

Andreas KLEEBERG

Effektivität gebaggerter Sedimentationsfallen zur Elimination von Phosphor und suspendiertem Material in Flussmündungsgebieten

Efficiency of dredged sedimentation traps for the elimination of phosphorus and suspended matter in river mouth areas

Abstract

The coastal waters of the federal state Mecklenburg-Vorpommern, Germany, have been excessively loaded by suspended particulate matter (SPM) and phosphorus (P) via rivers draining catchment-areas dominated by intensive agriculture. To reduce the matter and nutrient load three sedimentation traps were dredged between 1986 and 1988 south of Rostock in the course of River Warnow ($mQ = 18 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) and at the mouth area of rivers Recknitz ($mQ = 4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) and Barthe ($mQ = 2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Seasonal studies in 1990 on SPM dynamic, mass balances, and sediments within and outside the traps revealed that these pits represent an effective sink which selectively eliminate fine SPM, rich in organic matter, Fe and P from the pelagic and near bottom transport. Elimination efficiency for SPM and P decreased with increasing age and degree of filling of traps. The river-specific efficiency of traps (Recknitz > Barthe > Warnow) was decisively determined by the trap's location, discharge and current velocity as well as quality (i.e., particle size, phytoplankton portion) of SPM transported. The durability of the traps of only 2.2 (Recknitz) to 4.2 years (Warnow) and the low retention of SPM (3-20 %) and P (3-15 %) in the traps in respect to the total load of the corresponding river clearly show that measures reducing matter and nutrient load in the catchment-area should be preferred.

Keywords: eutrophication, external loading, Warnow, Darß-Zingst Bodden chain, rehabilitation, SPM, iron

1 Einleitung

Die äußeren und inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns wurden insbesondere in den 1980er Jahren über die Flüsse mit einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebiet übermäßig mit suspendiertem partikulärem Material (SPM) und Phosphor (P) belastet (z. B. SCHIEWER 1998, SCHLUNGBAUM et al. 2001, PASTUSZAK et al. 2003). Zur Entlastung wurden für die Warnow und die Darß-Zingster Boddenkette eine Reihe von Maßnahmen geplant bzw. umgesetzt (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991, SCHLUNGBAUM et al. 2001). Jedoch die schwer umzusetzende,

langwierige und ökonomisch aufwendige Reduzierung der Belastung insbesondere aus diffusen P-Quellen (vgl. BEHRENDT 1996, MEWES 2004) machte begleitende oder alternative Maßnahmen erforderlich. Eine Möglichkeit sah man deshalb in der Vertiefung von Teilbereichen eines Gewässers um so Stoffsenken zu schaffen, die Laststoffe zurückhalten sollten. Die Mündung eines Flusses erschien für die Anlage einer gebaggerten Sedimentationsfalle aufgrund der natürlichen Verbreiterung des Querschnittes und der damit verbundenen nachlassenden Schleppkraft (WESTRICH 1988) für eine verstärkte Ablagerung von SPM prädestiniert. Erfahrungen dazu gab es bislang nicht. Die bereits 1986 in der Warnow sowie 1987 und 1988 im Mündungsbereich von Recknitz und Barthe gebaggerten Fallen wurden später vergleichend untersucht (DUKS 1990, KLEEBERG 1996).

Anliegen vorliegendes Beitrages ist es, die Effektivität dieser Sedimentationsfallen anhand aktueller Daten zur P-Belastung (MEWES 2004) neu zu bewerten. Dabei stehen folgende Fragen im Mittelpunkt:

1. In welcher Größenordnung können diese Fallen zur SPM- und P-Elimination beitragen?
2. Welche Faktoren bestimmen die Effizienz der Fallen und was lässt sich daraus ableiten?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Warnow

Die Warnow mündet östlich von Rostock in die Ostsee. An der südlichen Stadtgrenze wird der Fluss durch eine Schleuse gestaut. Der 40 km lange rückgestaute Abschnitt der Oberwarnow weist ein Gefälle von nur 0,19 m auf. Dieser Teil wurde in der Vergangenheit stark mit Nährstoffen belastet, ist planktondominiert (SCHUMANN et al. 1992, BAHNWARD et al. 1999) und weist demzufolge Merkmale eines eutrophen Sees auf (KLEEBERG & SCHLUNGBAUM 1993). Morphologische und hydrologische Daten sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tab. 1 Kenndaten der untersuchten Flüsse sowie der mittlere Abfluss (mQ) im Jahr 1990 und zum Zeitpunkt der SPM-Untersuchungen von Februar bis Mai 1990 (DUKS 1990, KLEEBERG 1996)

