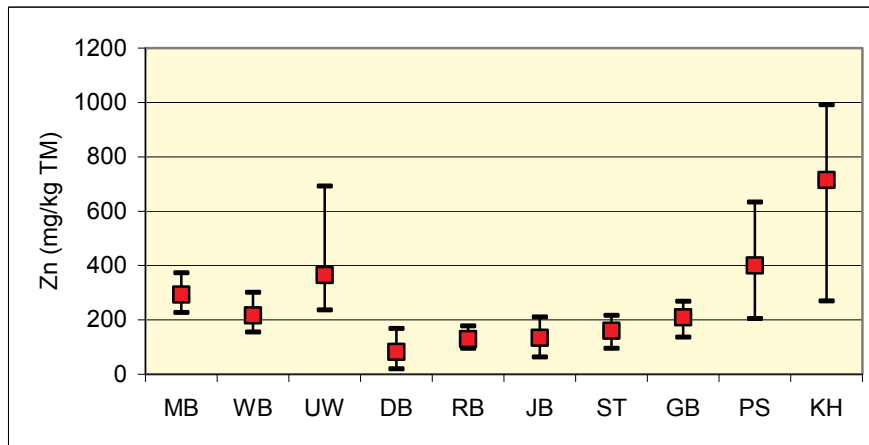


Abb. 64: Zn, Cu und Hg (10-, 50 und 90-Perzentile) in Schlicksedimenten (FF < 20 μ m) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Beschriftung der Abzisse: WB=Wismar-Bucht, UW=Unterwarnow, DB=Darß-Zingster Bodden, RB=Rügensche Bodden, JB=Jasmunder Bodden, ST=Strelasund, GB=Greifswalder Bodden, PS=Peenestrom, KH=Kleines Haff

Kupfer wies ähnlich enge Wechselbeziehung wie zu Zn auch zu Hg und Pb auf. Nur schwach war dagegen der Zusammenhang mit Cd und Ni ausgeprägt.

Blei war in der Gesamtheit aller Befunde am deutlichsten mit Zink korreliert. Zum Cd war der Zusammenhang am schwächsten.

Die engsten Wechselbeziehungen wiesen die geochemisch sehr ähnlichen Elemente Chrom und Nickel auf (**Abb. 65**). Besonders enge Wechselbeziehungen beider Schwermetalle traten in den wenig belasteten Darß-Zingster Bodden ($R^2=0,92$) und Jasmunder Bodden ($R^2=0,94$) auf.

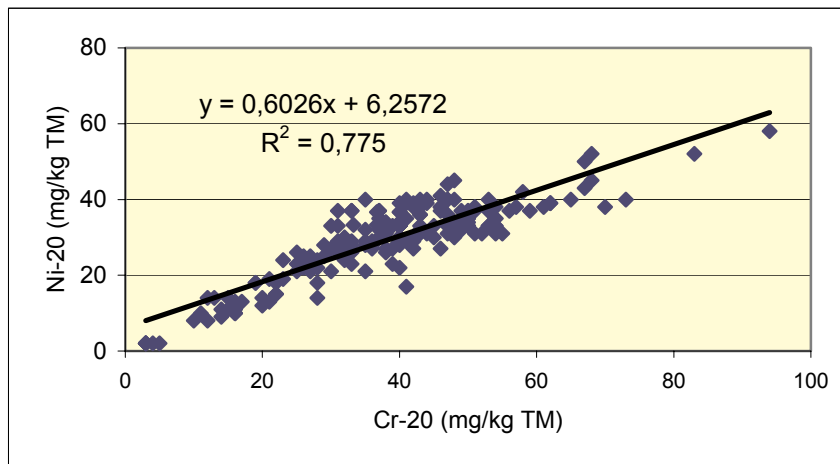


Abb. 65: Korrelation zwischen Cr und Ni in den Schlicksedimenten (FF < 20 µm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, 1995-2001

Mit den umfangreichen Untersuchungen in den Oberflächensedimenten der Küstengewässer seit 1995 kann ein umfassender Überblick über die Belastung dieser Gewässer mit Nähr- und Schadstoffen gegeben werden.

6.2.10 Vergleich der Schwermetallbefunde im Schwebstoff und in Schlicksedimenten

Da in einigen Küstengewässern und Ostseezuflüssen sowohl Sedimente als auch Schwebstoffe untersucht wurden, bot sich ein Vergleich der Befunde in beiden Kompartimenten an. In **Tabelle 71** sind die Schwermetallgehalte der Schwebstoffe den Schwermetallgehalten in den Schlicksedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) für drei Küstengewässer und drei Ostseezuflüsse sowie für die Oder und Elbe gegenübergestellt.

Am besten stimmen die Untersuchungsergebnisse in beiden Kompartimenten für die Warnow überein. Die geringen Schwermetallgehalte sowohl im SPM als auch im Schlicksediment weisen diesen Fluss als sehr gering mit Schwermetallen belastet aus (siehe auch **Tab 67**). Möglicherweise ist hierfür die stringente Unterschutzstellung dieses für die Trinkwasserversorgung der Stadt Rostock genutzten Gewässers verantwortlich. Auf diesem Gewässer ist u.a. der Schiffsverkehr untersagt.

Die Schwebstoffe von Recknitz, Peene und Uecker weisen mehr oder weniger deutlich höhere Schwermetallbelastungen auf als die feinkörnigen Sedimente in den rückgestauten Unterläufen dieser

Flüsse. Eine besonders starke Anreicherung im SPM ist für das Element Zink festzustellen, was auf aktuelle Einträge schließen lässt. Zink zeigte nach der LAWA-Klassifizierung in allen vier untersuchten Ostseezuflüssen eine deutliche bis erhöhte Belastung. Auffällig sind die im Vergleich zum SPM deutlich erhöhten Cu-Gehalte in den Sedimenten aus Peene und Uecker. Beide Flüsse dienen einer Reihe mittelgroßer Städte als Vorflut.

Tab. 71: Schwermetallgehalte in Schwebstoffen (SPM) und in der Feinkornfraktion < 20 µm von Schlicksedimenten (OS-f) aus Küsten- und Fließgewässern, Medianwerte in mg/kg TM

Gewässer	Material	Zeitraum	n	Zn	Cu	Pb	Cd	Hg
Unterwarnow	SPM	1998-2000	18	769	113	69	1,35	0,92
	OS-f	1998-2000	11	285	53	57	0,97	0,34
Greifswalder Bodden	SPM	1998-2000	17	744	120	79	2,00	0,55
	OS-f	1999-2000	15	200	35	77	1,30	0,21
Kleines Haff	SPM	1998-2000	34	771	73	112	2,95	0,80
	OS-f	1999-2000	16	700	58	100	2,10	0,55
Warnow	SPM	1998-2000	37	258	30	28	0,58	0,24
	OS-f	1998	11	197	30	46	0,56	0,34
Recknitz	SPM	1999-2000	12	487	41	40	1,15	0,45
	OS-f	1998	5	195	30	26	0,66	0,27
Peene	SPM	1998-2000	18	341	36	39	0,98	0,46
	OS-f	1999	7	266	149	52	0,84	0,30
Uecker	SPM	1998-2000	8	566	49	48	0,90	0,50
	OS-f	1999	5	300	100	40	0,56	0,28
Oder	SPM	1997-2001 ¹⁾	6	1.116	114	128	7,4	1,6
	OS-f	1996 ²⁾	38	1.628	193	200	6,8	3,8
Elbe (Boizenburg)	SPM	1998-2000	18	1.205	108	120	7,0	3,0
	OS-f	1998	5	1.390	122	153	9,5	5,0

¹⁾ nach HENNING et al. 1998

²⁾ nach SONNENBURG et al. 1998

In der Unterwarnow und im Greifswalder Bodden waren die Zn-Gehalte der Schwebstoffe gegenüber den Zn-Gehalten in den Schlicksedimenten deutlich angereichert. Ähnliches trifft hier auch auf die Elemente Cu, Cd und Hg zu, während sich die Pb-Gehalte in beiden Kompartimenten nur unwesentlich voneinander unterschieden. Die erhöhten Zn-, Cu-, Cd- und Hg-Gehalte der Schwebstoffe dieser Gewässer sind sehr wahrscheinlich auf den vergleichsweise starken Schiffs- (Zn, Pb) und Sportbootverkehr (Cu) sowie in der Unterwarnow auch auf diffuse Einträge von urbanen Flächen (Zn, Cu, Cd, Hg) zurückzuführen.

Im Kleinen Haff stimmen die Befunde im SPM und in den Schlicksedimenten gut überein. Generell sind aber auch hier die Gehalte im SPM gegenüber den Konzentrationen in den Schlicksedimenten leicht erhöht.

In der Oder wiesen die Oberflächensedimente (FF < 20 µm) mit Ausnahme von Cadmium höhere Schwermetallgehalte auf als die Schwebstoffe. Allerdings datieren die Sedimentuntersuchungen von SONNENBURG et al. (1998) aus dem Jahre 1996, während die Schwebstoffuntersuchungen von HENNING et al. (1998) erst ein Jahr später einsetzten. EIDAM (2002) konnte für die Oder eine stark abnehmende Schwermetallbelastung anhand der Gegenüberstellung von SPM-Befunden von 1989 bis 1999 belegen.

Im mecklenburgischen Abschnitt der Elbe zwischen Dömitz und Boizenburg wurde eine ähnlich hohe Schwermetallbelastung nachgewiesen wie in der Oder, wobei die höheren Gehalte ebenfalls in den Sedimenten anzutreffen waren. Die Unterschiede zwischen beiden Kompartimenten fallen aber geringer aus als in der Oder, was auf den engen zeitlichen und räumlichen Bezug der Untersuchungen zurückgeführt werden kann. Auch für die Elbe ist sowohl anhand von SPM-Untersuchungen als auch anhand von Sedimentuntersuchungen eine Verringerung der Schwermetallbelastung in den 1990er Jahren festzustellen (ARGE ELBE 2000).

Überwiegend spiegeln sowohl die Schwebstoffe als auch die schlickigen, „schwebstoffbürtigen“ Sedimente eine in der Größenordnung vergleichbare Schwermetallbelastung der Gewässer wider. Schwebstoffuntersuchungen erlauben sicherlich eine zuverlässigere Abschätzung des Belastungspotenzials, da beim Einsatz von Durchflusszentrifugen ein sehr homogenes Material gewonnen wird. Demgegenüber setzt die Gewinnung von möglichst homogenen Sedimenten mit hohem TOC-Gehalt und hohem Feinkornanteil eine genaue Kenntnis über die Sedimentationräume in dem betreffenden Gewässer voraus. Vergleichsweise unproblematisch ist dies in einer ganzen Reihe von Küstengewässern, wesentlich schwieriger in Fließgewässern, in denen sich Schlick nur in Stillwasserbereichen ablagern kann.

7 ZUSAMMENFASSUNG UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

In der vorliegenden Arbeit wird ein umfassender Überblick über die Belastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Nährstoffen und Schwermetallen gegeben. Diesbezügliche Angaben lagen bisher lediglich für einzelne Küstengewässer vor.

Entsprechend dem vorhandenen Datenmaterial wurden die Nährstoff- und Schwermetalleinträge aus dem Einzugsgebiet, getrennt nach Direkteinleitern und Zuflüssen, und der atmosphärischen Deposition für die nachfolgenden fünf Küstengewässerbereiche zunächst gesondert betrachtet:

- Wismar-Bucht/Salzhaff
- Unterwarnow/Breitling
- Darß-Zingster Bodden
- Rügensche Bodden/Strelasund/Greifswalder Bodden
- Peenestrom/Kleines Haff.

Für die **Nährstoffe** konnten die Einträge in diese Gewässer über die Zuflüsse für einen Zeitraum von bis zu 25 Jahren berechnet werden. Für die wichtigsten Direkteinleiter an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns und die atmosphärischen Einträge war dies für einen Zeitraum von bis zu 15 Jahren möglich. Zum Erkennen langfristiger Belastungsänderungen wurden die Einträge aus den genannten drei Quellen zunächst in Fünfjahreszeiträumen zusammengefasst, die miteinander verglichen wurden. Damit wurde der Einfluss besonderer meteorologisch-hydrologischer Jahre weitgehend ausgeblendet.

Die für mehrere Fünfjahreszeiträume ermittelten Eintragsdaten wurden in einem nächsten Schritt dem im Pelagial verfügbaren Nährstoffinventar der jeweiligen Gewässer gegenübergestellt. Dabei wurden die Konzentrationsdaten ebenfalls für die gewählten Fünfjahreszeiträume zusammengefasst. Da die Nährstoffe eine ausgeprägte, durch biologische Prozesse bestimmte Jahresdynamik aufweisen, wurden für ausgewählte Messstationen gesonderte Trendbetrachtungen anhand der winterlichen Konzentrationen vorgenommen. In den Wintermonaten kommt es in unseren Breitengraden nur zu einem geringfügigen Verbrauch der Nährstoffe durch das Algenwachstum. Darüber hinaus wurden für jedes der Gewässer die Veränderungen in der Jahresdynamik an ausgewählten Messstellen betrachtet.

Neben dem im Pelagial vorhandenen Nährstoffangebot wurde das in den Sedimenten potenziell verfügbare Nährstoffinventar anhand umfangreicher Datenserien zur Sedimentbeschaffenheit für die einzelnen Küstengewässer abgeschätzt. Strukturelle und qualitative Daten liegen für die Oberflächensedimente der Küstengewässer seit 1995 vor. In den vorpommerschen Bodden waren zudem Untersuchungen in Sedimentkurzkernen für die Einschätzung der rezenten Nährstoffbelastung der Gewässer hilfreich.

Im Ergebnis dieser gekoppelten Emissions- und Immissionsbetrachtungen kann für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nachfolgendes Bild zur Entwicklung und zum Stand ihrer Nährstoffbelastung gegeben werden:

- In allen Küstengewässern war bis zum Ende der 1980er Jahre eine Zunahme der Nährstoffbelastung zu verzeichnen, die sich in der Eutrophierung der Gewässer dokumentiert.

