

Aktuelle Reihe

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Fakultät Umweltwissenschaften
und Verfahrenstechnik

Maria Kapfer & Brigitte Nixdorf (Hrsg.)

Gewässerreport (Nr. 5):
Methoden der limnologischen
Untersuchung und Bewertung von Stand-
und Fließgewässern

Aktuelle Reihe 1/99

Maria Kapfer & Brigitte Nixdorf

**Gewässerreport (Nr. 5):
Methoden der limnologischen
Untersuchung und Bewertung von Stand-
und Fließgewässern**

Zitiervorschlag:

Kapfer, M. / Nixdorf, B. (Hrsg.) (1999), Gewässerreport (Nr. 5): Methoden der limnologischen Untersuchung und Bewertung von Stand- und Fließgewässern, BTUC-AR 1/99, ISSN 1434-6834.

Herausgeber:

Dipl.-Biol. Maria Kapfer

Prof. Dr. rer. nat. habil. Brigitte Nixdorf

Lehrstuhl Gewässerschutz

Fakultät 4 – Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik

Brandenburgische Technische Universität Cottbus

Forschungsstation Bad Saarow

Seestraße 45

15526 Bad Saarow

Tel.: (033631) 89 43

Fax: (033631) 52 00

e-mail: b.nixdorf@t-online.de

Homepage: www.tu-cottbus.de/BTU/Fak4/Gewschu/

ISSN 1434-6834

Die Aktuelle Reihe wird von der Fakultät Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus im Eigenverlag herausgegeben.

Geschäftsführender Herausgeber:

Prof. Dr. Michael Ahlheim /Lehrstuhl Umweltökonomie

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	3
2	Gemeinsamer Aufschluß für die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff- Bestimmung in Gewässern des Scharmützelseegebietes.....	4
3	Qualitative Zusammensetzung von feinputikulärem organischen Material (FPOM) und seine quantitative Verteilung in standardisierten Blattpaketen - Teilaspekte eines Freilandversuches.....	14
4	Methoden zur Erfassung von Corixiden (Heteroptera) in den Tagebauseen der Lausitz (Brandenburg)	23
5	Makroinvertebraten-Mikrohabitate in Bächen: Kartierung und Auswertung.....	27
6	Methodik zur maßstabsübergreifenden Erfassung und Modellierung morphologischer Parameter kleiner Fließgewässer unter Verwendung eines Geoinformationssystems.....	42
7	Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tagebauseen der Lausitz - Ansätze und Probleme	50
8	Die Bewertung von Tagebaugewässern und ihrer Entwicklung im Spiegel ökologischer und wasserwirtschaftlicher Rahmenbedingungen.....	65

1 Einleitung

Unser Gewässerreport Nr. 5 verdankt seine Entstehung der Idee, methodische Ansätze zur limnologischen Bearbeitung ausgewählter Fragestellungen zum einem den Mitarbeitern des Lehrstuhles, zum anderen interessierten Kollegen zu dokumentieren und zur Diskussion zu stellen. Das soll insbesondere neue bzw. modifizierte Verfahren der Gewässeruntersuchung betreffen, die man nicht in den Standardwerken (z. B. Deutsche Einheitsverfahren der Wasser- und Schlammuntersuchung) nachlesen kann. Weitere Anregung erhielt dieses Vorhaben durch die Ergebnisse gemeinsamer Ringanalysen zur Überprüfung der Meßgenauigkeit in verschiedenen Gewässerlaboratorien Berlins, Potsdams und Cottbus, die vom IGB Berlin geleitet wurden. Hier ergaben sich in der Auswertung standardisierter Meßverfahren z. T. beträchtliche Unterschiede in den wichtigsten Nährstoffparametern (Stickstoff und Phosphor). Welche Schritte bei herkömmlichen Aufschlußverfahren im Vergleich mit einem gemeinsamen Mikrowellenaufschluß notwendig sind und welche Anforderungen an eine Phosphor-Analytik im Spurenbereich gestellt werden, ist im Beitrag von Gudrun Lippert dargestellt. Drei Beiträge in diesem Heft befassen sich mit Methoden zur Erfassung morphologischer Parameter, der Besiedlung und des Nahrungsangebotes in Fließgewässern. Dazu gehören die Erfassung und Modellierung der Morphologie mit Hilfe eines GIS (Michael Mutz), die Kartierung von Mikrohabitaten, die von Makroinvertebraten besiedelt sind (Claus Ohrendt und Jeanette Schlieff) sowie die Verteilung von feinem partikulärem Material (FPOM) als Nahrungsgrundlage für Makrozoobenthos in der Schlaube (Anja Hoffmann). Kathrin Wollmann gibt einen Überblick über die Fangmethoden zur quantitativen Erfassung von Wasserwanzen in Tageauseen. Diese Organismen treten in den sauren, fischfreien Seen z. T. in sehr hohen Abundanzen auf und bilden hier die Topprädatoren. Auch die letzten beiden Beiträge dieses Heftes ergeben sich aus Problemen der Messung und vor allem der Bewertung von ökologischen Zuständen in Gewässern der Bergbaufolgelandschaft. Welche Schwierigkeiten bei der Erfassung und Bewertung der Trophie in sauren Gewässern auftreten, ist im Beitrag von Brigitte Nixdorf und Dieter Leßmann aufgezeigt. Einen globaleren Diskussionsansatz zu Fragen der ökologischen Bewertung von Tagebaugewässern in technogenen Landschaften haben wir (Brigitte Nixdorf, Michael Mutz und Gerhard Wiegleb) im Leitbildartikel aufgegriffen, um die Ambivalenz in der Bewertung saurer Gewässer zu zeigen.