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
Länge	[km]	161	122	56
EZG	[km ²]	3,230	669	296
Fließgeschw.	[m s ⁻¹]	0,05 - 0,25	0,02 - 0,1	0,01 - 0,05
mQ 1990	[m ³ s ⁻¹]	9,44	2,49	1,34
Februar	[m ³ s ⁻¹]	15,63	3,49	1,82
März	[m ³ s ⁻¹]	18,94	4,03	2,06
April	[m ³ s ⁻¹]	9,64	2,09	1,10
Mai	[m ³ s ⁻¹]	6,77	1,50	0,67

2.1.2 Recknitz und Barthe

Recknitz und Barthe (Tab. 1) sind Zuflüsse der Darß-Zingster Boddenkette - einem produktiven, stark strukturierten Ästuar mit vier zusammenhängenden Bodden (vgl. SCHIEWER 1998, BICK & BURGKHARDT 1989). Im Nordosten besteht eine Verbindung zur Ostsee. So nimmt die Salinität (ca. 8 ‰) von Ost nach West ab. Das Gesamtsystem hat eine Fläche von 196,7 km² (CORRENS 1976). Die Recknitz ist der größte Süßwasserzufluss der Boddenkette. Sie mündet südlich in den Ribnitzer See, dem südlichen Teil des Saaler Boddens ($A = 80,9 \text{ km}^2$, $z_{\text{mean}} = 2,2 \text{ m}$). Die Barthe fließt von Süden in den Barther Strom ($A = 2,1 \text{ km}^2$, $z_{\text{mean}} = 1,6 \text{ m}$) dem südlichen Teil des Barther Boddens ($A = 19,4 \text{ km}^2$, $z_{\text{mean}} = 1,8 \text{ m}$). Die Barthe stellt 2,1 % des gesamten Wasserbudgets und ca. 0,45 % der täglichen SPM-Fracht in den Barther Bodden (BICK & BURGKHARDT 1989). So sind der Ribnitzer See und der Barther Strom mit einer Netto-Primärproduktion von $> 600 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ deutlich produktiver als die Gebiete mit einem Wasseraustausch mit der Ostsee ($100\text{--}135 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (SCHIEWER 1998). Dies spiegelt sich in der Zusammensetzung der Sedimente wider. So ist deren organischer Gehalt mit $> 30 \%$ in großen Teilen des Ribnitzer Sees deutlich höher als in den nördlichen Bereichen des Saaler Boddens mit ca. 5–10 % (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991).

2.2 Wasseranalytik

Das SPM wurde oberhalb der jeweiligen Flussmündung von Februar bis Mai 1990 mit einer kontinuierlichen Durchflusszentrifuge ($1,3 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) gewonnen (DUKS 1990). Die SPM-Konzentration wurde über Filtration bestimmt (GEORGI 1983). Aus dessen Trockensubstanz (TS) wurde der partikuläre C (PC) und N (PN) durch Elementaranalyse (Heraeus[®], CHN-O Rapid) sowie das partikuläre Fe (PFe) und P (PP) analog dem Sediment bestimmt (s. u.). Chlorophyll a (Chl a) wurde photometrisch bestimmt (LORENZEN 1967, JEFFREY & HUMPHREY 1975). Der Phytoplanktonanteil des SPM wurde aus der Chl a Konzentration und Koeffizienten von HEERKLOß & VIETINGHOFF (1981) berechnet. Die Gesamt-Fe- und P-Konzentration des Wassers wurde nach Aufschluss bestimmt (ROHDE & NEHRING 1979, LEGLER et al. 1986).

Die jährliche Elimination an SPM und TP durch die Fallen wurde mit den Mittelwerten des Abflusses zwischen Februar und Mai 1990 (Tab. 1) und den Mittelwerten der SPM- und TP-Konzentration berechnet.

2.3 Sedimentanalytik

Das Oberflächensediment (~5 cm) wurde mit einem Sedimentstecher (NAUSCH 1981) innerhalb und außerhalb der Fallen zwischen Mai und Juni 1990 beprobt. TS, Glühverlust (GV, 550 °C, 3 h) und mittlere Korngröße (mKG) wurde nach SCHLUNGBAUM (1982) bestimmt. Der TP- und TFe-Gehalt wurde aus dem Glührückstand nach Aufschluss mit heißer 1 N HCl bestimmt (ANDERSEN 1976, NAUSCH 1981). Aus der Aufschlusslösung wurde nach Neutralisation photometrisch der gelöste reaktive P (SRP) (MURPHEY & RILEY 1962, VOGLER 1975) und das gelöste Fe bestimmt (VOGLER 1976).

3 Ergebnisse

Die Sedimentationsfalle in einer Flusskrümmung der Warnow bei Kessin (54° 03' 46" N, 12° 10' 29" O), die der Recknitz im Ribnitzer See (54° 15' 07" N, 12° 27' 16" O) sowie die der Barthe an dessen Mündung im Barther Strom (54° 22' 19" N, 12° 41' 08" O) wurden zu verschiedenen Zeitpunkten gebaggert und wiesen unterschiedliche Abmessungen auf (Tab. 2).