- Nach 1990 ist in allen Küstengewässern ein mehr oder minder deutlicher Rückgang der Nährstoffbelastung festzustellen.
- Beim Phosphor wurden in den 1990er Jahren in den einzelnen Küstengewässern Eintragsreduzierungen zwischen 54 % im Kleinen Haff und 95 % im Strelasund ermittelt. Damit ist für alle Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns das Ziel der HELCOM, die Halbierung der **Nährstoffeinträge**, beim Phosphor erreicht worden. Die deutlichsten Eintragsreduzierungen sind im Strelasund und in der Unterwarnow zu verzeichnen.
- Beim Stickstoff variieren die Eintragsreduzierungen in den einzelnen Küstengewässern zwischen 20 und 70 %. Die Zielstellung der HELCOM wurde lediglich im Strelasund und in der Unterwarnow erreicht, was im Wesentlichen auf die Errichtung neuer Kläranlagen für die Hansestädte Stralsund und Rostock zurückzuführen ist. In den übrigen Gewässern liegt die Reduzierung externer Belastungen zwischen 20 und 30 %. Dies entspricht der durchschnittlichen Verringerung der N-Emissionen in Deutschland (UBA 2001).
- Eine Halbierung der Stickstofffrachten ist mittels der bislang durchgeführten Maßnahmen auch mittelfristig nicht zu erwarten. Die Stickstoffüberschüsse auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen liegen nach wie vor weit über dem vertretbaren Rahmen von 10 - 40 kg/ha/a und die diffusen N-Einträge in die Gewässer sind daher nur geringfügig zurückgegangen (UBA 2001). Vielfach ist das Ziel einer deutlichen Reduzierung der N-Einträge nur durch eine Änderung der Landnutzung zu erreichen.
- In einer Reihe von Küstengewässern ist in Folge der Verminderung der Nährstoffeinträge eine Umkehr des Prozesses der Eutrophierung zu erkennen, die sich anhand der Ergebnisse der Klassifizierung nach dem Merkmalkomplex „Trophie und organische Belastung“ belegen lässt.
- Deutliche Anzeichen einer **Remesotrophierung** weisen Wismar-Bucht und Greifswalder Bodden auf. Die äußere Wismar-Bucht kann seit 1996 als mesotroph (Klasse 2) eingestuft werden. Die ehemals stark eutrophe bis polytrophe Unterwarnow hat sich in ihrem nördlichen Bereich um mehr als eine Klassenstufe verbessert und ist seit 1996 als eutroph (Klasse 3) zu klassifizieren. Ebenfalls um eine Klasse besser einzustufen war der ehemals polytrophe Kleine Jasmunder Bodden. Geringfügige Verbesserungen sind für den Strelasund, den Peenestrom und das Kleine Haff zu konstatieren. Darß-Zingster und Rügenschel Bodden (ohne Kleinen Jasmunder Bodden) weisen dagegen keine Veränderungen in der Klassenzuordnung auf. In diesen überwiegend flachen Bodden verhindern die in den Schlicksedimenten akkumulierten und leicht verfügbaren Nährstoffmengen eine schnelle Umkehr der Eutrophierung.
- Die für einige Küstengewässer aufgestellten **Nährstoffbilanzen** zeigen ein nur geringes bzw. nicht mehr vorhandenes Rückhaltevermögen dieser Gewässer an. Die Bodden, Buchten und Haffs stellen als Übergangsgewässer zwischen Festlandsabflüssen und Ostsee lediglich Transformationsgebiete für die Nährstoffe dar. Die Nährstoffbelastung der Ostsee an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns ist nichtsdestotrotz aufgrund der verringerten landseitigen Nährstoffeinträge deutlich reduziert worden. Auch zeigen die Bilanzabschätzungen eine zunehmende Entlastung der Küstengewässer durch Ausräumeffekte an. Wurden in den

1980er Jahren mehr Nährstoffe in die Gewässer eingetragen als in die Ostsee exportiert wurden, so hat sich dies in den 1990er Jahren umgekehrt.

- Durch Inkorporation der eingetragenen gelösten Nährstoffe in biologisches Material und dessen Sedimentation und durch die direkte Sedimentation allochthoner partikulärer Substanzen kommt es in den inneren Küstengewässern zu einer verstärkten Sedimentbildung. Durch aerobe und anaerobe Umsetzung des sedimentierten Materials werden die Nährstoffe wieder freigesetzt und stehen dem Nährstoffkreislauf erneut zur Verfügung. Besonders in den flachen Boddengewässern, in denen die Sedimentoberfläche in intensivem Kontakt mit der darüber stehenden Wassersäule steht, kommt diesen Prozessen große Bedeutung zu.
- Das **interne Nährstoffreservoir** liegt in den meisten inneren Küstengewässern des Landes über den derzeitigen jährlichen Eintragsmengen. Die größten Nährstoffmengen der inneren Küstengewässer des Landes sind im westlichen Oder-Ästuar und im Greifswalder Bodden akkumuliert. Demgegenüber ist das in den Schlicksedimenten der Darß-Zingster und Rügenschener Bodden gelagerte Nährstoffreservoir gering. Noch geringer sind die in den Sedimenten der Wismar-Bucht und Unterwarnow gespeicherten Nährstoffmengen.
- Die in den Oberflächensedimenten akkumulierten Nährstoffe sind in den Boddengewässern über Resuspensionsvorgänge schnell im Pelagial verfügbar. In den flachen Bodden und im Kleinen Haff konnte ein statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen Windstärke und Schwebstoffgehalt sowie zwischen Schwebstoff- und Phosphorgehalt in der Wassersäule nachgewiesen werden. Die Mobilität von Schlicksedimenten beeinflusst neben der hohen Bioproduktivität in den flachen hocheutrophen Boddengewässern auch maßgeblich die Sichttiefe dieser Gewässer. Sowohl zwischen suspendiertem partikulärem Material und Sichttiefe als auch zwischen Chlorophyll-a-Gehalt und Sichttiefe konnten für die Küstengewässer korrelative Beziehungen belegt werden.
- Große Bereiche der inneren Küstengewässer stellen nur ein „Zwischenlager“ für Schlicksedimente dar. Zwar gibt es Gebiete, in denen eine starke Sedimentneubildung stattfindet, jedoch wird ein großer Teil der Schlicksedimente in die den Küstengewässern vorgelagerte Ostsee weitertransportiert, wo sie in den tieferen Becken der Ostsee wieder sedimentieren. Vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns sind dies die Mecklenburger Bucht und das Arkonabecken. In diesen Becken werden die Nährstoffe aufgrund periodisch auftretender Sauerstoffmangelerscheinungen ebenfalls wieder in den biochemischen Nährstoffkreislauf eingespeist. Den hier gelagerten nährstoffreichen Schlicksedimenten dürfte bei der Nährstoffversorgung des Phytoplanktons mittlerweile eine bedeutendere Rolle zukommen als den landseitigen Einträgen.
- Eine gezielte Entnahme nährstoffreicher Schlicksedimente kann zu einer Entlastung des Gewässerökosystems führen und den Prozess der Remesotrophierung beschleunigen. Aufgrund der inhomogenen Schlickverteilung aber auch aus Kostengründen sollte dies auf lokal begrenzte natürliche oder künstlich geschaffene Schlickakkumulationsgebiete, wie z.B. die Sedimentationsrinnen bzw. -fallen vor den Flussmündungen in der Darß-Zingster Boddenkette, beschränkt bleiben.

Im Vergleich zur Nährstoffbelastung war der Kenntnisstand zur Belastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit **Schwermetallen** wesentlich geringer. In der vorliegenden Arbeit wurden die im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie in den 1990er Jahren erhobenen Daten zur Schwermetallbelastung erstmals in einer umfassenden Form ausgewertet. Wie bei den Nährstoffen wurden sowohl die Emissionen als auch die Immissionen betrachtet. Im Ergebnis dieser Auswertungen kann der nachfolgende aktuelle Belastungszustand der Küstengewässer gegeben werden:

- Die **Schwermetallfrachten** der Ostseezuflüsse zeigen in Abhängigkeit vom Niederschlags- und Abflussgeschehen starke zwischenjährige Schwankungen. Ein Trend ist auf der Basis der Frachtberechnungen für den Zeitraum 1994-2002 nicht sichtbar. Die flächenspezifischen Schwermetallfrachten der Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns liegen auf einem vergleichsweise niedrigen Niveau. Sie erreichen im Durchschnitt nur 5 % (Zn) bis 25 % (Cu) der flächenspezifischen Schwermetallfrachten der Elbe. Ursache hierfür sind eine sehr geringe Besiedlungsdichte und ein geringer Grad der Industrialisierung in Mecklenburg-Vorpommern.
- Nach den erheblichen Verbesserungen der Abwasserreinigung in den Kläranlagen der größeren Küstenstädte in den 1990er Jahren ist eine deutliche Abnahme der Schwermetalleinträge aus den kommunalen Direktleitungen zu konstatieren. Im Zeitraum 1996-2000 haben sich die Emissionen aus den Kläranlagen der Städte Rostock, Stralsund, Greifswald, Wismar, Bergen, Körkwitz und Wolgast in ihrer Summe um 60-70 % für Zn, Pb und Cd sowie um 30-35 % für Cu und Hg im Vergleich zum Zeitraum 1991-1995 reduziert. Die Frachtangaben für Cd und besonders für Hg sind wegen einer größeren Anzahl von Messwerten unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze mit größeren Unsicherheiten behaftet. Die Zielstellung der HELCOM, die Halbierung der Schwermetalleinträge, wurde in den meisten kommunalen Direktleitungen für Zn, Pb, Cd und sehr wahrscheinlich auch für Hg erreicht.
- Schwermetalleinträge durch kommunale Direktleitungen machen gegenwärtig allerdings nur weniger als 10 % der Gesamteinträge für die Küstengewässer des Landes aus. Eine wesentlich größere Bedeutung haben Einträge über die Zuflüsse (Zn, Cu, Pb, Cd, Hg), aus der Luft (Zn, Cu) und aus dem Berufs- (Zn, Pb) und Sportbootverkehr (Cu). Für Gewässer mit einem hohen Anteil an versiegelten Flächen im unmittelbar an das Gewässer angrenzenden Raum - wie bei der Unterwarnow - sind Abschwemmungen von den urbanen Flächen bedeutsam. Etwa 20 bis 40 % der diffusen Belastungen der Oberflächengewässer Deutschlands entfallen auf die Regenabwässer von Straßen und Dächern der Städte (UBA 2001).
- Die Minimierung der Umweltbelastung durch die Entsorgung von Regenwasser kann durch Ursachenbekämpfung („source control“) oder die Errichtung von Stoffschränken („barrier control“) erfolgen. Gerade für Zink und Kupfer, die gegenwärtig als Metalle mit den höchsten Umweltbelastung identifiziert wurden, sollte durch Vermeidung umweltschädlicher Emissionen eine Verringerung der Gewässerbelastungen erreichbar sein. Maßnahmen an den Quellen haben bereits zur Verringerung bei Blei (früher vor allem aus verbleitem Benzin) und Quecksilber (früher z.B. aus Resten der Amalgamentsorgung der Zahnarztpraxen, die an den Kanalwänden haften), beigetragen.

- Der größte Anteil der diffusen Schwermetalleinträge, im Durchschnitt etwa 45 bis 70 %, stammen aus landwirtschaftlichen Flächen, wobei die Erosion den größten Teil einnimmt. Oberflächenabfluss und Dränung sind vor allem für Cadmium bedeutend. Neben der natürlichen Gesteinsverwitterung sind als Schwermetallquellen der Ackerböden Cd-haltige Phosphatdünger, Zn- und Cu-haltige Gülle sowie Klärschlamm und belastete atmosphärische Stäube zu nennen (UBA 2001).
- Maßnahmen der Ursachenbekämpfung und der Erosionsminderung sollten auch hier zu einer Verringerung der Stoffeinträge aus diesem Bereich führen.
- Vergleichbare **Immissionsmessungen** für Schwermetalle liegen für die Küstengewässer und ihre wichtigsten Zuflüsse in den Kompartimenten Wasser, Schwebstoff und Sediment erst seit Mitte der 1990er Jahre vor.
- Die im Wasser der Küsten- und Fließgewässer an wenigen Messstellen durchgeführten Schwermetallmessungen zeigen eine große Variabilität. Hinzu kommt, dass der Anteil von Messwerten, die unterhalb der Bestimmungsgrenzen der angewandten Analyseverfahren lagen, bei Cd und besonders bei Hg sehr hoch war. Für beide Elemente können daher weder räumliche und erst recht keine zeitlichen Aussagen getroffen werden. Die Anwendung empfindlicherer Analyseverfahren soll diesem Umstand zukünftig Rechnung tragen.
- Zink und Kupfer wurden in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns in deutlich höheren Konzentrationen als in den Ostseezuflüssen des Landes gemessen, was auf die große Bedeutung des Berufs- und Sportbootverkehrs und der atmosphärischen Deposition hinweist. Die höchsten Zn-, Cu- und auch Pb-Konzentrationen waren im Kleinen Haff und in der Unterwarnow nachzuweisen.
- In Zusammenarbeit mit dem Institut für Geologische Wissenschaften der Universität Greifswald wurde im Zeitraum 1997 bis 2001 die Belastung des suspendierten partikulären Materials (SPM) einiger Fließ- und Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Schwermetallen untersucht. Im Vergleich zu den Gesamtmetallkonzentrationen im Wasser zeichnen sich die Untersuchungsergebnisse im SPM durch deutliche Signale im messbaren Konzentrationsbereich und eine geringere Variabilität aus. Die spezifische Schwermetallbelastung des SPM erlaubt eine wesentlich zuverlässigere Abschätzung des Belastungspotenzials der Gewässer als die Untersuchungen in der Wasserphase.
- Nach der **Güteklassifikation** der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) sind die **Schwebstoffe** der Ostseezuflüsse Mecklenburg-Vorpommerns durch eine „deutliche bis erhöhte Zn-Belastung“ (Güteklasse II-III bis III) charakterisiert. Die Zielvorgabe für das Schutzgut „Schwebstoffe/Sedimente“ wurde für Zink (Güteklasse II: < 200 mg/kg TM) in der Warnow, Recknitz, Peene und Uecker überschritten. Für alle anderen Elemente wurden die Zielvorgaben in diesen Gewässern eingehalten.
- Deutlich höhere Schwermetallbelastungen wiesen die Schwebstoffe aus den untersuchten Küstengewässern auf. Das suspendierte partikuläre Material aus Unterwarnow, Greifswalder Bodden und Kleinem Haff war in Bezug auf Zink als „erhöht belastet“ und das aus der Pommerschen Bucht als „hoch belastet“ (Güteklasse III-IV) einzustufen. Alle vier Gewässer wiesen „deutliche Cu-Belastungen“ auf. Auch die Zielvorgaben für Cd, Pb und Hg wurden in

einigen Gewässern überschritten. Paralell zur Abnahme der Schwermetallgehalte im SPM der Oder konnte auch für die Schwebstoffe des Kleinen Haffs ein abnehmender Trend für Zn, Pb und Hg aufgezeigt werden. Cu und Cd verharren dagegen seit Mitte der 1990er Jahre auf einem gleichbleibenden Niveau.