Wir hoffen, mit diesen Heft wie bisher Anregungen zu kritischen und konstruktiven Diskussionen geben zu können. Weiterhin freuen wir uns, daß ehemalige Diplomanden diese Möglichkeit der Darstellung ihrer Ergebnisse nutzen (Jeanette Schlieff und Anja Hoffmann). Zuletzt möchten wir uns bei den Mitarbeitern des Lehrstuhles für die offene und kritische Atmosphäre bedanken, die die Entstehung dieses Heftes förderte sowie bei Frau Beate Müller, die wie immer in redaktionellen Fragen eine wertvolle Unterstützung leistete.

Brigitte Nixdorf und Maria Kapfer

2 Gemeinsamer Aufschluß für die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff-Bestimmung in Gewässern des Scharmützelseegebietes

Gudrun Lippert

Abstract

A method for the simultaneous digestion and determination of total nitrogen and total phosphorus in samples of the area Scharmützelsee

The simultaneous digestion of water samples for the determination of total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) according to JOHNES & HEATHWAITE (1992) was successfully evaluated for a lower range of concentration from 0.6 to 3.0 mg/l nitrogen and 0.02 to 0.50 mg/l phosphorus. The microwave digestion was adapted to the samples as a 3 stage process. A special cleaning and handling procedure for the equipment was tested. Through that standard deviations for the named concentration range from 1.2 µg/l phosphorus and 12.2 µg/l nitrogen were reached. This method yields for both organic and inorganic components either single components or mixtures recoveries ranging from 90 % to 99 % for nitrogen and 92 % to 105 % for phosphorus. A comparison of TN and TP values from freshwater samples and synthetic mixed solutions shows the improvements of the microwave digestions for getting higher reaction temperatures. The application of this method at the range from 2 to 20 µg/l phosphorus is possible, if the handling and cleaning are especially careful.

2.1 Einleitung

Zur Charakterisierung des trophischen Niveaus eines Gewässers werden häufig die Nährstoffkonzentrationen als Gesamtphosphor (TP) und Gesamtstickstoff (TN) angegeben. Aus dem molaren Verhältnis N:P können Rückschlüsse bezüglich möglicher N-Limitation der Biomasseproduktion gezogen werden (REDFIELD 1934, CHIAUDANI & VIGHI 1974). Für die Beurteilung eines Gewässers ist der Chlorophyll a / TP-Massequotient wichtig, von dem die Ausnutzung des Phosphors für die Primärproduktion (VOLLENWEIDER & KEREKES 1982, DENEKE & NIXDORF 1998) beurteilt werden kann. Für Massebilanzen und Stoffkreisläufe sind Untersuchungen zur Unterscheidung einzelner Fraktionen des Phosphors und Stickstoffs als gelöste organische und partikuläre Anteile notwendig. Deshalb ist eine effiziente und präzise Bestimmung von TP und TN mit geringem Zeit- und Personalaufwand notwendig.