Tab. 2 Zeitpunkte der Baggerung der Sedimentationsfallen von Warnow, Recknitz und Barthe sowie deren Kenndaten unmittelbar nach Fertigstellung.

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
Baggerung	---	Dez. 1986	Nov. 1987	Dez. 1988
Länge	[m]	100	106	160
Breite	[m]	30	70	30
Tiefe	[m]	5	4	4
Fläche	[m ²]	3.000	7.400	4.800
Volumen	[m ³]	15.000	29.900	19.200

Demzufolge war die Falle der Warnow die älteste und vom Volumen her kleinste der drei Fallen. Zwischen der Fertigstellung der Fallen und dem Zeitpunkt der Vermessung bzw. Sedimentbeprobung im Mai 1990 wurden sehr unterschiedliche Zeiträume betrachtet und die Fallen waren bereits in sehr unterschiedlichem Maße mit sedimentiertem Material gefüllt (Tab. 3). Bei sehr ungleicher SPM-Fracht (1990; Warnow: 19 t d⁻¹ >> Recknitz: 1,1 t d⁻¹ = Barthe 1 t d⁻¹) wurde die Recknitz-Falle etwa doppelt so schnell wie die der Barthe und vier mal so schnell wie die der Warnow mit SPM (Tab. 3) gefüllt.

Tab. 3 Betrachteter Zeitraum nach Fertigstellung der Fallen (Tab. 2), prozentualer Anteil des Volumens zum Zeitpunkt der Vermessung am ursprünglichen Volumen sowie Raten der Sedimentakkumulation und Sedimentation der Trockensubstanz (TS) und des Gesamtposphors (TP) in den Fallen der Flüsse Warnow, Recknitz und Barthe 1990.

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
Füllzeitraum	[Monat]	30	25	17
Füllungsgrad	[% neu]	59,7	93,2	43,6
Sedimentakkumulation	[m ³ Mo. ⁻¹]	267	1.080	490
Sedimentationsrate TS	[g m ⁻² d ⁻¹]	367	622	395
Sedimentationsrate TP	[mg m ⁻² d ⁻¹]	1,5	2,9	1,0

Aus den Raten der Sedimentakkumulation (Tab. 3) lässt sich die „Lebensdauer“ der Fallen berechnen, d. h. nach nur 2,2 (Recknitz), 3,3 (Barthe) bzw. 4,2 Jahren (Warnow) wären die Vertiefungen im Sediment restlos verschwunden. Die Recknitz-Falle war, in Relation zur SPM-Befrachtung, mit einem Volumenzuwachs von 3,65 m³ t⁻¹ SPM die effektivste Falle. Setzt man diese Falle gleich 100 %, so erreicht die Barthe-Falle 86 % und die Warnow-Falle nur 5,9 %. In Abhängigkeit der Sedimentationsrate (Tab. 3) und dem P-Gehalt des SPM (Tab. 4) wurde partikulärer P in der Recknitz-Falle im Vergleich zu Warnow und Barthe mit der höchsten Rate akkumuliert (Tab. 3).

Es wird deutlich, dass mit dem unterschiedlichen Abfluss der Flüsse (Tab. 1) auch Unterschiede in Quantität und Qualität des transportierten Materials existieren (Tab. 4).

Tab. 4 Mittelwert und Standardabweichung von Parametern des suspendierten partikulären Materials (SPM) zwischen Februar und März 1990 (n = 16) nach Duks (1990).

Parameter	Einheit	Warnow	Recknitz	Barthe
SPM	[mg l ⁻¹]	13,7 ± 2,6	2,5 ± 0,2	10,5 ± 1,5
Chlorophyll a	[µg l ⁻¹]	61,4 ± 32,8	3,6 ± 1,1	7,3 ± 1,7
Phytoplankton	[% SPM]	40,5 ± 21,2	5,3 ± 2,2	5,2 ± 2,2
Partikel < 5 µm	[% SPM]	74,3 ± 22,0	94,5 ± 2,0	91,8 ± 3,5
Glühverlust	[% TS]	62,7 ± 1,2	58,7 ± 5,7	78,9 ± 1,0
PC	[mg g ⁻¹ TS]	201,3 ± 9,0	202,8 ± 45,9	118,0 ± 2,8
PN	[mg g ⁻¹ TS]	33,0 ± 1,9	33,1 ± 3,2	14,2 ± 0,2
PP	[mg g ⁻¹ TS]	4,7 ± 1,3	5,6 ± 1,6	0,9 ± 0,1
C:N:P	[atomar TS]	102:22:1	332:24:1	110:16:1
PFe	[mg g ⁻¹ TS]	17,6 ± 2,1	22,0 ± 6,4	13,6 ± 3,9