- Im SPM aus der Pommerschen Bucht in der Nähe der Mündung von Swina und Oder wurden ähnlich hohe Zinkgehalte bestimmt wie in der Oder selbst. Auch die SPM-Beladung mit Cu und Pb ist hier vergleichbar mit der SPM-Beladung in der Oder. Die Gehalte für Cd und Hg lagen in der Pommerschen Bucht deutlich unter den Gehalten in der Oder.
- Die durchgeführten Untersuchungen belegen für die Fließ- und Küstengewässer eine saisonale Abhängigkeit der Belastung des suspendierten partikulären Materials mit Schwermetallen. Eine erhöhte Bioproduktion im Frühjahr, Sommer und Herbst führt über einen „Verdünnungseffekt“ zu einer Verringerung der Schwermetallgehalte in den Schwebstoffen. Im Kleinen Haff und in der Pommerschen Bucht ist der Zusammenhang zwischen partikulär gebundenen Schwermetallen und Chlorophyll-a signifikant.
- Seit Mitte der 1990er Jahre fanden in den Küstengewässern und ihren wichtigsten Zuflüssen umfangreiche Untersuchungen zur **Schwermetallbelastung von Oberflächensedimenten** statt. Die Untersuchungen waren darauf ausgerichtet, eine möglichst flächendeckende Bestandsaufnahme vorzunehmen. Für die Bewertung der Schwermetallbelastung wurden ausschließlich die Gehalte in der Feinkornfraktion < 20 µm herangezogen.
- Die höchsten Schwermetallbelastungen wiesen die Schlicksedimente im Kleinen Haff auf. Die Schwermetallakkumulation in diesem Gewässer ist fast ausschließlich an die Schwebstofffracht der Oder gebunden. In den Schlicksedimenten des Kleinen Haffs wurden vergleichbar hohe Schwermetallgehalte wie im suspendierten partikulären Material dieses Gewässers ermittelt. Die Bedeutung von Resuspensionsvorgängen für den lateralen Schwebstofftransport konnte durch den korrelativen Zusammenhang zwischen den ermittelten Schwebstoffkonzentrationen und der Windstärke belegt werden.
- Vergleichbar hohe Schwermetallbelastungen wie im Haff wurden in den Schlicksedimenten der südlichen Unterwarnow insbesondere für Zn, Cu und Hg nachgewiesen. Als Hauptquellen hierfür müssen neben den Frachten der Warnow und den Emissionen aus der Kläranlage Rostock Abschwemmungen von urbanen Flächen und der Schiffs- und Sportbootverkehr verantwortlich gemacht werden.
- Lokal wurden auch in anderen Küstengewässern Schwermetallanreicherungen nachgewiesen. So können die deutlichen Anreicherungen von Pb, Zn, Cu und Cd in der Lübecker Bucht auf eine Verfrachtung schwermetallkontaminierter Sedimente von einer ehemaligen Klappstelle für Industrieschlämme vor der Neustädter Bucht zurückgeführt werden. Generell erhöhte Cu-Gehalte wiesen Sedimentproben aus Hafengebieten auf, was auf die Anwendung Cu-haltiger Antifoulinganstrichstoffe zurückzuführen ist.
- Geringe Schwermetallgehalte wiesen die Schlicksedimente aus den Darß-Zingster und Rügenschon Bodden auf, wobei die niedrigsten Gehalte im Saaler Bodden gemessen wurden. **Sedimentkernuntersuchungen** bestätigen die sehr geringe Schwermetallbelastung des

Saaler Boddens. In diesem polytrophen Flachgewässer mit stark eingeschränktem Wasseraustausch liegen die Schwermetallgehalte im Bereich des natürlichen Hintergrundes.

- Die aus den Rückstaubereichen der Ostseezuflüsse Warnow, Recknitz, Peene, Zarow und Uecker gewonnenen Sedimente weisen eine geringere Schwermetallbelastung als die Sedimente aus dem Kleinen Haff, aus der Unterwarnow und aus der Lübecker Bucht aber höhere Belastungen als die Sedimente aus dem Saaler Bodden auf. Anreicherungen gegenüber den „natürlichen Hintergrundwerten“ des Saaler Boddens sind in den Flusssedimenten für Zn, Cu, Pb und Hg, nicht aber für Cd, Cr und Ni festzustellen.
- Aus den mittleren Schwermetallgehalten der Schlicksedimente wurden das Schwermetallinventar für den durchmischten Oberflächenhorizont (0-5 cm bzw. 0-15 cm) für die einzelnen Küstengewässer abgeschätzt und den externen Schwermetalleinträgen gegenübergestellt.
- Das geschätzte **interne Schwermetallinventar** der Schlicksedimente liegt in allen inneren Küstengewässern des Landes sehr deutlich über den derzeitigen jährlichen Eintragsmengen. Die größten Schwermetallmengen sind im westlichen Oder-Ästuar (Kleines Haff und Peenestrom) und im Greifswalder Bodden akkumuliert. In diesen Gewässern lagern zwischen 70 und 75 % der für alle inneren Küstengewässer berechneten Gesamtmengen an Cu, Pb und Hg. Bei Zn und Cd sind es knapp über 80 %. Dies zeigt die Bedeutung der Schwermetallfrachten der Oder als Hauptbelastungsquelle an der südwestlichen Küste der Ostsee an.
- Erst die Aufnahme von Feststoffuntersuchungen (Schwebstoff, Sediment) seit Mitte der 1990er Jahre ermöglichte die vorliegende umfassende Bestandsaufnahme zum Belastungszustand der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns mit Schwermetallen. Trotz des vergleichsweise hohen Aufwandes bei der Schwebstoffgewinnung sollten die Untersuchungen der Schwebstoffe auch zukünftig zur Erfassung insbesondere zeitlicher Veränderungen in begrenztem Umfang weitergeführt werden. Ebenfalls fortgesetzt werden sollten die Sedimentuntersuchungen, wobei wegen der relativ geringen zeitlichen Veränderungen eine alternierende Untersuchung einzelner Küstengewässer im Abstand von 3 bis 5 Jahren ausreichend ist. Neben den Untersuchungen an Oberflächenproben sollten zur Ableitung gewässerspezifischer Geochronologien der Nähr- und Schadstoffbelastungen vertikal segmentierte Sedimentkerne aus repräsentativen zentralen Schlick-Akkumulationsgebieten untersucht werden.

Insgesamt wurde mit dieser Arbeit der Kenntnisstand zur Nährstoff- und Schwermetallbelastung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns und zum Verbleib dieser Schadstoffe deutlich erweitert. Die Hauptquellen des Eintrages dieser Stoffe konnten ermittelt und räumliche und zeitliche Veränderungen aufgezeigt werden. Die Bilanzierung der Einträge konnte durch die Auswertung von Immissionsdaten bestätigt werden, so dass ein hoher Grad an Sicherheit bei den Bilanzabschätzungen erzielt wurde. Die umfangreichen Zusammenstellungen von Emissions- und Immissionsdaten im gesonderten Anlagenband stehen einer breiten Verwendung für andere Zusammenhänge und Anwendungsfälle zur Verfügung.

LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

ACKERMANN, F., H. BERGMANN & U. SCHLEICHERT (1983): Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments – a question of grain-size: <20 µm versus <60 µm. *Envir. Technol. Lett.* 4, 317-328.

AGRARBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1995 (Hrsg.: MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND NATURSCHUTZ) (1995): 148 S. u. Anlagen.

ANSHELM, F., T. GAUGER & R. KÖBLE (1998): Kartierung von Toleranzwerten der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Materialien in Deutschland. Endbericht zum Forschungsvorhaben 10807034 des Umweltbundesamtes.

ARGE ELBE (1997): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See: Zahlentafel 1995, ARGE ELBE, Hamburg, 310 S.

ARGE ELBE (2000): Gewässergütebericht Elbe 1999 mit Zahlentafeln der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter des Internationalen Messprogramms der IKSE. IKSE Magdeburg, 87 S. u. Zahlentafeln

ARGE ELBE (2003): Hochwasser August 2002 - Einfluss auf die Gewässergüte der Elbe. Wassergütestelle Elbe, Hamburg, aufgestellt von H. REINCKE, 55. S., Anlagen.

AURADA, K. (1996): Einzugsgebiet der Ostsee. In: LOZAN, J. L., R. LAMPE, W. MATHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR & H. V. WESTERNHAGEN (HRSG.): Warnsignale aus der Ostsee. Berlin, S. 36-40.

AUTORENKOLLEKTIV (1988): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchungen, Band I Chemische, physikalisch-chemische und physikalische Methoden. Gustav Fischer Verlag Jena, 517 S.

BAADER, G., & G. SCHLUNGBAUM (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 12: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 10, 2, 153-166.

BABENERD, B. (1986): Long-term observations of some hydrographical, chemical and plantological variables in Kiel Bay, 1957-1975. ICES C.M.19 (biol. Oceanogr. Committee)

BABENERD, B. (1988): Über den Zusammenhang zwischen Biomasse-Entwicklung (auch von potenziell toxischen Phytoplanktonalgen) während der sog. Sommerblüten und dem Sauerstoffschwund in den deutschen Küstengewässern. *Ber. Inst. f. Meeresk.* Kiel, 1-26.

BABENERD, B. (1991): Increasing oxygen deficiency in Kiel Bay (Western Baltic) – a paradigm of progressing coastal eutrophication. *Meeresforschung - Reports on Marine Research*, 26 pp.

BABIARZ, C. L. (2001): Partitioning of Total Mercury and Methylmercury to the Colloidal Phase of Freshwater. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 35 (24), 4773-4782.

BACHER, B. (1990): Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit gelöster Phosphatfraktionen in Oberflächengewässern. Unveröff. Dissertation, Universität Rostock, 121 S.

BACHOR, A. (1987): Hydrographische, chemische, biologische und virologische Untersuchungen von 1977 - 1986 in der Unterwarnow – einem Estuar der westlichen Ostsee. Unveröff. Ing.-arbeit an der Technischen Universität Dresden, 39 S.

- BACHOR, A. (1988): Die Auswirkungen der stickstoffhaltigen Abwässer des VEB Düngemittelwerk Rostock auf die Wasserbeschaffenheit im Vorflutbereich Peezer Bach - Breitling - Unterwarnow und im Ostseeküstenraum vor Warnemünde. Unveröff. Bericht der Wasserwirtschaftsdirektion Küste Stralsund, 12 S.
- BACHOR, A. (1989): Untersuchungen zum Salz- und Nährstoffhaushalt der Unterwarnow – eines Ästuars der westlichen Ostsee. Beitr. Meereskd. Berlin 59, 3-18.
- BACHOR, A. (1990a): On the variations of some chemical criteria in the Unterwarnow - an estuary of the western Baltic Sea in 1977-1986. *Limnologica* 20 (1), Berlin, 29-32.
- BACHOR, A. (1990b): Räumliche und zeitliche Veränderungen ausgewählter hydrographisch-chemischer Parameter in den Küstengewässern der DDR. *Wiss. Z. Universität Greifswald, Math.-nat.wiss. Reihe*, 39, 3, 29-34.
- BACHOR, A. (1991): Zum gegenwärtigen Zustand und zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstenflüsse Mecklenburg-Vorpommerns. Vortrag auf der Ersten Nationalen Konferenz zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee im Mai 1990 in Rostock, *Texte des Umweltbundesamtes* 14, 41-58.
- BACHOR, A. (1996a): Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990-1995. *Wasser & Boden*, 48. Jahrg., 8, 33-36.
- BACHOR, A. (1996b): Ergebnisse der Güteüberwachung der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Bodden - Schriftenreihe Universität Greifswald*, Nr. 3, 117-136.
- BACHOR, A. (1997): Nährstoffeinträge in die Vorpommerschen Boddengewässer. *Bodden - Schriftenreihe Universität Greifswald* Nr. 5, 25-44.
- BACHOR, A. (2001): Zur Sedimentbeschaffenheit der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Referat auf dem 2. Ostsee-Workshop 15.11.2001: Sedimentuntersuchungen in Ostseeküstengewässern und Schlussfolgerungen für Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen in der WSV, BfG-Veranstaltungen 4/2001, 1-5.
- BACHOR, A., M. VON WEBER & R. WIEMER (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Wasser & Boden*, 48. Jahrg., 8, 26-32.
- BACHOR, A., S. KLITZSCH, R. WIEMER & G. MANTHEY (2004): Untersuchungen zur Gewässergüte im mecklenburgischen Flussabschnitt der Elbe und Abschätzung der Nährstoff- und Schwermetallfrachten während des Sommerhochwassers 2002. *Zeitschrift f. angewandte Geologie*. (im Druck).
- BACHOR, A. & CH. SCHÖPPE (2004): Pollution Load Compilation of the German part of the Odra Estuary (1990-1998). In SCHERNEWSKI & DOLCH (eds.): *The Oder Estuary - against the background of the European Water Framework Directive*. *Marine Science Reports* 57. 1-15.
- BANGEL, H. (2001): Der Gewässerzustand des Oderästuars vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit im Fach Geographie an der Universität Kiel.
- BANGEL, H., G. SCHERNEWSKI, A. BACHOR & M. LANDSBERG-UCZCIEK (2004): Spatial pattern and long-term development of water quality in the Oder Estuary. SCHERNEWSKI & DOLCH (Hrsg.): *The Oder Estuary - against the background of the European Water Framework Directive*. *Marine Science Reports* 57. 17-65.
- BARION, D. (2001): Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus dem Bereich der Landwirtschaft. *KA – Wasswirtschaft, Abwasser, Abfall* (48) Nr. 11, 1637-1643.
- BARTNICKI, J., K. OLENDZYNSKI, J. E. JONSON & S. UER (1998): Description of the Eulerian Acid Deposition model. In: *Transboundary acidifying Air Pollution in Europ. EMEP/MCS-W Status Report 1/98. Part 2*, Oslo.

- 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.inz/helcom2002/index.html>.
- BEHRENDT, H. & A. BACHOR (1998): Point and diffuse Load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of north east Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 38, No. 10, pp. 147-155.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G. & R. UEBE (1999): Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. *Texte des Umweltbundesamtes 75/99*, Berlin.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O. & G. SCHOLZ (2001): Nährstoffemissionen und -frachten in den Flussgebieten Deutschlands und ihre Veränderung. *Texte des Umweltbundesamtes 29*, S. 6-28.
- BEHRENDT, H. & V. MOHAUPT (1983): Die Entwicklung der Phosphorbelastung der Gewässer der DDR und Möglichkeiten ihrer Beeinflussung unter besonderer Berücksichtigung des in Waschmitteln enthaltenen Phosphors. *Studie AdW-IGG*, Berlin.
- BEHRENDT, H., M. KORNMILCH, R. KOROL, M. STRONSKA & W.-G. PAGENKOPF (1999): Point and Diffuse Nutrient Emissions and Transports in the Odra Basin and its Main Tributaries. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27, 5, 274-281.
- BEITZ, H., H.H. SCHMIDT, E. HÖRNICKE & H. SCHMIDT (1991): Erste Ergebnisse der Analyse zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und ihrer ökologische-chemischen und toxikologischen Auswirkungen in der ehemaligen DDR. *Mittlg. Biolog. Bundesanstalt f. Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem.* 123 S.
- BIRR, H.-D. (1988): Zu den Strömungsverhältnissen des Strelasundes. *Beiträge z. Meereskunde.* 58, 3-8.
- BIRR, H.-D. (1997): Hydrographische Charakteristik und Umweltprobleme der mecklenburg-vorpommerschen Boddengewässer. In: BILLWITZ, K. (Hrsg.): *Mecklenburg-Vorpommern: Grundzüge der Naturraumausstattung, -erkundung und -bewertung.* Greifswalder Geographische Arbeiten, 14, 111-128.
- BLMP (1999): *Meeresumwelt - Messprogramm, Messpositionen.* Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock, 72 S.
- BLMP (2000): *Meeresumwelt 1994 - 1996.* Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock, 151 S.
- BLMP (2002): *Meeresumwelt 1997 - 1998.* Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock, 176 S.
- BOBERTZ, B., B. BOHLING, J. HARFF, CH. KUHRTS, M. MEYER & K. ZIERVOGEL (2003): Datenrecherche zur Sedimentverteilung und zum Erosionsrisiko in der westlichen Ostsee. Unveröff. Forschungsbericht des IOW im Auftrag des LUNG. 92 S. u. Anlagen.
- BODUNGEN, B. V., M. GRAEVE, J. KUBE, U. LASS, B. MEYER-HARMS, N. MUMM, K. NAGEL, F. POLLEHNE, M. POWILLEIT, M. RECKERMANN, C. SATTLER, H. SIEGEL & D. WODARG (1995): Stoff-Flüsse am Grenzfluß - Transport- und Umsatz-Prozesse im Übergangsbereich Oderästuar und Pommersche Bucht (TRUMP). *Geowissenschaften* 13, 479-485.
- BOHLING, B. (2003): *Untersuchungen zur Mobilität natürlicher und anthropogener Sedimente in der Mecklenburger Bucht.* - Unveröffentl. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 159 S.
- BOLLER, M. (1998): *Regenwasser auf neuen Wegen.* EAWAG news, 44 D, Zürich, pp 6-11.