Seit 1994 wurde im Labor des Lehrstuhls Gewässerschutz ein Mikrowellenaufschluß mit NanOx-N[®] für den gemeinsamen oxidativen Aufschluß von TP und TN für die Wasseranalytik genutzt. Anschließend wurden simultan Phosphor als Orthophosphat und Stickstoff als Nitrit mit einem kontinuierlichen Durchflußphotometersystem bestimmt. Das Aufschlußverfahren basiert auf Untersuchungen von KOROLEFF (1983) und wurde nachfolgend durch den Einsatz der Mikrowellentechnik und der Fließanalysenautomaten weiterentwickelt (JOHNES & HEATHWAITE 1992). LAMBERT & MAHER (1995) nutzten diese Methode erfolgreich zur Untersuchung von trüben Gewässerproben.

Ein interner Ringvergleich im Januar 1997, an dem 8 Labore Berlins und Brandenburgs beteiligt waren, offenbarte die Schwächen unserer Methode. Die TN-Bestimmung im Konzentrationsbereich von 0,6 bis 14 mg/l N ergab systematisch Minderbefunde und die TP-Bestimmung im Konzentrationsbereich von 0,010 bis 0,350 mg/l P systematische Mehrbefunde. Ergänzende Untersuchungen auch mit anderen kommerziellen Aufschlußmitteln führten zu der Annahme, daß die Zusammensetzung dieser festen Aufschlußreagenzien nicht ausreichend auf die zu bestimmenden TP- und TN-Anteile in den Wasserproben optimiert war. Die TN/TP-Verhältnisse im Scharmützelseegebiet liegen zwischen 12 und 40. Die Konzentrationen unterscheiden sich also mindestens um eine bis anderthalb Größenordnungen. Die zu den kommerziellen Aufschlußreagenzien angebotenen Multistandards gehen dagegen von einem 1:1 Konzentrationsverhältnis aus.

JOHNES & HEATHWAITE veröffentlichten 1992 eine Vorschrift für die simultane Bestimmung von TP und TN in Süßwasserproben bei Nutzung eines alkalischen Persulfat-Mikrowellen-Aufschlusses. Sie testeten diese Methode im Konzentrationsbereich für TP von 0,2 bis 10 mg/l P und für TN von 2 bis 50 mg/l N und fanden Wiederfindungsraten von 98,2 bis 100,2 % für P und 94,5 bis 92,7 % für N sowie präzise Ergebnisse in einem pH-Bereich der Proben von 5 bis 8.

Diese Methode wurde auf unsere Gerätebasis, die prinzipiell ähnlich war, adaptiert und die Anwendbarkeit im Konzentrationsbereich der Proben aus dem Scharmützelseegebiet für TP von 0,02 bis 0,50 mg/l P und für TN von 0,6 bis 3,0 mg/l N untersucht. Nachfolgend werden Ergebnisse aus Untersuchungen zur Anwendbarkeit und Zuverlässigkeit des Verfahrens anhand von Wiederfindungsraten und Standardabweichungen sowie der Einfluß eines speziellen Probenumgangs auf die Blindwerte dargelegt und Werte des gemeinsamen Aufschlusses mit denen anderer Verfahren verglichen.

2.2 Durchführung des simultanen Aufschlusses und der TP- und TN-Bestimmung

2.2.1 Prinzip des simultanen Aufschlusses

Die Oxydation mit Kaliumperoxodisulfat ist stark von der Temperatur und dem pH-Wert abhängig (LANGNER & HENDRIX 1982). Der Aufschluß von Stickstoffverbindungen mit Persulfat benötigt ein alkalisches Milieu, d. h. eine ausreichende Menge Natriumhydroxid bis alle N-Verbindungen vollständig aufgeschlossen sind. Der Aufschluß der Phosphorverbindungen benötigt eine ausreichende Menge Kaliumperoxodisulfat in der sauren Aufschlußphase, um alle P-Verbindungen aufzuschließen. Das relative Verhältnis von Kaliumperoxodisulfat zu Natriumhydroxid ist also auf die Probenzusammensetzung einzustellen.

2.2.2 Reagenzien und Grundlagen der P- und N-Bestimmung

Es wurden ausschließlich Reagenzien der Qualität „z. A.“ verwendet und Reinstwasser mit einem spezifischen Widerstand von mindestens 17,8 M Ω cm (= 0,056 μ S/cm). Alle Gefäße wurden in heißer 1 N Salzsäure gelaugt und mit heißem Reinstwasser neutral gespült. Die Druckgefäße wurden zusätzlich durch einen Blindaufschluß mit Aufschlußreagenz und Reinstwasser vorgereinigt. Alle Arbeiten wurden in staub- und fusselfreier Bekleidung und Latexhandschuhen durchgeführt, um P- und N-Kontaminationen zu verringern.