Für den Zeitraum Februar bis Mai 1990, in dem der Abfluss (Q) in allen drei Flüssen auf unterschiedlichem Niveau abnahm (Tab. 1), wurde der Zusammenhang zwischen Q und der SPM-Konzentration (n = 4, α = 0,05) untersucht.

$$\text{Warnow: } Q [\text{m}^3 \text{ s}^{-1}] = -1,45 \times \text{SPM} [\text{mg l}^{-1}] + 39,51; R^2 = 0,99 \quad (1)$$

$$\text{Recknitz: } Q [\text{m}^3 \text{ s}^{-1}] = 0,13 \times \text{SPM} [\text{mg l}^{-1}] + 2,22; R^2 = 0,66 \quad (2)$$

Während dieser Zusammenhang für die Warnow hochsignifikant und für die Recknitz signifikant war, war er für die Barthe nicht signifikant. Bei ähnlich hoher SPM-Konzentration in Warnow und Barthe wird sichtbar, dass der Chl a-Gehalt und der Phytoplanktonanteil des SPM in der Warnow am höchsten ist. Sie transportierte in erheblichem Maße Algenbiomasse im Vergleich zum Detritus von Recknitz und Barthe (vgl. C:N:P Verhältnis, Tab. 4).

In den Fallen wurde – im Vergleich zum Sediment außerhalb der Fallen – selektiv feinkörnigeres und wasserreiches Material akkumuliert (Tab. 5). Zugleich ist das Oberflächensediment in den Fallen durch einen höheren organischen Gehalt sowie höhere P- und Fe-Gehalte gekennzeichnet. Die Unterschiede sind bei der jüngsten Falle (Barthe, Tab. 2) am deutlichsten und bei der ältesten Falle (Warnow, Tab. 2) am geringsten ausgeprägt.

Tab. 5 Mittelwert von mittlerer Korngröße (mKG), Trockensubstanz (TS), Glühverlust (GV), Gesamteisen (TFe) und Gesamtphosphor (TP) des Sedimentes innerhalb und außerhalb der gebaggerten Sedimentationsfallen von Warnow, Recknitz und Barthe im Mai 1990. (n = Anzahl der Sedimentproben)

Größe	Einheit	Warnow		Recknitz		Barthe	
		innen	außen	innen	außen	innen	außen
mKG	[mm]	0,201	0,157	0,093	0,142	0,110	0,185
TS	[% FG]	16	14	11	25	17,5	34
GV	[% TS]	31	25	35	22	20	12
TFe	[mg g ⁻¹ TS]	38	32	40	29,5	28	17
TP	[mg g ⁻¹ TS]	4,1	3,8	2,1	1,7	1,3	0,85
n	---	20	20	19	20	21	21

Das Fe-Verhältnis Sediment : SPM betrug 1,99 für die Warnow, 1,82 für die Recknitz und 2,72 für die Barthe, d. h. der Fe-Gehalt des Sedimentes ist ca. zwei mal so hoch wie der des SPM. Das molare Fe:P Verhältnis erhöhte sich mit dem Übergang vom SPM zum Sediment für die Warnow von 3,7 auf 8,7, für die Recknitz von 3,9 auf 18,4 und für die Barthe von 15,1 auf 20,8 und damit für Recknitz und Barthe etwa zwei mal so hoch wie das der Warnow. Unter der Annahme, dass alles SPM sedimentiert, wurde in der Barthe kein P freigesetzt. In der Recknitz waren es 13 und bei der Warnow ca. 60 % des sedimentierten P. Das P-Verhältnis Sediment : SPM betrug 0,87 für die Warnow, 0,39 für die Recknitz und 1,44 für die Barthe. Für die Warnow scheint die Fe-P-Beziehung (Gl. 3) eher von untergeordneter Bedeutung zu sein.

$$\text{Warnow: TP [mg g}^{-1}\text{]} = 0,32 + 0,10 \times \text{Fe [mg g}^{-1}\text{]}, R^2 = 0,58, n = 21, \alpha = 0,01 \quad (3)$$

$$\text{Recknitz: TP [mg g}^{-1}\text{]} = 0,22 + 0,05 \times \text{Fe [mg g}^{-1}\text{]}, R^2 = 0,73, n = 20, \alpha = 0,001 \quad (4)$$

$$\text{Barthe: TP [mg g}^{-1}\text{]} = 0,38 + 0,03 \times \text{Fe [mg g}^{-1}\text{]}, R^2 = 0,69, n = 19, \alpha = 0,001. \quad (5)$$

Zur Bewertung der Effektivität der Fallen hinsichtlich ihrer Eliminationsleistung ist die regionalspezifische P-Belastung der Küstengebiete dem Anteil der untersuchten Flüsse gegenübergestellt (Tab. 6). Die Warnow ist die Hauptbelastungsquelle für die Küste Mecklenburgs. Recknitz und Barthe zusammen sind zu einem Drittel für die P-Belastung der Küste Vorpommerns verantwortlich.