- BOLLER, M. (2004): Nachhaltige Regenwasserentsorgung auf dem Weg in die Praxis. EAWAG news, 57, Zürich, pp 25-28.
- BOLLER, M. A. & M. STEINER (2002): Diffuse Emission and Control of Copper in Urban Surface Runoff. Water Sci. Technol. 46 (6-7), 173-181.
- BÖHM, E., T. HILLENBRAND, F. MARSCHNEIDER-WEIDEMANN, CH SCHEMMP, ST. FUCHS, U. SCHERER & M. LÜTTGERT (2000): Emissionsinventar Wasser für die Bundesrepublik Deutschland. Texte des Umweltbundesamtes 53/00, Berlin.
- BÖHM, E., T. HILLENBRAND, F. MARSCHNEIDER-WEIDEMANN, CH. SCHEMMP, ST. FUCHS, & U. SCHERER (2001): Bilanzierung des Eintrages prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Texte des Umweltbundesamtes 29/01, Berlin.
- BÖRNER, R. (2003): Die Warnow ein natürlich rückgestautes Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Vortrag auf dem Kolloquium „Gestaute Flüsse in Deutschland – ökologische Zusammenhänge und wasserwirtschaftliche Probleme“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz am 29./30.04.2003.
- BOZEK, A. & W. JAROSINSKI (1998): Loads of pollutants discharging to the Baltic Sea by the Oder and Vistula Rivers during a flood wave in July and August 1997. Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg, Nr. 13, S.12.-14.
- BRÜGMANN, L. (1988): Some peculiarities of the trace-metal distribution in baltic waters and sediments. Mar. Cem. 23, 425-440.
- BRÜGMANN, L. (1990): Particulate trace metals. In: Baltic Sea Environmental Proceedings 35 B, Second Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1984-1988.
- BRÜGMANN, L. (1996): Quellen und regionale Verteilung von Schwermetallen im Wasser und Sediment. In: LOZAN, J. L., R. LAMPE, W. MATHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR & H. V. WESTERNHAGEN (HRSG.): Warnsignale aus der Ostsee. Berlin, S. 74-79.
- BRÜGMANN, L. (1998a): Die Probenahme von Meer- und Brackwasser. In: SELENT, K.-D. & A. GRUPE: Die Probenahme von Wasser. Ein Handbuch für die Praxis. R. Oldenbourg Verlag München Wien, 115-147.
- BRÜGMANN, L. (1998b): Hintergrundbelastung von Ostsee-Sedimentationsbecken vor der deutschen Küste. BfG-Mitteilungen Nr. 15, Koblenz – Berlin, 17-80.
- BRÜGMANN, L. (1999a): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächensedimenten der Darß-Zingster Boddengewässer einschließlich Recknitz (1998). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 45 S., Anlagen
- BRÜGMANN, L. (1999b): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächensedimenten der Ober- und Unterwarnow (1998). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 51 S., Anlagen
- BRÜGMANN, L. (1999c): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten ostvorpommerscher Küstengewässer (1999). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 33 S. Anlagen
- BRÜGMANN, L. (1999d): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten westmecklenburgischer Küstengewässer (1999). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 35 S., Anlagen
- BRÜGMANN, L. (1999e): Schadstoffe in Sedimenten der Binnen- und Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1994-1999 – Datenbewertung. Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 110 S., Anlagen

- BRÜGMANN, L. (2000): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2000). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 78 S., Anlagen
- BRÜGMANN, L. (2001): Schadstoffuntersuchungen an Oberflächensedimenten und Sedimentkernen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (2001). Unveröff. Bericht i.A. des LUNG, 35 S., Anlagen
- BRÜGMANN, L. (2003): Schwermetalle im Wasser, im Sediment und in Biota. In: DAHLKE, S., L. BRÜGMANN & S. SAGERT (2003): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. Unveröff. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, 392 S.
- BRÜGMANN, L. & A. BACHOR (1990): Present State of the Baltic Coastal Waters off Mecklenburg-Vorpommern, Germany. *GeoJournal* 22.2, 185-194.
- BRÜGMANN, L., BACHOR, A. & M. BRODHAGEN (2000): Sedimentqualität in Küstengewässern und Flüssen Mecklenburg-Vorpommerns. Beitrag auf dem internat. Symposium der Bundesanstalt für Gewässerkunde vom 12.-14. April 1999 in Berlin, BfG-Mittlg. Nr. 22, S. 145-150.
- BRÜGMANN, L., R. HALLBERG, C. LARSSON & A. LÖFFLER (1997): Changing Redox Conditions in the Baltic sea Deep Basins: Impacts on the Concentration and Speciation of Trace Metals. *Ambio* Vol. 26 No. 2, 107-112.
- BRÜGMANN, L., R. HALLBERG & C. LARSSON (1998): Trace metal speciation in sea and pore water of the Gotland Deep, Baltic Sea, 1994. *Geochemistry*, Vol. 13, pp. 359-368.
- BRÜGMANN, L. & K. KREMLING (1999): Sampling. In GRASHOFF, K.; M. ERHARD & K. KREMLING (1999): *Methods of Sea Water Analysis*. Wiley-VCH, Weinheim, New York. S. 1-25.
- BRÜGMANN, L. & D. LANGE (1990a): Mapping of sediment quality with respect to the heavy metal load - results from a case study in the Lübeck/Mecklenburg Bay of the Baltic Sea. - Proc. 17th. Conf. Baltic Oceanographers, Norrköping, 10 pp.
- BRÜGMANN, L. & D. LANGE (1990b): Metal Distribution in Sediments of the Baltic Sea. *Limnologica* (Berlin) 20 (1), 15-28.
- BUCKMANN, K., K. DUWE, A. FEY, U. GEBHARDT, B. HELLMANN, J. POST & A. WEIDAUER (1998): Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. In: LAMPE, R. (Hrsg.) (1998): *Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse*. Greifswalder Geographische Arbeiten, 16, S. 12-41.
- CALMANO, W., W. AHLF & U. FÖRSTNER (1990): Exchange of heavy metals between sediment components and water. In: BROEKAERT, J. A. C., S. GÜCER & F. ADAMS (Hrsg.): *Metal speciation in the environment*. NATO ASI Ser. G23, Springer, Berlin, 503-522.
- CAMERON, W. M. & D. W. PRITCHARD (1963): *Estuaries*. In N. N. HILL: *The Sea*, 2, 306-324. Wiley Interscience, New York.
- CASPERS, H. (1959): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur. - „The Venice System“ - Beschluss vom April 1958. *Internat. Rev. ges. Hydrobiol.* 44, 2 313-316.
- CORRENS, M. (1972): Beiträge zur Hydrographie des Kleinen Haffs und des Peenestroms. Dissertation A Universität Berlin. 228 S.
- CORRENS, M. (1976): Beitrag zur Hydrographie der Unterwarnow. *Acta hydrophys.* 21, 3/4. 183-236.

- CORRENS, M. (1979): Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer der DDR als Grundlage für die weitere Erforschung ihrer Nutzungsfähigkeit zu Trink- und Brauchwasserzwecken. Dissertation B Universität Berlin. 246 S.
- CORRENS, M. & F. JAEGER (1979): Beiträge zur Hydrographie der Nordrügensch Bodden. I. Einführung in das Untersuchungsgebiet, Wasserstandsverhältnisse und Wasserhaushalt. *Acta Hydrophysica* 24, 149-177.
- DAHLKE, S. (1994): Die Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit der Nordrügensch Bodden- und Haffgewässer seit 1989. *Bodden 1*, 51-68.
- DAHLKE, S. (2003): Beitrag zur Analyse der Nordrügensch und Hiddenseer Bodden- und Haffgewässer im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie (BASE). Unveröff. Forschungsbericht Institut für Ökologie Kloster/Hiddensee. 85 S.
- DAHLKE, S., L. BRÜGMANN & S. SAGERT (2003): Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilprojekt Ostsee. Unveröff. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, 392 S.
- DAHLKE, S. & H. HÜBEL (1996a): Ökosystemanalyse Kleiner Jasmunder Bodden. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben 102 04 397 des Umweltbundesamtes. UBA-Texte 24/96, 102 S. u. Anlagen
- DAHLKE, S. & H. HÜBEL (1996b): Der Kleine Jasmunder Bodden: Entwicklung eines hypertrophen Gewässers in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. *Bodden 3*, 83-97.
- DAMKE, H., K.-H. HENNING, J. KASSBOHM, T. PUFF & O. THEEL (2002): Die Schwebstoffe der Oder. *Greifsw. Geowiss. Beiträge*, 10, 63 S., Abbildungen, Tabellen, Anlagen und Tafeln auf CD-ROM.
- DANNENBERGER, D. & A. LERZ (1996): Polychlorinated Biphenyls (PCB) and Organochlorine Pesticides in Sediments of the Baltic and Coastal Waters of Mecklenburg-Vorpommern. *German Journal of Hydrography*, Vol. 48, No. 1, S. 5-26.
- DANNENBERGER, D., G. WITT, A. LERZ & E. TROST (1997): Organische Schadstoffe in Sedimenten des westlichen Oderästuars und dessen vorpommerscher Zuflüsse. Erste Einschätzung der Belastungssituation. *Boden und Wasser* 8, 22-28.
- DANNOWSKI, R., J. STEIDL & J. QUAST (2000): Das Oder-Einzugsgebiet: Untersuchungen zum Stoffretentions- und -umsetzungsverhalten. In: HUMBORG, C., G. SCHERNEWSKI, B. V. BODUNGEN, R. DANNOWSKI, J. STEIDL, J. QUAST, V. WALLBAUM, K.-U. RUDOLPH, C. MÜLLER, S. MAHLBURG & W. ERBGUTH (2000): Oder Basin – Baltic Sea Interactions (OBBSI), Final Report, *Meereswiss. Ber.* 41, 84 pp.
- DEHMEL, H. (1992): Analyse und Auswertung des vorhandenen Datenmaterials zur Bewertung der Wasserbeschaffenheit der Oder. Umweltbundesamt, Texte 7/92. Berlin.
- DIEPENBROEK, M., H. GROBBE & R. SIEGER (2000): PanMap, <http://www.pangaea.de/Software/PanMap>.
- DUFFEK, A. (2000): Über die Mobilität von Schwermetallen in den Bodden- und Haffgewässern der deutschen Ostseeküste. Dissertation an der Universität Rostock, 122 S.
- DUFFEK, A., G. SCHLUNGBAUM & A. BACHOR (2001): Die Schadstoffsituation in den Bodden - am Beispiel der Schwermetalle ausgewählter Küstengewässer. *Meer und Museum*, Band 16, 35-38.
- DUPHORN, K., H. KLIEWE, R.-O. NIEDERMEYER, W. JANKE & F. WERNER (1995): Die deutsche Ostseeküste. *Sammlg. geol. Führer*, 88: 282 S. Berlin, Stuttgart (Borntraeger).

- EIDAM, J. (1999): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1998.- Unveröff. Forschungsbericht, Greifswald, 33 Seiten mit Anlagen
- EIDAM, J. (2002): Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1999-2001.- Unveröff. Forschungsbericht, Greifswald, 45 Seiten mit Anlagen.
- EIDAM, J. J. LEHMANN & T. PUFF (1998): Einfluß des Phasenbestandes von Schwebstoffen und Sedimenten des Odermündungsbereiches auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen. Greifswalder Geographische Arbeiten 16, 130-168.
- EIDAM, J. & D. DANNENBERGER (1998): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1998. - Unveröff. Forschungsbericht, Greifswald, 33 Seiten mit Anlagen.
- EIDAM, J., A. BACHOR, D. DANNENBERGER & H. SCHMIDT (2000): Zum Schwebstofftransport im westlichen Oderästuar - Haupteintragspfad für Schadstoffe ? Bodden 9, 87-95.
- ERNST, A. (1996): Plan für den Ausbau Ostansteuerung Hafen Stralsund, Teil 4: Baggergutverbringungskonzept. Unveröff. Bericht des Wasser- und Schifffahrtsamtes Stralsund, 39 S. u. Anlagen.
- FENNEL, W. (1996): Wasserhaushalt und Strömungen. In: RHEINHEIMER, G. (Hrsg.) Meereskunde der Ostsee. Springer, 56-67.
- FENSKE, C., H. WESTPHAL, A. BACHOR, E. BREITENBACH, H. MEYER, W. BUCHHOLZ & W.-D. JÜLICH (1998): Investigations in the Szczecin Lagoon during the Oder flood (July-August 1997) from a biogeochemical perspective. Deutsche Hydrogr. Zeitschrift, Volume 50, No. 2/3, 231-243.
- FENSKE, C., H. WESTPHAL, A. BACHOR, E. BREITENBACH, W. BUCHHOLZ, W.-D. JÜLICH & P. HENSEL (2001): The consequences of the Odra flood (summer 1997) for the Odra lagoon and the beaches of Usedom: What can be expected under extreme conditions ? Int. J. Hyg. Environ. Health 203, 417-433, Urban & Fischer Verlag.
- FERGUSON, J. E. (1990): The heavy elements: Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. pp. 614
- FIETZ, J. (1996): Die Schwebstoffe des Odermündungsgebietes - geochemische und phasenanalytische Untersuchungen. Unveröffentl. Dissertation Universität Greifswald. 135 S.
- FÖRSTNER, U. (1996): Flußmündungen als Sammelbecken für Schadstoffe. In: LOZAN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey Buchverlag Berlin, S. 133-138.
- FONG, P., J.B. ZEDLER & R.M. DONOHOE (1993): Nitrogen vs. Phosphorus limitation of algal biomass in shallow coastal lagoons. Limnol. Oceanogr. 38, 906-923.
- FREUND, K. (1977): Die Unterwarnow – gesellschaftliche Bedeutung, Belastung und Beschaffenheit. Dissertation B an der Universität Rostock.
- FUCHS, S. & H. H. HAHN (HRSG.) (1999): Schadstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes Niederschlag. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft 96. Oldenbourg, München

FUCHS, S., U. SCHERER, T. HILLENBRAND, F. MARSCHNEIDER-WEIDEMANN, H. BEHRENDT & D. OPITZ (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Texte des Umweltbundesamtes 54/02, Berlin, 153 S. Anlagen.

GENERALPLAN ABWASSERBESEITIGUNG (1997): Lagebericht über die Beseitigung von kommunalen Abwasser und Abwassertechnische Zielplanung. Hrsg.: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, 105 S.

GERDES, P., P. SCHWEIGERT, VAN KEMPEN & S. KUNST (1998): Einträge aus diffusen Quellen in Fließgewässer - Nähr- und Feststoffe. DVWK-Materialien 5, 129 S.

GESSNER, F. (1937): Hydrographie und Hydrobiologie der Brackgewässer Rügens und des Darß. Kieler Meeresforsch. 2, 1-80.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1993 (1994): Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Der Umweltminister. 130 S. u. Anlagen.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999 (2001): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) MV Güstrow. 106 S. u. Anlagen auf CD-Rom.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000/2001/2002 (2004): Gütezustand der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern in den Jahren 2000 - 2002. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) MV Güstrow (in Vorbereitung).

GLUSCHKE, M. (2000): Emissionsinventar deutsches Ostsee-Einzugsgebiet. Texte des Umweltbundesamtes 33/00, Berlin. 104 S. u. Anlagen.