Tab. 6 Gesamte regionalspezifische Phosphor-Fracht, der prozentuale Anteil der untersuchten Flüsse daran sowie der prozentuale Anteil aus diffusen Quellen im Zeitraum 1993–1997 (Behrendt 1996, Mewes 2004).

Region Fluss	gesamt [t a ⁻¹]	Anteil [% ges.]	diffus [% ges.]
Mecklenburg	138,2		
Warnow	134,4	97,2	86,5
Vorpommern	142,2		
Recknitz	37,4	26,3	91,9
Barthe	10,2	7,2	89,2

Für das Bilanzjahr 1990 wird deutlich, dass in den gebaggerten Sedimentationsfallen zwischen 3 und 20 % der SPM-Jahresfracht zurückgehalten wurde (Tab. 7).

Tab. 7 Frachten an suspendiertem partikulärem Material (SPM) und Phosphor sowie Eliminationsleistungen der Fallen für 1990.

Fluss	SPM		Phosphor		
	Fracht [t a ⁻¹]	Elimination [%]	Fracht [t a ⁻¹]	Elimination [%]	Elimination [t a ⁻¹]
Warnow	5.214	3	68	3	2,0
Recknitz	320	11	29	15	4,4
Barthe	663	20	17	11	1,9

In ähnlicher Größenordnung, d. h. zwischen 3 % (Warnow) und 15 % (Recknitz) der jährlichen Fracht wurde Phosphor eliminiert. Die 2 t P a⁻¹, die in der Warnow-Falle zurückgehalten wurden (Tab. 7), entsprechend nur 1,5 % dessen was über die

Warnow in die Ostsee eingetragen wurde (Tab. 6). In der Recknitz- und Barthe-Falle wurden insgesamt $6,3 \text{ t P a}^{-1}$ zurückgehalten (Tab. 7), was einem prozentualen Anteil von nur 4,4 % an der P-Belastung der Küstengewässer Vorpommerns (Tab. 6) entspricht.

4 Diskussion

Der Vergleich der drei gebaggerten Sedimentationsfallen (Tab. 2) zeigt, dass die angelegten Vertiefungen im Sediment selektiv (Tab. 5) Material zurückhalten können (vgl. GRACA et al. 2004). Unabhängig von der SPM-Fracht des jeweiligen Flussabschnittes war die Effizienz der Fallen jedoch sehr unterschiedlich ausgeprägt. Die Eliminationleistung (Tab. 3 und 7) einer solchen Falle hängt folglich auch von anderen Einflussfaktoren ab.

4.1 Lage der Fallen

Flussmündungen stellen aufgrund der natürlichen Verbreiterung ihres Querschnittes und der damit verbundenen nachlassenden Schleppkraft des Flusses (EISMA 1986, DUKS 1990) prädestinierte Orte für die Anlage einer Sedimentationsfalle dar. Die Warnow-Falle (Tab. 2) in einer Flusskrümmung wurde aus hydrodynamischer Sicht an einem ungünstigen Ort angelegt. Hier wurde selbst bei geringen Fließgeschwindigkeiten (Tab. 1) und sehr hoher SPM-Fracht (Tab. 7) aufgrund einer geringen Sedimentationsrate (Tab. 3) nur vergleichsweise wenig Material in dieser Sedimentvertiefung zurückgehalten (Tab. 7).

Das Mündungsgebiet der Recknitz ist stark exponiert gegenüber windinduzierten Wellen aus dem offenen Saaler Bodden und der damit verbundener Turbulenz und Resuspension. Deshalb wird das von der Recknitz eingetragene Material nur teilweise in der Falle akkumuliert und, insbesondere mit zunehmender Füllung der Falle, weiter in den Saaler Bodden transportiert. Dies verdeutlicht auch die Verteilung des organischen Gehaltes im Sediment (NAUSCH & SCHLUNGBAUM 1991). Die Barthemündung im eher abgeschirmten südlichen Bereich des Barther Stromes war prädestiniert für die Lage der Falle.

4.2 Alter, Form und Füllungsgrad der Fallen

Ein ursprünglich größeres Volumen der Falle und eine größere Wassertiefe über dem Sediment (Tab. 2) begünstigt die Akkumulation in dieser strömungsberuhigten Zone. Obgleich die Sedimentakkumulationsraten (Tab. 3) als linear berechnet wurden, ist anzunehmen, dass die Volumenabnahme der Falle nicht linear verläuft, sondern mit zunehmendem Alter und Füllungsgrad deutlich abnimmt. Die Tatsache, dass die Fallen in etwa einem Jahr Abstand gebaggert wurden (Tab. 2) erschwert deshalb die Effizienzbewertung. Auch die ursprünglich größere und unterschiedliche Fläche, die effektiv für die Sedimentation zur Verfügung stand (Tab. 2), erschwert den Vergleich der Fallen hinsichtlich ihrer realen stofflichen Befrachtung (Tab. 4) bei zudem ungleichen hydrodynamischen Verhältnissen. Da ein erheblicher SPM-Anteil eines bestimmten Partikelspektrums bei entsprechenden Fließgeschwindigkeiten

theoretisch transportiert werden müsste (KLEEBERG 1996), ist die hohe Sedimentakkumulationsrate von $9 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ für die Warnow-Falle sicher teilweise dem bodennahen Feinpartikeltransport geschuldet und nicht ausschließlich das Ergebnis einer erhöhten Sedimentationsrate. In den flachen Bodden kommt noch ein Anteil aus der Resuspension hinzu. Beides führt zur Überschätzung der tatsächlichen pelagischen Eliminationsleistung der Fallen. So waren die Unterschiede zwischen dem Sediment inner- und außerhalb der Falle bei der jüngsten Barthe-Falle erwartungsgemäß am deutlichsten ausgeprägt.

4.3 Hydrologisches Regime des Flusses

Abfluss und Fließgeschwindigkeit bestimmen maßgeblich, welches Material transportiert, abgelagert oder wieder resuspendiert wird (vgl. KLEEBERG 1996). Die Fließgeschwindigkeiten (Tab. 1) der untersuchten Flachlandflüsse können als gering angesehen werden, begünstigen demzufolge die Ablagerung von Material in den Sedimentvertiefungen.

4.4. Quantität und Qualität des suspendierten partikulären Materials

Neben der Menge des transportierten Materials ist für dessen Ablagerung die Beschaffenheit der Schweb- und Sinkstoffe entscheidend. Der hohe organische Gehalt des SPM (Tab. 4) indiziert zum einen die hohe Biomasseproduktion (Warnow) und zum anderen die hohe organische Belastung aus landwirtschaftlichen Flächen und/oder Abwässern (Barthe). Im Fall der Warnow jedoch scheint die Masse des SPM nur einen untergeordneten Einfluss auf die Partikelsedimentation zu haben (vgl. KLEEBERG 1996), da das meiste Material in Form von (lebenden?) Planktonorganismen vorhanden ist (vgl. SCHUMANN et al. 1992, BAHNWARD et al. 1999). Mit dem hohen Phytoplankton- und Chl a-Anteil (Tab. 4) war die Sedimentation in der Warnow-Falle auch am geringsten. Zudem indiziert auch der Anteil der Partikel $< 5 \mu\text{m}$ die besten Sedimentationsbedingungen in der Recknitz und die ungünstigsten in der Warnow. Die etwa gleich großen Partikel von Recknitz und Barthe sedimentieren bei geringen Fließgeschwindigkeiten (Tab. 1) besser als die geringfügig größeren Partikel der Warnow bei höheren Fließgeschwindigkeiten (vgl. KLEEBERG 1996).

Nur für die Barthemündung ist ein geringer Salzgradient (Barthe/Barther Strom 2 ‰) nachweisbar, der das Wachstum von Mikroflocken (z. B. EISMA 1986, FORSGREN & JANSSON 1992) und damit die Ablagerung von organischem Material begünstigen könnte (DUKS 1990, KLEEBERG 1996).

Zu den Prozessen, die eine P-Akkumulation am Sediment begünstigen, gehört die Adsorption an Fe-Verbindungen (z. B. SCHLUNGBAUM 1982, FORSGREN & JANSSON 1992) und an Sedimentpartikel (KLEEBERG & SCHLUNGBAUM 1993). Das aussinkende Material, einschließlich der verschiedenen P-Formen wird mikrobiell umgesetzt und Phosphor teilweise freigesetzt, wohingegen die Fe-Sedimentation als eher konservativ anzusehen ist (z. B. KOZERSKI et al. 1993). Folglich ist das Eisen der bessere Indikator, um die Sedimentation zu quantifizieren. Die graduelle Zunahme des Fe-Verhältnisses Sediment - SPM von der Warnow zur Barthe zeigt, dass die günstigsten Sedimentationsbedingungen offensichtlich wiederum in der Barthemündung vorherrschend waren. Da P hauptsächlich mit organischem Material assoziiert ist

(KLEEBERG & Schlungbaum 1993, Graca et al. 2004), spielt die Fe-P-Beziehung für das Warnow Sediment nur eine untergeordnete Rolle (Gl. 3). Diese Tatsache schränkt jedoch die Aussagen zur deutlichen Fe-Akkumulation und P-Freisetzung beim Übergang vom SPM zum Sediment nicht ein. So war die P-Freisetzung aus dem SPM vor der Ablagerung im Sediment der Warnow im Vergleich zu dem der Barthe am höchsten. Dies erklärt auch die geringfügigen Unterschiede in den P-Bindungsformen innerhalb und außerhalb der Fallen (KLEEBERG 1996).