GOSELCK, F., F. DOERSCHEL & T. DOERSCHEL (1987): Further Developments of Macrozoobenthos in Lübeck Bay, Following Recolonisation in 1980/81. Int. Revue ges. Hydrobiol. 72, 5, 631-638.

GOSELCK, F. & M. VON WEBER (1997): Die Eutrophierung – ein Problem in der Wismar-Bucht. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Museums für Meereskunde und Fischerei, Band 13, S. 36-40.

GRASHOFF, K.; M. ERHARD & K. KREMLING (1999): Methods of Sea Water Analysis. Wiley-VCH, Weinheim, New York. 600 p.

HARFF, J. (ED.) BAHLO, R., R. BOBERTZ, B. BOHLING, W. FENNEL, S. FORSTER, M. FRIEDRICH, G. GRAF, G. GRUß, J. HARFF, M. HEINEKE, B. HEISE, S. HÖLZEL, J. KLEINE, J. KRAFT, C. KUHRTS, T. LEIPE, W. LEMBKE, K. LOCHTE, R. LÜHDER, F. PEINE, F. TAUBER, R. TURNWITSCH, T. WEVER, K. ZIERVOGEL (2003): Projekt: DYNAS - Dynamik natürlicher und anthropogener Sedimentation; Vorhaben: Sedimentationsprozesse in der Mecklenburger Bucht - Abschlußbericht. - BMBF FKZ 03F0280A, Institut für Ostseeforschung Warnemünde.

HARMS, A. (1996): Die bodennahe Trübungszone der Mecklenburger Bucht unter besonderer Betrachtung der Stoffdynamik bei Schwermetallen. Meereswissenschaftliche Berichte des IOW, No. 20, 128 S. u. Anlagen.

HARMS, A. (1997): Einfluß von Eutrophierung auf Sauerstoffmangelercheinungen und deren Auswirkung auf das Verhalten von Spurenmetallen. Bodden, 5, 109-134.

HEININGER, P., A. MÜLLER & K. GRÜNWALD (1998): Aufgaben und Ziele der Bundesanstalt für Gewässerkunde bei der Untersuchung von Sedimenten und Schwebstoffen der deutschen Ostseeküste. BfG-Mitteilungen Nr. 15, Koblenz - Berlin, 6-15.

HELCOM (1987): First Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-1). Baltic Sea Environment Proceedings No. 20. Hamburg/Helsinki, 56 p.

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 (1990): Second periodic assessment of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-1988, Background document, Baltic Sea Environment Proceedings No. 35B. 432 p.

HELCOM (1991): Airborne Pollution Load to the Baltic Sea 1986-1990. Baltic Sea Environment Proceedings No. 35, 92 p. and Appendices

HELCOM (1993): Second Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-2). Baltic Sea Environment Proceedings No. 45, 161 p.

HELCOM (1993a): The Baltic Sea Joint Comprehensive Environmental Action Programme. Baltic Sea Environment Proceedings No. 48, 58 p. and Appendices.

HELCOM (1994): Guidelines for the Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-3). Baltic Sea Environment Proceedings No. 57, 54 p.

HELCOM (1996): Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93, Background document, Baltic Sea Environment Proceedings No. 64B. 252 p.

HELCOM (1997): Airborne Pollution Load to the Baltic Sea 1991-1995. Baltic Sea Environment Proceedings No. 69, 57 p. and Appendices

HELCOM (1998): The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-3). Baltic Sea Environment Proceedings No. 70, 133 p.

HELCOM (1998a): Final Report on the Implementation of the 1988 Ministerial Declaration. Baltic Sea Environment Proceedings No. 71, 43 p.

HELCOM (2001): Environment of the Baltic Sea area 1994-1998. Baltic Sea Environment Proceedings No. 82b. 133 p.

HELCOM (2003a): The Baltic Marine Environment 1999-2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87, 47 p.

HELCOM (2003b): Environmental impacts due to the increased density of shipping in the Baltic Sea Area – Copenhagen Plus 1. Baltic Sea Environment Proceedings No. 86, 47 p.

HELCOM (2003c): Executive Summary of the Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation - PLC-4. HELCOM 24/2003, 12 p.

HELIOS RYBICKA E. & M. STRZEBONSKA (1999): Distribution and Chemical Forms of Heavy Metals in the Flood 1997 Sediments of the Upper and Middle Odra River and its Tributaries, Poland. Acta hydrochim. hydrobiol. 27, 5, 331-337.

HELLMANN, H. (1986): Analytik von Oberflächengewässern. In: Analytische Chemie für die Praxis. Hrsg. HULPKE, H., H. HARTKAMP & G. TÖLG, Georg Thieme Verlag Stuttgart New York, 225 S.

HENNING, K.-H., J. LEHMANN, A. ERNST, J. KASSBOHM & T. BÄHR (1996): Zum fluviatilen Transport von geogenem, biogenem und anthropogenem Detritus in der Elbe. Greifswalder Geowissenschaftliche Beiträge, 3, 115-199.

- HENNING, K.-H., H. DAMKE, J. KASSBOHM, T. PUFF, E. BREITENBACH & O. THEEL (1998a): Schwebstoffbeschaffenheit im Odersystem. Zwischenbericht 02/98, Kennwort: Oderschwebstoffe, Förderkennzeichen: BMBF-02WT9708/0, Univ. Greifswald, 41 S.
- HENNING, K.-H., H. DAMKE, J. KASSBOHM, T. PUFF, E. BREITENBACH & O. THEEL (1998b): Schwebstoffbeschaffenheit im Odersystem. Zwischenbericht 08/98, Kennwort: Oderschwebstoffe, Förderkennzeichen: BMBF-02WT9708/0, Univ. Greifswald, 9 S.
- HENNING, K.-H., H. DAMKE, J. KASSBOHM, T. PUFF, E. BREITENBACH & O. THEEL (2001): Schwebstoffbeschaffenheit im Odersystem. Abschlußbericht zum Teilprojekt 4 im Odra-Projekt „Interdisziplinäre deutsch-polnische Studien über das Verhalten der Schadstoffe im Odersystem“. Greifswald, 98 S. und Anlagen.
- HILDEBRANDT, D. (2004): Organische Schadstoffbelastungen in den Sedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns: Untersuchungen zur ökologischen Risikobewertung. Unveröffentl. Dissertation an der Universität Greifswald.
- HOLLIGAN, P. & H. DE BOOIS (HRSG.) (1993): Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) Science Plan, IGBP Report No. 25, IGBP, Stockholm, 50 pp.
- HÜBEL, H. (1984): Die Bindung des molekularen Stickstoffs durch autotrophe und heterotrophe Mikroorganismen in Küstengewässern der DDR und an einigen Stationen der Ostsee. Habilitationsschrift, Universität Greifswald. 147 S.
- HÜBEL, H. & S. DAHLKE (1991): Stoffhaushalt und Belastungsgrad des Kleinen Jasmunder Bodden. Studie zur Ist-Zustandserfassung im Auftrage der WWD-Küste (Landesamt für Umwelt und Natur). 1-45.
- HÜBEL, H., CH. WOLFF & L.A. MEYER-REIL (1998): Salinity, Inorganic nutrients and primary production in a shallow coastal inlet in the southern Baltic Sea (Nordrügensche Bodden). Results from long-term observations (1960-1989). Internat. Rev. Hydrobiol. 83, 479-499.
- HUMBORG, C., G. SCHERNEWSKI, B. V. BODUNGEN, R. DANNOWSKI, J. STEIDL, J. QUAST, V. WALLBAUM, K.-U. RUDOLPH, C. MÜLLER, S. MAHLBURG & W. ERBGUTH (2000): Oder Basin – Baltic Sea Interactions (OBBSI), Final Report, Meereswiss. Ber. 41, 84 pp.
- HURTIG, T. (1957): Physische Geographie von Mecklenburg. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin.
- IMHOFF, K. & K. IMHOFF (1990): Taschenbuch der Stadtentwässerung. R. Oldenbourg Verlag München, Wien, 422 S.
- IRION, G. (1984): Schwermetallbelastung in Oberflächensedimenten der westlichen Ostsee. Naturwiss., 71, 536-538.
- KAISER, W., D. NEHRING, G. BREUEL, N. WASMUND, H. SIEGEL, G. WITT, E. KERSTAN & B. SADKOWIAK (1995): Zeitreihen hydrographischer, chemischer und biologischer Variablen an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee). Meereswiss. Ber. Warnemünde, Nr. 11, 104 S.
- KELLER, M., M. HILDEN & J. MERTEN (1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995. Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.). 38 S. u. Anlagen.
- KERSTEN, M., W. KIENZ, S. KOELLING, M. SCHRÖDER & U. FÖRSTNER (1990): Schwermetallbelastung in Schwebstoffen und Sedimenten der Nordsee. Vom Wasser 75, S. 245-272.

- KLIBO (1998): Klimaänderung und Boddenlandschaft. Holozäne Entwicklungsgeschichte ausgewählter Boddenlandschaften unter besonderer Berücksichtigung von Klima, Eustasie und Isostasie. BMBF-Projekt. Abschlußbericht, 31. S. und Anlagen
- KLITZSCH, S. & CH. ROCHOW (2004): Übersichtsmaterial zur meteorologisch.hydrologischen Bewertung des Kalender- und Abflussjahres 2003. Unveröff. Bericht des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV, 3 S. u. Anlagen.
- KLOCK, W. (1930): Phytoplanktonuntersuchungen im Brackwassergebiet der Unterwarnow. Int. Revue ges. Hydrobiol. 23 (1930), 305-416.
- KLUTENTRETER, H. (2000): Zum Stoffbestand der Schlicksedimente des östlichen Oderhaffs. Diplomarbeit der Universität Greifswald
- KOCH, M. (2002): Quellenermittlung von Schadstoffen in kommunalen Abwässern. Dissertation an der Technischen Universität Berlin, Fakultät III - Prozesswissenschaften, 189 S. u. Anhänge.
- KOLP, O. (1966): Die Sedimente der westlichen und südlichen Ostsee und ihre Darstellung. Beitr. Z. Meereskunde, 17-18, Berlin.
- KOPPE, P. & A. STOZEK (1999): Kommunales Abwasser. Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme. Vulkan-Verlag Essen, 567 S.
- KORICH, U. (1993): Der Makrophytenbestand des Strelasundes und seine Bezüge zu fischereilichen Aspekten. Diplomarbeit an der Humboldt-Universität Berlin, 101 pp.
- KRAMER, K. J. M. & J. C. DUINKER (1988): The Rhine/Meuse Estuary. IN SALOMONS, W., B. L. BAYNE, E. K. DUURSMA & U. FÖRSTNER (HRSG.): Pollution of the North Sea. An Assessment. Springer, Berlin. 213-224.
- KREMLING, K., J. JOSEPH, J.S. TOKOS, L. BRÜGMANN & H.-P. HANSEN (1997): Variability of Dissolved and Particulate Trace Metals in the Kiel and Mecklenburg Bights of the Baltic Sea 1990-1992. Marine Pollution Bulletin, Vol. 34, No 2, pp. 112-122.
- KREUTZMANN, J., J. HOLZ & G. JANDL (1995): Untersuchung des atmosphärischen Schadstoffeintrages in Nord- und Ostsee - Messungen. Forschungsbericht 104 02 667/02 des Umweltbundesamtes Berlin. 272 S.
- KORNVANG, G., G. AERTEBJERG, R. GRANT, P. KIRSTENSEN, M. HEVMAND & J. KIRKEGAARD (1993): Nationwide monitoring of nutrients and biological effects : State of the Danish aquatic environment. Ambio, 22: 632-638.
- KRÜGER, K. & P. F. MEYER (1937): Biologische Untersuchungen in der Wismarschen Bucht. Z. f. Fischerei, 5, 665-703.
- KRÜGER, O. & G. PETERSEN (1993): Europaweite Deposition von Schwefel- und Stickstoffverbindungen und Schwermetallen im EMEP-Gitter. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH. 62 S.
- LAANE, R.W.P.M. (1992): Background concentrations of natural compounds in rivers, sea water, atmosphere and mussels. Summary of the group reports written during the International Workshop on Background Concentrations of Natural Compounds, The Hague, 6-10 April 1992. Tidal waters Division Report DGW-92.033, 84 pp.
- LAMPE, R. (Hrsg.) (1998) Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse. Greifswalder Geographische Arbeiten, 16, 490 S.
- LAMPE, R. (1998): Das Oderästuar als Filter und Transformator. In: LAMPE, R. (Hrsg.): Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar – Austauschprozesse. Greifswalder Geographische Arbeiten 16, 451-483.

- LAMPE, R. (1999): The Odra Estuary as a Filter and Transformation Area. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 27, 5, 292-297.
- LAMPE, R. (Hrsg.) (2002): Holocene Evolution of the South-Western Baltic Coast – Geological, Archaeological and Palaeo-environmental Aspects. *Greifswalder Geographische Arbeiten*, 27, 224 S.
- LAMPE, R. & H. MEYER (1995): Sedimentqualität und hydrographische Bedingungen - ein Vergleich verschiedener Boddengewässer. *Bodden 2*, 6-26.
- LANDNER, L. & L. LINDSTRÖM (1999): Copper in society and in the environment. Swedish Environmental Research Group (MFG), 2. Auflage.
- LANGE D. & D. HILDEBRANDT (1995): Schadstoffuntersuchungen in den Oberflächensedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1995. Unveröff. Bericht im Auftrage des LUNG, 46 S.
- LANGE D. & D. HILDEBRANDT (1996): Untersuchungen zur Belastung der Sedimente im westlichen Oderästuar (Oderhaff, Peenestrom) und dessen vorpommerschen Zuflüsse (Peene, Uecker, Randow, Zarow, Ziese) 1996. Unveröff. Bericht im Auftrage des LUNG, 38 S., Anlagen
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1998): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche. *Studien und Tagungsberichte Band 20/21*, 199 S. , Anlagenband
- LANU (1995): Gewässerüberwachung 1994 - Zahlentafeln Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig Holstein. LW 400a-5203.71-3/C 29; Kiel 1995, 247 pp.
- LARSSON, U., R. ELMGREN, & F. WULFF (1985): Eutrophication and the Baltic Sea: causes and consequences. *Ambio* 14, 9-14.
- LAWA (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. - Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), 25 S.
- LAWA (1998b): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation -. 35 S. Anlagen
- LAWA (1999): Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland, Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland – Karten der Wasserbeschaffenheit – 1987-1996. 44 S. Anlagen
- LEHMANN, J., TH. PUFF, H. DAMKE, J. EIDAM, K.-H. HENNING, W.-D. JÜLICH & H. ROßBERG (1999): The Odra River Load of Heavy Metals at Hohenwutzen during the Flood in 1997. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27, 5, 321-324.
- LEIPE, T. (1986): Beiträge zur Geochemie und Geoökologie rezenter Sedimente der Boddengewässer im Nordosten der Deutschen Demokratischen Republik. Dissertation an der Universität Greifswald. 85 S., Anlagen
- LEIPE, T. (1997): Geochemische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Oderhaff zur Rekonstruktion der Eutrophierung und anthropogenen Beeinflussung. *Bodden 5*, 97-105.
- LEIPE, T., L. BRÜGMANN & U. BITTNER (1989): Zur Verteilung von Schwermetallen in rezenten Brackwassersedimenten der Boddengewässer der DDR. *Chem. Erde* 49, S. 21-38.
- LEIPE, T., T. NEUMANN & K.-CH. EMEIS (1995): Schwermetallverteilung in holozänen Ostseesedimenten. - *Geowissenschaften* 13 (12): 470-478.