4.5 Nährstoffrücklösung aus den Fallen

In den Sedimenten der untersuchten Fallen kam es zur Anreicherung verschiedener Komponenten (Tab. 5). Dies wurde auch in einer aktuellen Studie von gebaggerten Vertiefungen ($z_{\max} = 11$ m, $z_{\text{mean}} = 7-8$ m) in der inneren Puck Bucht der Ostsee belegt (GRACA et al. 2004). Durch das verkleinerte Verhältnis Oberfläche : Tiefe und eine verringerte Resuspension wurde in diesen Vertiefungen 3 mal mehr organischer Kohlenstoff (C_{org}), 3,5 mal mehr Gesamt-N (TN), 1,5 mal mehr organischer P (P_{org}) und 1,7 mal mehr Gesamt-P (TP) im Vergleich zu nicht gebaggerten Bereichen akkumuliert. Als eine Folge wurde in den akkumulierten Sedimenten der als Sedimentationsfallen wirkenden Löchern prozentual mehr der jährlichen Last mineralisiert als in den Sedimenten der nicht gebaggerten Bereiche (C_{org} : gebaggert 42 % / nicht gebaggert 11 %; TN: 44/44; P_{org} : 95/41; TP: 50/21). Der verstärkte Abbau des angereicherten Materials führte zu einer durchschnittlich 7 fachen Erhöhung der P-Freisetzung im Vergleich zu den naturbelassenen Bereichen und teilweise zur H_2S -Bildung und Akkumulation in den Vertiefungen (GRACA et al. 2004).

4.6 Bilanzbetrachtungen

Die Massebilanzbetrachtungen (Tab. 6 und 7) bekräftigen die Unterschiede in der Effizienz der Fallen (Tab. 3). Die Monatsmittelwerte im Untersuchungszeitraum sind mit denen früherer Studien vergleichbar (z. B. GEORGI 1983) und erlauben die Berechnung von Jahresfrachten. Der große Unterschied zwischen der P-Fracht für 1990 (Tab. 7) und der für den Zeitraum 1993–1997 (Tab. 6) ist darauf zurückzuführen, dass 1990 ein Jahr mit einem vergleichsweise geringen mittleren Abfluss war (vgl. Tab. 1).

5 Schlussfolgerungen

Gebaggerte Sedimentationsfallen sind selektiv eliminierende, punktuelle Senken für SPM mit einem hohen Anteil an organischem Material, Eisen und Phosphor. Die Eliminationleistung solcher Fallen ist gewässerspezifisch sehr verschieden. Sie ist abhängig von der Lage der Sedimentvertiefung im Gewässer, ihrer Morphometrie in Abhängigkeit von Alter und Füllungsgrad, dem Abfluss bzw. der Fließgeschwindigkeit des Flusses sowie der SPM-Beschaffenheit (Partikelgröße, Phytoplanktonanteil). Bei unverändert hoher externer Belastung (SPM, Phosphor) ist die Eliminationsleistung gebaggelter Sedimentationsfallen im Vergleich zur Gesamtbelastung nur gering. Aufgrund ihres geringen Lebensalters, d. h. ihrer schnellen Füllung, tragen die

Sedimentationsfallen nur temporär und in geringem Maße zur Reduktion der Belastung bei. Zudem ist eine erhöhte Mineralisierung und verstärkte P-Freisetzung aus dem angereicherten Material zu erwarten. Deshalb haben jegliche Maßnahmen im Einzugsgebiet zur Verringerung der externen Nährstoffbelastung Vorrang vor gewässerinternen Maßnahmen und sind einzig nachhaltig erfolversprechend.