- LEIPE, T., J. EIDAM, R. LAMPE, H. MEYER, T. NEUMANN, A. ODSADCZUK, W. JANKE, T. PUFF, T. BLANZ, F.X. GINGELE, D. DANNENBERGER & G. WITT (1998): Das Oderhaff - Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuares. *Meereswiss. Berichte* No. 28, 61 S.
- LEIPE, T., A. LOEFFLER, K.-CH. EMEIS, S. JAEHMLICH, R. BAHLO & K. ZIERVOGEL (2000): Vertical Patterns of suspended Matter - Characteristics along a Coastal-basin Transect in the Western Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51, 789-804.
- LEIPE, T., F. TAUBER, L. BRÜGMANN, G. IRION & U. HENNINGS (1998): Schwermetallverteilung in Oberflächensedimenten der westlichen Ostsee (Arkonabecken, Mecklenburger/Lübecker Bucht und Kieler Bucht). *Meyniana*, 50, S. 137-154.
- LEMBKE, W. (1998): Sedimentation und paläogeographische Entwicklung im westlichen Ostseeraum (Mecklenburger Bucht bis Arkonabecken) vom Ende der Weichselvereisung bis zur Litorinatrangression. *Meereswiss. Ber. Warnemünde* 31, 156 S.
- LEY, M. (1997): Landnutzung und Abflussspende in Flussgebieten des Ostsee-Einzugsgebietes als bestimmende Faktoren der Nährstofffrachten und -konzentrationen. Diplomarbeit Humboldt-Universität Berlin, 121 S.
- LINDNER, A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Dissertation Universität Rostock, 201 pp.
- LOZAN, J. L. & H. KAUSCH (Hrsg.) (1996): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Parey Buchverlag Berlin. 390 S.
- LUFTGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999 (2001): Ergebnisse der Luftgüteüberwachung in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie MV Güstrow
- MARCINEK, J. & B. NITZ (1973): Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik. Gotha/Leipzig.
- MATTHÄUS, W. (1996): Ozeanographische Besonderheiten (der Ostsee). In: LOZAN, J. L., R. LAMPE, W. MATTHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag Berlin. S. 17-24.
- MATTHÄUS, W., G. NAUSCH, H. U. LASS, K. NAGEL & H. SIEGEL (1999): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1998. *Meereswiss. Ber. Warnemünde*, 35, 69 pp.
- MATTHÄUS, W., G. NAUSCH, H. U. LASS, K. NAGEL & H. SIEGEL (2001): The Baltic Sea – Stabilization of nutrient concentrations in the surface water and increasing extent of oxygen deficiency in the central Baltic deep water. *Meereswiss. Ber. Warnemünde*, 45, 3-88.
- MCCAULEY, E., J. A. DOWNING & S. WATSON (1989): Sigmoid relationships between nutrients and chlorophyll among lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 1171-1175.
- MEHL, D. (2004): Grundlagen hydrologischer Regionalisierung: Beitrag zur Kennzeichnung der hydrologischen Verhältnisse in den Flussgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. - Unveröff. Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, 156 S. u. Anlagen.
- MEHL, D., A. KLEIN, T. SCHOTT & A. MARQUARDT (2004): Analyse, Bewertung und Optimierung des Landespegel-essnetzes an den Fließ- und Standgewässern in Mecklenburg-Vorpommern im Zusammenhang mit den künftigen wasserwirtschaftlichen Aufgaben, insbesondere im Hinblick auf die Umsetzung der EU-Wasser-rahmenrichtlinie. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, unveröff. Studie im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 196 S. u. Anhang.

- MERKEL, B. & B. SPERLING (1996/1998): Hydrogeochemische Stoffsysteme, Teil I u. II. in: Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK), Hefte 110 u. 117, Wirtsch.- und Verlagsges. Gas und Wasser, Bonn
- MEYER, H., R. LAMPE, P. JONAS & K. BUCKMANN (1998): Nährstoffe im Oderästuar - Transporte und Inventare. Greifsw. Geographische Arbeiten 16, 99-129.
- MEYER, H. & R. LAMPE (1999): The Restricted Buffer Capacity of a South Baltic Estuary - The Oder Estuary. *Limnologica* 29 (1999) 242-248.
- MEYER, A.-K. & MITAUTOREN: Die Belastung der Oder - Ergebnisse des Internationalen Oderprojektes (IOP). BMBF-Projekt, Eigenverlag Universität Hamburg, ISBN-Nr. 2-924330-54-9.
- MEYER-REIL, L. A. (1996): Mikrobiologie des Benthos. In: RHEINHEIMER, G. (Hrsg.) *Meereskunde der Ostsee*. Springer, 181-188.
- MEYER-REIL, L. A. (2002): Microbial Metabolism in Sediments of Coastal Inlets of the Southern Baltic Sea - Response to Gradients of Eutrophication. In SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.) *Baltic coastal ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management*. Ceedes, Springer Publ., 42-51.
- MEYER-REIL, L. A. & M. KÖSTER (2000): Eutrophication of marine waters: effects on benthic microbial communities. *Mar. Poll. Bull.* 41; 255-263.
- MICHELCHEN, N. (1993): Einschätzung der hydrographischen Verhältnisse in der Wismar-Bucht im Zusammenhang mit der Modernisierung der MTW Schiffswerft auf dem Haffeld. Gutachten der TÜV Nord Umweltschutz GmbH Rostock vom 8.11.1993, 17 pp.
- MINNING, M. (2004): Der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs. In SCHERNEWSKI & DOLCH (eds.): *The Oder Lagoon - against the background of the European Water Framework Directive*. *Marine Science Reports* 57. 179-222.
- MOHAUPT, V., U. SIEBER, J. VAN DE ROOVAART, C. G. VERSTAPPEN, F. LANGENFELD & M. BRAUN (1998): Diffuse sources of heavy metals in the German Rhine catchment. 3rd International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution, 31.8.-4.9.1998, Edinburgh.
- MOHAUPT, V., U. SIEBER, J. VAN DE ROOVAART, C. G. VERSTAPPEN, F. LANGENFELD & M. BRAUN (2000): Diffuse sources of heavy metals in the Rhine Basin. Proc. 4th International IAWQ-Conference on Diffuse Pollution, 16.-21.1.2000, Bangkok, 144-151.
- MOHRHOLZ, V. & H. U. LASS (1998): Transport between Oderhaff and Pomeranian Bight a simple barotropic box model. *Dt. Hydrogr. Z.* 50, 4, 371-383.
- MORRIS, A. W. (1988): The estuaries of the Humber and Thames. In SALOMONS, W., B. L. BAYNE, E. K. DUURSMA & U. FÖRSTNER (HRSG.): *Pollution of the North Sea. An Assessment*. Springer, Berlin. 213-224.
- MÜLLER, A. (1997): The Flood in the Oder River 1997 - Impact on the Water Quality. *Ber. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie* 13, 15-16.
- MÜLLER, A. & P. HEININGER (1998): Zur rezenten Sedimentbelastung in ausgewählten Küstengewässern der deutschen Ostsee. *BfG-Mitteilungen* Nr. 15, Koblenz - Berlin, 81-96.
- MÜLLER, A. & M. WESSLES (1999): The Flood in the Odra River 1997 - Impact of Suspended Solids on Water Quality. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 27, 5, 316-320.

- NAUSCH, G. (1997): Die Sedimente in der Pommerschen Bucht - ein Speicher für organische Substanzen und Nährstoffe. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 5, 129-137.
- NAUSCH, G., R. FEISTEL, H. U. LASS, K. NAGEL & H. SIEGEL (2002): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2001. Meereswiss. Ber. No. 49. 1-77.
- NAUSCH G. & D. NEHRING (1996): Baltic Proper, Hydrochemistry. In: Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993, Background Document. Baltic Sea Environ. Proc. 64B, 80-85.
- NAUSCH, G., D. NEHRING & G. AERTEBJERG (1999): Anthropogenic Nutrient Load of the Baltic Sea. Limnologica 29, 233-241.
- NAUSCH G., G. SCHLUNGBAUM & G. BAADER (1983): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil XIX. Zur Beschaffenheit der Oberflächensedimente im Bereich der Ober- und Unterwarnow. Wiss. Z. Univ. Rostock, 32, 5, 15-19.
- NAUSCH G. & G. SCHLUNGBAUM (1984): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil 17: Spezielle Untersuchungen zur Dynamik der Oberflächensedimente eines flachen Boddengewässers (Barther Bodden). Acta hydrochim. Hydrobiol. 12, 1, 61-72.
- NAUSCH G. & G. SCHLUNGBAUM (1995): Nährstoffdynamik in einem flachen Brackwassersystem (Darß-Zingster Boddengewässer) unter dem Einfluß variierender meteorologischer und hydrographischer Bedingungen. Bodden, Nr. 2, 153-163.
- NEHRING D. (1997): Aspelte der Ostsee-Sanierung. In AURADA D. & J. NEWIG (Hrsg.): Die Ostsee und ihr Einzugsgebiet - Wandel des Natur- und Kulturräumens. Greifswalder Geographische Arbeiten, 15, 21-35.
- NEHRING D. & W. MATTHÄUS (1990): Aktuelle Trends hydrographischer und chemischer Parameter in der Ostsee, 1958-1989, Meereswiss. Ber. No. 2.
- NEHRING D. & W. MATTHÄUS (1991): Current trends in hydrographic and chemical parameters and eutrophication in the Baltic Sea. Int. Revue ges. Hydrobiol., 76, 297-316.
- NEUMANN, T., T. LEIPE & B. WULFF (1989): Sedimentations-, Anreicherungs- und Umlagerungsprozesse in speziellen Seegebieten der DDR (Dumpingproblematik - Baggergutschüttstellen). Unveröff. Bericht des IfM Warnemünde. 87 S.
- NEUMANN, T., T. LEIPE, T. BRAND & G. SHIMMIELD (1996): Accumulation of heavy metals in the Oder estuary and its off-shore basins. - Chemie der Erde, 56, 207-222.
- NIEDERMEYER, R. O. (1996): Geologische Entwicklung, Meeresboden-Relief und Sedimente (der Ostsee). In: LOZAN, J. L., R. LAMPE, W. MATTHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR & H. V. WESTERNHAGEN (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag Berlin. 11-17.
- NIEDERMEYER, R.-O. & D. LANGE (1989): Modern mud deposits of the Western Baltic Sea (Mecklenburg Bight). Sedimentary environment and diagenesis. Beitr. Meereskd., Berlin 60, 5-20.
- NIEMIRYCZ, E. (1999): The Pollution Load from the River Odra in Comparison to That in Other Polish Rivers in 1988-1997. Acta hydrochim. Hydrobiol. 27, 5, 286-291.
- NIXON, S. W. (1990): Marine eutrophication: a growing international problem. Ambio 19, 101.

- NIXON, S. W. (1995): Coastal marine eutrophication: a definition, social causes and future concerns. *Ophelia* 41, 219-220.
- OECD (eds.) (1982): Eutrophications of waters. Monitoring, assessment and control. Organisations for Economic Cooperation and Development, OECD, Paris.
- OERTEL (1994): Zur Abwasserbelastung des Strelasundes. In: Greifswalder Geographische Arbeiten Hrsg.: R. LAMPE, 10, 193-203.
- OSADCZUK A., R. LAMPE, H. MEYER & D. SOBIERAJ (1996): Characteristics of Recent Sediments from Szczecin Bay. Polish Academy of Sciences, Institute of Hydro-Engineering Gdansk, 119-128.
- OSADCZUK K., A. OSADCZUK, H. MEYER & A. WILLE (1996): Variations of Biogenic Compounds in Water of Swina Mouth and Szczecin Bay. Polish Academy of Sciences, Institute of Hydro-Engineering Gdansk, 109-118.
- OVIATT, C., P. DOERING, B. NOWICKI, L. REED, J. COLE & J. FRITHSEN (1995): An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Marine Ecology. Progress Series* 116, 171-179.
- PASTUSZAK, M., S. SITEK & A. GRELOWSKI (1998): The exceptional Oder flood in summer 1997 - nutrients concentrations in the Swina Strait during the years 1996 and 1997 with emphasis on the flood event. *Dt. Hydrograph. Z.* 50, 2/3, 183-202.
- PEDERSEN, M. F. (1995): Nitrogen limitation of photosynthesis and growth: Comparison across aquatic plant communities in a Danish estuary, Roskilde Fjord. *Ophelia* 41, 261-272.
- PETERSON VON H. & P. HUPFER (1967): Hydrologische Verhältnisse in den Boddengewässern südlich des Darß-Zingstes sowie des Kubitzer Boddens. Unveröff. Bericht des Maritimen Observatoriums Leipzig i.A. der WWD Küste
- POHL., C., U. HENNINGS, B. KOßUROCK & R. RICHTER (1997): Ostsee-Monitoring - Die Schwermetall-Situation in der Ostsee im Jahre 1996. Institut für Ostseeforschung Warnemünde an der Universität Rostock; 24 pp.
- POHL., C., U. HENNINGS, B. KOßUROCK & R. RICHTER (1998): Ostsee-Monitoring - Die Schwermetall-Situation in der Ostsee im Jahre 1997. Institut für Ostseeforschung Warnemünde an der Universität Rostock; 32 pp.
- POHL., C., U. HENNINGS & B. KOßUROCK (1999): Ostsee-Monitoring - Die Schwermetall-Situation in der Ostsee im Jahre 1998. Institut für Ostseeforschung Warnemünde an der Universität Rostock; 25pp.
- POHL., C. & U. HENNINGS (2002): Ostsee-Monitoring - Die Schwermetall-Situation in der Ostsee im Jahre 2001. *Meereswiss. Ber. No.* 49, Warnemünde, 80-102.
- POHL., C.; U. HENNINGS, H. SIEGEL & A. BACHOR (2002): Trace metal impact into the Baltic Sea during the exceptional Oder flood in summer 1997. *Marine Chemistry* 79, 101-111.
- PORTER, H. C. (1894): Abhängigkeit der Breitling- und Unterwarnowflora vom Wechsel des Salzgehaltes. *Archiv Verein Freunde Naturgesch. Mecklenburg* 48, 79-105.
- PRENA, J. (1994): Oxygen depletion in Wismar Bay (Western Baltic Sea) 1988. *Arch. Fish. Mar. Res.* 41(1), 77-87.
- PRENA, J.; F. GOSELCK, V. SCHROEREN & J. VOSS (1997): Periodic and episodic benthos recruitment in southwest Mecklenburg Bay (western Baltic Sea). *Helgoländer Meeresunters.* 51, 1-21.