Literatur

- ANDERSEN, J. M. (1976): An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. - *Water Research*, **10**: 329-331.
- BAHNWART, M.; HÜBENER, T & SCHUBERT, H. (1999): Downstream changes in phytoplankton composition and biomass in a lowland river-lake system (Warnow River, Germany). - *Hydrobiologia*, **391**: 99-111.
- BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Materialien zur Umwelt in M-V, Schwerin.
- BICK, A. & BURGHARDT, R. (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. - *Mitteilungen des Zoologischen Museums Berlin*, **65**: 237-247.
- CORRENS, M. (1976): Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR. - *Vermessungstechnik*, **24**: 459-461.
- DUKS, P. (1990): Seston und sein Sedimentationsverhalten unter besonderer Berücksichtigung ökotechnologischer Maßnahmen zur Erhöhung der Sedimentationsrate in Fließgewässern und deren Mündungsbereichen. - Diplomarbeit, Univ. Rostock, FB Biologie. 66 S.
- EISMA, D. (1986): Flocculation and deflocculation of suspended matter in estuaries. - *Netherland Journal of Sea Research*, **20**: 183-199.
- FORSQREN, G. & JANSSON, M. (1992): The turnover of river-transported iron, phosphorus and organic carbon in the Vre estuary, northern Sweden. - *Hydrobiologia*, **235/236**: 585-596.
- GEORGI, F. (1983): Untersuchungen zur Variabilität von Quantität und Qualität des Sestons in den Darß-Zingster-Boddengewässern. - Diss., Universität Rostock, FB Biologie. 148 S.
- GRACA, B.; BURSKA, D. & MATUSZEWSKA, K. (2004): The impact of dredging deep pits on organic matter decomposition in sediments. - *Water, Air, and Soil Pollution*, **158**: 237-259.
- HEERKLOß, R. & VIETINGHOFF, U. (1981): Liste von Biomasseäquivalenten und Koeffizienten für die einheitliche Berechnung bei Komplexexperimenten. - *Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock*, **30**: 31-36.
- JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G. (1975): New spectrophotometric equations for determining chlorophyll a, b, c in higher plants, algae and natural phytoplankton. - *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, **167**: 191-194.
- KLEEBERG, A. (1996): Comparative investigations of the efficiency of dredged sedimentation traps for the elimination of phosphorus and suspended matter in river mouth areas: A case study. - *Estuaries*, **19**: 21-30.
- KLEEBERG, A. & SCHLUNGBAUM, G. (1993): *In situ* phosphorus release experiments in the Warnow River (Mecklenburg/ northern Germany). - *Hydrobiologia*, **253**: 263-274.
- KOZERSKI, H.-P.; GELBRECHT, J. & STELLMACHER, R. (1993): Seasonal and Long-term Variability of Nutrients in Lake Müggelsee. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, **78**: 423-437.
- LEGLER, CH.; BREITIG, G.; STEPPUHN, G. & VOBACH, V. (1986): *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung Band I*, VEB Gustav Fischer Verlag Jena. 517 S.
- LORENZEN, C. J. (1967): Determination of chlorophyll and phaeopigment: Spectrophotometric equation. - *Limnology & Oceanography*, **12**: 343-347.
- MEWES, M. (2004): Nährstoffausträge in die Ostsee aus diffusen Quellen Mecklenburg-Vorpommerns und Schleswig-Holsteins. - *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, **12**: 89-102.
- MURPHEY, J. & RILEY, J. P. (1962): A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. - *Analytica Chimica Acta*, **27**: 31-36.
- NAUSCH, G. (1981): Die Sedimente der Darß-Zingster-Boddengewässer - Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf. - Dissertation, Universität Rostock, FB Biologie. 148 S.
- NAUSCH, G. & SCHLUNGBAUM, G. (1991): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden Chain. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, **76**: 451-463.

- PASTUSZAK, M.; NAGEL, K.; GRELOWSKI, A.; MOHRHOLZ, V. & ZALEWSKI, M. (2003): Nutrient dynamics in the Pommeranian Bay (Southern Baltic): Impact of the Oder River outflow. - *Estuaries*, **26**: 1238-1254.
- ROHDE, K. H. & NEHRING, D. (1979): Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen im Meer- und Brackwasser. - *Geodätische Geophysikalische Veröffentlichungen, Reihe IV*, **22**: 1-69.
- SCHIEWER, U. (1998): 30 years' eutrophication in shallow brackish waters – lessons to be learned. - *Hydrobiologia*, **363**: 73-79.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. - *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, **10**: 135-152.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; KRECH, M. & KWIATKOWSKI, B. (2001): Die Darß-Zingster Boddenkette – Eine Studie. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Schriftenreihe Heft 1/2001: 1-209.
- SCHUMANN, R.; SIEVERT, C. & SCHIEWER, U. (1992): Structural composition of pelagic communities in the river Warnow and their changes. - *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, **77**: 173-185.
- VOGLER, P. (1975): Analysenautomation in Wasserlaboratorien mit flow-stream Automaten. - *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, **3**: 145-158.
- VOGLER, P. (1976): Analysenautomation in Wasserlaboratorien mit flow-stream-Automaten - Teil 5. - *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, **4**: 115-127.
- WESTRICH, B. (1988): Fluvialer Feststofftransport - Auswirkungen auf die Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte. - *Schriftreihe Gas Wasser Fach - Wasser-Abwasser*, **3**: 121-130.

Autor:

Andreas Kleeberg
 Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
 Müggelseedamm 301
 12587 Berlin

Email: Kleeberg@igb-berlin.de