- PUFF, T., J. LEHMANN, J. EIDAM & J. FIETZ (1997): Sedimente und Schwebstoffe der Oder: mineralogische und geochemische Eigenschaften. - Greifswalder Geowissenschaftliche Beitr. 5, 167-178.
- RAACH, C., H. WIGGERING & S. BRINGEZU (1999): Stoffflußanalyse Abwasser - eine Abschätzung der Substanzflüsse deutscher Kläranlagen. *Vom Wasser*, 92, 11-35.
- RACHOR, E. & H. ALBRECHT (1983): Sauerstoffmangel im Bodenwasser der Deutschen Bucht. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven 19, 209-227.
- REDFIELD, A.C. (1934): On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. In: James Johnston Memorial Volume. University Press of Liverpool, Liverpool, London, Prescott, 176-192.
- REDFIELD, A., B. KETCHUM & F. RICHARDS (1963): The influence of organisms on the composition of the sea water. In: HILL, M. N. (ed.) *The Sea*. Vol. II. Wiley Intersciences, New York, pp 26-77.
- REETZ, M. (1992): Abschätzung von Nährstoffflüssen aus dem Einzugsgebiet in ein küstennahes Flachgewässer am Beispiel der Wismarer Bucht. Diplomarbeit an der Christian-Albrechts-Universität Kiel
- REINICKE, R. (1989): Der Greifswalder Bodden - geographisch-geologischer Überblick, Morphogenese und Küstendynamik. *Meeresmuseum* 5, Schriftenr. Deutsches Meeresmuseums Stralsund, 3-9.
- ROHDE, K.-H. & D. NEHRING (1979): Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. *Geod. Geoph. Veröff. R. IV*, H. 27, 68pp.
- RICHARDSON, K. & B. B. JORGENSENS (1996): Eutrophication: definition, history and effects. In: JORGENSENS B. B. & K. RICHARDSON (Hrsg.): *Eutrophication in coastal marine ecosystems*. Coastal and estuarine studies, Vol. 52, American Geophysical Union, Washington, 1-19.
- RITZRAU, W. & G. GRAF (1992): Increase of microbial biomass in the benthic turbidity zone of Kiel Bight after resuspension by a storm event. *Limnol. Oceanogr.* 37 (5), S. 1081-1086.
- RÖPKE, A., M. v. WEBER & A. BACHOR (1998): Oder Flood 1997 - Implications for the German part of the Oder Lagoon. *Ber. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie* 13, 19-21.
- ROSENBERG, R. (1985): Eutrophication – the futur marine nuisance ? *Mar. Poll. Bull.* 16, 227-231.
- RUMOHR, H. (1986): Historische Indizien für Eutrophierungserscheinungen (1875-1939) in der Kieler Bucht (westl. Ostsee). *Meeresforsch.* 31, 115-123.
- SCHAEKE, B. & R. PÖPLAU (2000): Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. *Korrespondenz Abwasser* Vol. 47, Nr.8, S. 1142-1149.
- SCHAEKE, B. & R. PÖPLAU (2002): Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlamm in Mecklenburg-Vorpommern. Landesverbandstagung des ATV-DVWK am 29-30.05.2002 in Schwerin, Tagungsband, S. 27-50.
- SCHERNEWSKI, G. (1999): Der Stoffhaushalt von Seen: Bedeutung zeitlicher Variabilität und räumlicher Heterogenität von Prozessen sowie des Betrachtungsmaßstabs - Eine Analyse am Beispiel eines eutrophen geschichteten Sees im Einzugsgebiet der Ostsee (Belauer See, Schleswig-Holstein). *Meereswiss. Berichte* No. 36, 275 S.

- SCHERNEWSKI, G. & M. WIELGAT (2001): Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: BREBBIA, C.A. (eds.): Coastal Engineering: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions. Witpress, Southampton, 87-98.
- SCHERNEWSKI, G. & H. STERR (2002): Tourism and Environmental Quality of the German Baltic Coast: Conflict or Chance ? In SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.) Baltic coastal ecosystems: structur, function and management. Ceedes, Springer Publ., 215-229.
- SCHIEWER, U. (2001): Salzhaff, Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette: Gewässereutrophierung und Pufferkapazität - ein Vergleich. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 9, 5-19.
- SCHIEWER, U. (2002): Recent Changes in Northern German Lagoons with Special Reference to Eutrophication. In SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.) Baltic coastal ecosystems: structur, function and management. Ceedes, Springer Publ., 19-31.
- SCHIEWER, U. & K. GOCKE (1996): Ökologie der Bodden und Förden. In: RHEINHEIMER, G. (Hrsg.) Meereskunde der Ostsee. Springer, 216-221.
- SCHIEWER, U., G. SCHLUNGBAUM & E.A. ARNDT (1994): Monographie der Darß-Zingster Boddenkette - Überblick über 20 Jahre Boddenforschung. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2. 240 S.
- SCHINDLER, D.W., A.J. ARMSTRONG, S.K. HOLMGREN & G.J. BRUNSKILL (1971): Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, Northwest Ontario, by addition of phosphate and nitrate. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 28, 1763-1782.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982a): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil 10: Die Rolle der Stoffaustauschprozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer und Möglichkeiten zur Untersuchung am Beispiel des Phosphatkreislaufes - ein Überblick am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette. Acta hydrochim. hydrobiol. 10, 2, 119-134.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982b): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. Acta hydrochim. hydrobiol. 10, 2, 135-152.
- SCHLUNGBAUM, G. & H.. BAUDLER (2000): Die Vielfalt der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8. 5-61.
- 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.
- SCHLUNGBAUM, G. & M. KRECH (2001): Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffe. Wasser und Abfall 5, 14-21.
- SCHLUNGBAUM, G. & O.W. KRÜGER (2000): Untersuchungen zur Wirkung der aufbereiteten Kläranlagenabläufe auf das Ökosystem Unterwarnow. Unveröffentl. Bericht i.A. der EURA-Wasser GmbH Rostock. 56 S.
- SCHLUNGBAUM, G., B. KWIATKOWSKI & M. KRECH (2001): Die Vielfalt der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff. Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse - eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8. 63-112.

- SCHLUNGBAUM, G., G. NAUSCH & H. BAUDLER (1994): Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. (1994) 2, S.27-40.
- SCHLUNGBAUM, G. & B. VOIGT (2001): Die Darß-Zingster Bodden - ein junges Gewässersystem in einer noch nicht alten Landschaft. Schriftenreihe d. Deutsch. Meeresmuseums Stralsund, Bd.16, 5-16.
- SCHMIDT, I (1990a): Untersuchungen über das Phytoplankton der Unterwarnow 1979/1980. Limnologica (Berlin) 20 (1), 165-182.
- SCHMIDT, I (1990b): Beziehungen zwischen Phytoplankton und Nährstoffverhältnissen im südlichen Greifswalder Bodden. Wiss. Z. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Math.-nat. Reihe 39 (3), 35-38.
- SCHMIDT, I (1998): Langzeitreihen aus dem westlichen Teil des Oder-Ästuars - Ergebnisse der Bearbeitung von Monitoringdaten der WWD Küste/Stralsund aus dem Zeitraum 1972-81. In: LAMPE, R. (Hrsg.) Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse. Greifswalder Geographische Arbeiten, 16, 194-227.
- SCHNEIDER, B. (1995): Bilanzen und Kreisläufe von Spurenmetallen in der Ostsee. Geowissenschaften 13. Heft 12, 464-469.
- SCHOLZ, G. (1997): Quantifizierung des Einflusses von Dränen auf die Stickstoffbelastung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarbeit Humboldt-Universität Berlin, 87 S.
- SCHÖNEFELDT, K. (2001): Das Unterwarnow-Ästuar, Hydromorphologie - ökologische Gewässerstruktur - Stoffbilanzen. Diplomarbeit an der Universität Rostock
- SCHUBERT, H.(2002): Macrophytes in Coastal Lagoons of the Southern Baltic - Recent Knowledge and Developments. In SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.) Baltic coastal ecosystems: structur, function and management. Ceedes, Springer Publ., 31-41.
- SCHUBERT, H., S. SAGERT & R. M. FORSTER (2001): Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. Hegoland Marine Research 55: 12-22.
- SCHUDOMA, D., U. IRMER, CH. MARKARD & E. STIX (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. UBA-Texte 52/94, 131 S.
- SCHULZ, S. (1968): Rückgang des Benthos in der Lübecker Bucht. Monatsber. Dt. Akad. Wissensch. Berlin 10 (10), 748-754.
- SEIP, K. L., H. SAS & S. VERMIJ (1992): Nutrients-chlorophyll trajectories across trophic gradients. Aquatic Sciences 54, 58-76.
- SMITH, V. H. & J. SHAPIRO (1981): Chlorophyll-phosphorus relations in individual lakes. Their importance to lake restoration strategies. Environmental Science & Technology 15, 444-451.
- SONNENBURG, F. & H. BORCHARDT (1998): Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- und Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Forschungsbericht 1998. Studien und Tagungsberichte, Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Band 20/21, 199 S. u. Anlagenband.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2001): Statistisches Jahrbuch 2001 der Bundesrepublik Deutschland. STATISTISCHES BUNDESAMT (Hrsg.), 762 S.

- STATISTISCHES LANDESAMT Mecklenburg-Vorpommern (2003): Statistisches Jahrbuch 2003 Mecklenburg-Vorpommern. STATISTISCHES LANDESAMT (Hrsg.), 482 S.
- StAUN UECKERMÜNDE (2002): Stettiner Haff/Zalew Szczecinski - Gütezustand des Grenzgewässers 2001. Bericht des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Ueckermünde. 15 S. u. Anlagen.
- STEINHARDT, T. (2001): Landschaftsökologische Untersuchungen an Standorten submerser Makrophytenvegetation im Salzhaff (Wismarbucht). Diplomarbeit an der Universität Greifswald
- STODIAN, I. (1996): Geochemische Untersuchungen zur Schwermetallverteilung in den Sedimenten der Bodden Rügens. Diplomarbeit. Univ. Greifswald. 64 S.
- SWEITZER, J., S. LANGAAS & C. FOLKE (1996): Land cover and population density in the Baltic Sea drainage basin: A GIS database. *Ambio*, 25, 191-198
- TRAHMS, O. K. (1939): Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackwässer. 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. *Arch. Hydrobiol.* 36, 1-35.
- TRAHMS, O. K. & K. Stoll (1938): Hydrobiologische und hydrochemische Untersuchungen in den Rügensch Boddengewässern während der Jahre 1936 und 1937. *Kieler Meeresforsch.* 3, 61-98.
- TYLLA, D. (2001): Kommunale Abwasserentsorgung im Land Mecklenburg-Vorpommern, Lagebericht 2001. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, 2/2001, 12 S.
- TYLLA, D. (2004): Kommunale Abwasserentsorgung im Land Mecklenburg-Vorpommern, Lagebericht 2003. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, www.lung.mv-regierung.de
- UBA (1993): Verringerung des Cadmiumeintrages in Böden. Stand der Diskussion um die Begrenzung des Cadmiumgehaltes in Phosphatdüngemitteln. *Umwelt Nr. 10/93*, 399-402
- UBA (2001): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer - Bundesministerium für Umweltschutz, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, 75 S.
- UBA (2002): Abtrag von Kupfer und Zink von Dächern, Dachrinnen und Fallrohren durch Niederschläge. Sachstandsbericht. Abzurufen im Internet unter www.umweltdaten.de/uba-info-presse/hintergrund/cuzn.pdf
- UBA (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung - Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA-Texte 15/03, Berlin, 160 S. Anlagen
- UNDERWOOD, G.J.C. & D.J. SMITH (1998): In situ measurements of exopolymer production by intertidal epipellic diatom-dominated biofilms in the Humber estuary. In: BLACK, K.S., D.M: PATERSON & A. CRAMP (ed.), *Sedimentary processes in the intertidal zone*. Geological Society, London, pp. 125-134.
- UNVERZAGT, S. (2001): Räumliche und zeitliche Veränderung der Gebiete mit Sauerstoffmangel und Schwefelwasserstoff im Tiefenwasser der Ostsee. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 19, 122 S. u. Anhang.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1992): Coastal marine eutrophication: principles and control. In R.A. VOLLENWEIDER: *Marine Coastal Eutrophication: the Response of Marine Transitional Systems to Human Impact. Problems and Perspectives for Restoration*. Proc. Of an Intern. Conf., Bologna, Italy, 21.-24.3.1990, 1-20. Elsevier Amsterdam.
- WASMUND, C. (1939): Sedimentationsgeschichte des Großen Jasmunder Boddens (Insel Rügen). *Geol. D. Meere u. Binnengew.* 3, 506-526.

- WASMUND, N., F. POLLEHNE, L. POSTEL, H. SIEGEL & M. L. ZETTLER (2001): Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2000. Meereswiss. Ber. Warnemünde Nr. 46, 74 S.
- WATTENBERG, H. (1949): Entwurf einer natürlichen Einteilung der Ostsee. Kieler Meeresforschungen, VI, S. 10-17.
- WEBER, M. v. & F. GOSSELCK (1997): Morphologie und Hydrographie der Wismar-Bucht. Schriftenreihe Dt. Museum f. Meereskunde und Fischerei Stralsund 13, 33-36.
- WEIGELT, M. (1988): Auswirkungen von Sauerstoffmangel auf die Bodenfauna der Kieler Bucht. - Ber. Inst. f. Meeresk. 176, 299 pp.
- WIELGAT, M. (2002): Compilation of nutrient loads for the Szczecin Lagoon (Southern Baltic). SCHERNEWSKI, G. & U. SCHIEWER (eds.) Baltic coastal ecosystems: structure, function and management. Ceesdes, Springer Publ., 75-92.
- WILHELMI, J. (1915): Untersuchungen, besonders in biologisch-mikroskopischer Hinsicht, über die Abwasserbeseitigung von Küstenorten. Kgl. Landesanstalt für Wasserhygiene. Berlin, H. 20, 8-212.
- WITT, G. (1998): Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. Chemosphere, Vol. 38, No. 7, 1603-1614.
- WOLLAST, R. (1988): The Scheldt Estuary. IN SALOMONS, W., B. L. BAYNE, E. K. DUURSMA & U. FÖRSTNER (Hrsg.): Pollution of the North Sea. An Assessment, Springer, Berlin. 183-193.
- WULFF, F. V., L. A. RAHM & P. LARSSON (Eds.) (2001): A Systems Analysis of the Baltic Sea.
- XANTHOPOULOS, C. & H. HAHN (1995): Schadstoffe im Regenwasserabfluss III. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, 537 S.
- YOUSEF, M.A.M., H. VON NORDHEIM & H. SCHUBERT (1997): Eignung der Armleuchteralgen (Characeae) als Indikator für den Gewässerzustand der Flachwasserbereiche der Ostseeküste. Aktuelle Probleme der Meeresumwelt (Suppl)7: 173-182.
- ZIELKE, W., STENGEL, T., SCHUBERT, R. & A. MALCHEREK (1994): Impact of Channel Deepening on Salinity Distribution in a Stratfield Estuary. Proceedings; International Symposium on Ecological Civil Engineering; Oct. 29 – Nov. 3.
- ZIERVOGEL, K. & B. BOHLING (2003): Sedimentological parameters and erosion behaviour of submarine coastal sediments in the south-western Baltic Sea. Geo-Marine Letters, 23 (1): p. 43-52.f

Anlagenverzeichnis

Teil I: Analysemethoden

- 1-1 Methoden zur Bestimmung von Salzgehalt, Sauerstoffgehalt und Nährstoffen im Wasser
- 1-2 Methoden zur Bestimmung von Schwermetallen im Wasser
- 1-3 Methoden zur Bestimmung struktureller Parameter und Nährstoffe im Sediment
- 1-4 Methoden zur Bestimmung von Schwermetallen im Schwebstoff und Sediment

Teil II: Emissionsdaten

- 2-1 Nährstofffrachten des Wallensteingrabens in die Wismar-Bucht in t
- 2-2 Nährstofffrachten des Hellbachs in das Salzhaff in t
- 2-3 Nährstofffrachten der Warnow in die Unterwarnow in t
- 2-4 Nährstofffrachten des Peezer Baches in den Breitling in t
- 2-5 Nährstofffrachten des Körkwitzer Baches in den Saaler Bodden in t
- 2-6 Nährstofffrachten der Recknitz in den Saaler Bodden in t
- 2-7 Nährstofffrachten des Saaler Baches in den Saaler Bodden in t
- 2-8 Nährstofffrachten der Barthe in den Barther Bodden in t
- 2-9 Nährstofffrachten des Prohner Baches in den Kubitzer Bodden in t
- 2-10 Nährstofffrachten des Sehrower Baches in den Kubitzer Bodden in t
- 2-11 Nährstofffrachten der Duvenbäk in die Udarser Wiek (Schaproder Bodden) in t
- 2-12 Nährstofffrachten des Karower Mühlbaches in den Kleinen Jasmunder Bodden in t
- 2-13 Nährstofffrachten des Ryck in den Greifswalder Bodden in t
- 2-14 Nährstofffrachten der Ostziese in den Peenestrom in t
- 2-15 Nährstofffrachten der Peene in den Peenestrom in t
- 2-16 Nährstofffrachten der Zarow in das Kleine Haff in t
- 2-17 Nährstofffrachten der Uecker in das Kleine Haff in t
- 2-18 Nährstofffrachten der Stepenitz in den Dassower See in t
- 2-19 Nährstofffrachten der Trave bei Sehmsdorf in t
- 2-20 Nährstofffrachten der Elbe bei Schnackenburg in 10³ t
- 2-21 Nährstofffrachten der Oder am Pegel Widuchowa in 10³ t

- 3-1 Schwermetallfrachten des Wallensteingrabens in die Wismar-Bucht in kg
- 3-2 Schwermetallfrachten des Hellbaches in das Salzhaff in kg
- 3-3 Schwermetallfrachten der Warnow in die Unterwarnow in kg
- 3-4 Schwermetallfrachten der Recknitz bei Marlow in kg
- 3-5 Schwermetallfrachten der Barthe bei Redebas in kg
- 3-6 Schwermetallfrachten des Ryck bei Groß Petershagen in kg
- 3-7 Schwermetallfrachten der Ostziese in den Peenestrom in kg
- 3-8 Schwermetallfrachten der Peene in den Peenestrom in kg
- 3-9 Schwermetallfrachten der Zarow in das Kleine Haff in kg
- 3-10 Schwermetallfrachten der Uecker in das Kleine Haff in kg
- 3-11 Schwermetallfrachten der Stepenitz in den Dassower See in kg
- 3-12 Schwermetallfrachten der Maurine bei Schönberg in kg
- 3-13 Schwermetallfrachten der Trave bei Sehmstorf in kg

- 4-1 Emissionen aus der Kläranlage Wismar in die Wismar-Bucht
- 4-2 Emissionen aus der Kläranlage Rostock in die Unterwarnow
- 4-3 Emissionen aus der Kläranlage Körkwitz in den Saaler Bodden
- 4-4 Emissionen aus der Kläranlage Wiek in den Bodstedter Bodden
- 4-5 Emissionen aus der Kläranlage Barth in den Barther Bodden
- 4-6 Emissionen aus der Kläranlage Bergen in den Kleinen Jasmunder Bodden
- 4-7 Emissionen aus der Kläranlage Stralsund in den Strelasund
- 4-8 Emissionen aus der Kläranlage Greifswald in den Greifswalder Bodden
- 4-9 Emissionen aus der Kläranlage Wolgast in den Peenestrom
- 4-10 Emissionen aus der Kläranlage Anklam in den Peenestrom

- 5-1 Atmosphärische Phosphoreinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 5-2 Atmosphärische Stickstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 5-3 Atmosphärische Bleieinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 5-4 Atmosphärische Cadmumeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 5-5 Atmosphärische Quecksilbereinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 5-6 Atmosphärische Kupfereinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 5-7 Atmosphärische Zinkeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Teil III: Immissionsdaten

- 6-1 Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der Wismar-Bucht, Pentadenmittelwerte und Standardabweichungen in μM
- 6-2 Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der Unterwarnow, Pentadenmittelwerte und Standardabweichungen in μM
- 6-3 Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der Darß-Zingster Bodden, Pentadenmittelwerte und Standardabweichungen in μM
- 6-4 Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser der Boddengewässer um Rügen, Pentadenmittelwerte und Standardabweichungen in μM
- 6-5 Nährstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser des Peenestromes und des Kleinen Haffs, Pentadenmittelwerte und Standardabweichungen in μM

- 7-1 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser der Wismar-Bucht (WB3), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-2 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser der Lübecker Bucht (O22), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-3 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser der Unterwarnow (UW4), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-4 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser der Ostsee vor Warnemünde (O5), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-5 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser des Barther Boddens (DB6), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-6 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser des Kubitzer Boddens (KB90), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-7 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser des Strelasundes (S66), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-8 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser des Greifswalder Boddens (GB19), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-9 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser des Peenestromes (P42), Mittelwerte November-Februar in μM
- 7-10 Nährstoffkonzentrationen im winterlichen Oberflächenwasser des Kleinen Haffs (KHM), Mittelwerte November-Februar in μM

- 8-1 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN in der Wismar-Bucht (WB3), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-2 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN in der Unterwarnow (UW4), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-3 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN im Barther Bodden (DB6), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-4 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN im Kubitzer Bodden (KB90), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-5 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN im Strelasunde (S66), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-6 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN im Greifswalder Boddens (GB19), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-7 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN im Peenestrom (P42), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-8 Mittlere Jahresgänge von DIP und DIN im Kleinen Haff (KHM), Monatsmittel 1986-1990, 1991-1995 und 1996-2000 in μM
- 8-9 Mittlere Nährstoff- und Chlorophyll-a-Konzentrationen und Secchi-Sichttiefen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1996-2000 an 47 Küstengewässerstationen
- 8-10 Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a und Gesamt-Phosphor in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1996-2000 an 47 Küstengewässerstationen
- 8-11 Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a und Gesamt-Stickstoff in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1996-2000 an 47 Küstengewässerstationen
- 8-12 Zusammenhang zwischen Chlorophyll-a und Sichttiefe in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Medianwerte 1996-2000 an 47 Küstengewässerstationen

Teil IV: Sedimentdaten

- 9-1 Sedimentdaten der Wismar-Bucht 1995-2002
- 9-2 Sedimentdaten des Salzhaffs und Breitlings 1999-2002
- 9-3 Sedimentdaten der Lübecker/Mecklenburger Bucht 1995-2002
- 9-4 Sedimentdaten der Unterwarnow und des Breitlings 1995-2002
- 9-5 Sedimentdaten der Oberwarnow 1998 und 2002
- 9-6 Sedimentdaten der Darß-Zingster Bodden 1995-2001
- 9-7 Sedimentdaten der Recknitz 1998
- 9-8 Sedimentdaten des Kleinen Jasmunder Bodden 1995-2001
- 9-9 Sedimentdaten des Großen Jasmunder Bodden 1995-2001
- 9-10 Sedimentdaten der Nord- und Westrügenschens Bodden 1995-2001
- 9-11 Sedimentdaten für Häfen der Vorpommerschen Bodden 1997-1999
- 9-12 Sedimentdaten des Strelasundes 1995-2001
- 9-13 Sedimentdaten des Greifswalder Boddens 1995-2001
- 9-14 Sedimentdaten des Peenestroms 1995-2001
- 9-15 Sedimentdaten der Peene 1995-1999
- 9-16 Sedimentdaten des Kleinen Haff 1995-2001
- 9-17 Sedimentdaten der Zarow 1995-1999
- 9-18 Sedimentdaten der Uecker 1995-1999
- 9-19 Matrix der Korrelationskoeffizienten für Sedimentparameter, Sedimentdaten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1995-2002 (n=196)
- 9-20 Inventar für Phosphor im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-21 Inventar für Stickstoff im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

- 9-22 Inventar für Zink im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-23 Inventar für Kupfer im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-24 Inventar für Blei im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-25 Inventar für Cadmium im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-26 Inventar für Quecksilber im Schlicksediment (0-5 cm und 0-15 cm) der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-27 Phosphorgehalte in Oberflächensedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns
- 9-28 Stickstoffgehalte in Oberflächensedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns (MVs)
- 9-29 Cadmiumgehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-30 Quecksilbergehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-31 Zinkgehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-32 Kupfergehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-33 Bleigehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-34 Chromgehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-35 Nickelgehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs
- 9-36 Arsengehalte in Oberflächensedimenten (Feinkornfraktion < 20 µm) der Küstengewässer MVs

- 10-1 Sedimentkernstationen in den Darß-Zingster Bodden (DZB) 2001
- 10-2 Verteilung des Trockenrückstandes in Sedimentkurzkernen aus den DZB
- 10-3 Verteilung des TOC in Sedimentkurzkernen aus den DZB
- 10-4 Verteilung des Gesamtphosphors in Sedimentkurzkernen aus den DZB
- 10-5 Verteilung des Gesamtstickstoff in Sedimentkurzkernen aus den DZB
- 10-6 Cadmium-Verteilung in Sedimentkurzkernen (Gesamtfraktion < 2 mm) aus den DZB
- 10-7 Quecksilber-Verteilung in Sedimentkurzkernen (Gesamtfraktion < 2 mm) aus den DZB

Teil V: Schwebstoffdaten

- 11-1 Schwebstoffdaten der Unterwarnow (UW4 - Kvaerner Werft) 1997-2000
- 11-2 Schwebstoffdaten der Oberwarnow (Kessin) 1998-2002
- 11-3 Schwebstoffdaten der Recknitz (Ribnitz-Damgarten) 1999-2002
- 11-4 Schwebstoffdaten des Greifswalder Bodden (GB19 – Zentralbereich) 1997-2001
- 11-5 Schwebstoffdaten der Peene (Anklam) 1997-2002
- 11-6 Schwebstoffdaten des Kleinen Haff (KHM – Zentralbereich) 1997-2001
- 11-7 Schwebstoffdaten der Uecker (Ueckermünde) 1997-2000
- 11-8 Schwebstoffdaten der Pommerschen Bucht (OB4 – nördlich Ahlbeck) 1997-2000
- 11-9 Schwebstoffdaten der Elbe (Boizenburg) 1998-2000

Teil VI: Wasserhaushalts- und Nährstoffbilanzen

- 12-1 Wasserhaushaltsbilanz der Unterwarnow 1966-2000
- 12-2 Nährstoffaustrag aus der Unterwarnow in die Ostsee 1977-2000
- 12-3 Nährstoffeintrag aus der Ostsee in die Unterwarnow 1977-2000

- 13-1 Wasserhaushaltsbilanz der Darß-Zingster Bodden 1966-2000
- 13-2 Nährstoffaustrag aus den Darß-Zingster Bodden in die Ostsee 1976-2000
- 13-3 Nährstoffeintrag aus der Ostsee in die Darß-Zingster Bodden 1976-2000

- 14-1 Wasserhaushaltsbilanz der Nordrügensch Bodden 1966-2000
- 14-2 Nährstoffaustrag aus den Nordrügensch Bodden in die Ostsee 1993-2000
- 14-3 Nährstoffeintrag aus der Ostsee in den Nordrügensch Bodden 1993-2000

- 15-1 Wasserhaushaltsbilanz des Kleinen Haffs 1966-1990
- 15-2 Nährstoffaustrag aus dem Kleinen Haff in den Peenestrom 1976-1990
- 15-3 Nährstoffaustrag aus dem Kleinen Haff in das Große Haff 1976-1990
- 15-4 Nährstoffeintrag aus dem Peenestrom in das Kleine Haff 1976-1990
- 15-5 Nährstoffeintrag aus dem Großen Haff in das Kleine Haff 1976-1990

Teil VII: Klassifizierungsergebnisse

- 16-1 Klassifizierung der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns nach „Trophie und organischer Belastung“, 1986-2000

Danksagung

Mein Dank gilt zunächst Herrn Prof. Dr. J. Mrazek für die Betreuung dieser Promotionsarbeit und Herrn Prof. Dr. D. Lange, ohne dessen Anregung die Arbeit nicht entstanden wäre. Herrn Prof. Dr. K.-H. Henning und Herrn Prof. Dr. L. Brüggemann danke ich für die Übernahme der Gutachten. Für die konstruktive Kritik und hilfreiche Anregungen möchte ich mich besonders bei Herrn Prof. Brüggemann bedanken.

Ohne die Bereitstellung von Daten und Informationen folgender Personen und Institutionen wäre die Dissertation nicht in dem vorliegenden Umfang möglich geworden. Hierfür sei besonders gedankt:

Frau Perlet und Herrn Monk aus dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg und Rostock für die Bereitstellung von Wasserhaushaltsbilanzen und von Tiefenangaben für die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, Frau Dr. Herata aus dem Umweltbundesamt Berlin und Herrn Jarosinski aus dem Institut für Meteorologie und Wasserwirtschaft Katowice für die Angaben zu den Nährstofffrachten der Oder, Frau Levecke und Herrn Moeller aus dem Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein für die Frachtangaben zur Trave, Frau Grünwald aus der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Frau Dr. Ernst vom Wasser- und Schifffahrtsamt Stralsund und Frau Kibbel vom Amt für Wirtschaftsförderung der Hansestadt Rostock für Ihre Informationen zu Baggermaßnahmen in Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns, den Hafenkapitänen Herrn Rathmanner (Rostock), Herrn Neumann (Wismar), Herrn Weinert (Stralsund), Herrn Grambkow (Greifswald) und Herrn Gerds (Wolgast) für Informationen zur Berufsschifffahrt sowie Herrn Platz von der Planco GmbH für Angaben zum Sportbootverkehr in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Für Informationen zu den Kläranlagen und den Kanalnetzen der Städte Stralsund, Wismar und Rostock danke ich Herrn Pisch (Rewa GmbH Stralsund), Herrn Boeck (Verkehrs- und Stadtwerke Wismar) und Herrn Hahn (Eura Wasser GmbH Rostock).

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Leipe aus dem Institut für Ostseeforschung Warnemünde für wertvolle Hinweise und Anregungen zur Auswertung der Oberflächen- und Sedimentkernuntersuchungen. Herrn Dr. Nausch aus dem gleichen Institut danke ich für die Bereitstellung von Nährstoffdaten für die Lübecker und Mecklenburger Bucht und für den Meinungsaustausch zu Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns.

Herrn Dr. Eidam aus dem ehemaligen Institut für Geologische Wissenschaften der Universität Greifswald danke ich für die vielen guten Gespräche und Diskussionen zur Rolle der Schwebstoffe als wesentlichen Träger der Schwermetallfrachten. Herrn Prof. Dr. Lampe vom ehemaligen Geographischen Institut und Herrn Dr. Dahlke vom Institut für Ökologie der Universität Greifswald danke ich für die problembezogenen Gespräche zu Fragen der Nährstoffbilanzierung, insbesondere in den vorpommerschen Bodden- und Haffgewässern.

Dem Direktor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Herrn Prof. Gans, danke ich für den Zuspruch zu dieser Arbeit.

Last but not least möchte ich meiner Kollegin Frau Dr. Wehebrink und meinen Kollegen Herrn Dr. Neumann und Herrn von Weber für Ihre Anregungen, für die Hilfe bei der Anfertigung der ArcView-Grafiken und für das Korrekturlesen herzlich danken.