Das Oxydationsreagenz nach JOHNES & HEATHWAITE (1992) wurde wie folgt angesetzt:

- 1) Herstellen einer 3,75 M Natriumhydroxidlösung: 37,5 g NaOH in einem 500 ml Maßkolben, in dem ca. 300 ml Reinstwasser vorgelegt sind, lösen und nach dem Abkühlen auf 500 ml auffüllen. Natriumhydroxidlösung in PE-Flasche aufbewahren.
- 2) 250 ml Maßkolben mit ca.150 ml Reinstwasser füllen und genau 3,75 ml der 3,75 M Natriumhydroxidlösung einpipettieren und darin 12,5 g $K_2S_2O_8$ lösen, wenn nötig unter Erwärmung auf maximal 40°C und nach dem Abkühlen auf 250 ml auffüllen. Diese Lösung ist täglich frisch anzusetzen.

Die P-Verbindungen liegen nach dem Aufschluß als Orthophosphat vor. Orthophosphat reagiert mit Molybdän (VI) und Antimon (III) in saurem Milieu unter Bildung des Antimono-Molybdat-Komplexes. Durch Reduktion dieser Verbindung mit Ascorbinsäure bildet sich der blaue Farbstoff. Seine Extinktion wird bei 660 nm gemessen (ALPKEM, 1992: Methodology; DEV: DIN EN 1189 : 1996-12). Die N-Verbindungen werden im Aufschluß zu Nitrat oxydiert. Diese werden in einem Cadmium-Reduktor quantitativ zu Nitrit reduziert. Das Nitrit wird als purpurfarbener Azofarbstoff bei 540 nm nach seiner Diazotierung mit Sulfanilamid und anschließenden Kupplung mit N-1-Naphthylethylendiamin detektiert (ALPKEM, 1992: Methodology; DEV: DIN EN ISO 13395 : 1996-12).

2.2.3 Ausrüstung, Geräte, Verfahrensschritte

Für den Aufschluß wurde das Mikrowellenaufschlußsystem der Firma CEM, MDS 2000 ausgerüstet mit einem Drucksensor zur kontinuierlichen Druckmessung in Verbindung mit einem 12-stelligen Druckgefäßkarussell verwendet. Die Druckgefäße haben ein Volumen von 100 ml, sind aus Teflon PFA[®] und mit einer Berstscheibe gegen Überdruck gesichert. Sie sind bis zu einem Druck von 13,8 bar und einer Temperatur von 200 °C einsetzbar. Es wurde der folgende dreistufige Mikrowellendruckaufschluß verwendet:

	1.Stufe	2. Stufe	3. Stufe
Leistung (630 ± 50 W)	80 %	80 %	0 %
Druck [bar]	2,48	12,95	1,37
Zeit [min]	10	60	20
Haltezeit (Druck) [min]	2	45	0
Ventilatorleistung (Kühlung)	10 %	10 %	100 %

Zur simultanen Bestimmung von Orthophosphat und Nitrat wurde das automatische Segmented-Flow-Analysegerät (SFA): Flow Solution III der Firma ALPKEM, A Perstorp Analytical Company im Zweikanalbetrieb mit automatischer Proben- und Reagenziendosierung verwendet. Mit diesem Gerät werden die gebildeten Farbstoffe parallel in je einem Durchfluß-photometer gemessen.

Verfahrensschritte:

- 1) Wasserproben im Ultraschallbad homogenisieren
- 2) 10 ml Wasserprobe in die Druckgefäße pipettieren
- 3) dazu 5 ml Oxydationsreagenz pipettieren
- 4) Druckgefäße verschließen, schwenken, damit sich Oxydationsmittel und Probe mischen
- 5) Durchführung des dreistufigen Mikrowellendruckaufschlusses mit Druckkontrolle
- 6) abgekühlte Proben nach dem Aufschluß quantitativ in 25 ml Maßkolben überführen
- 7) Proben unter Beachtung des Verdünnungsfaktors 2,5 mit dem SFA-Automaten messen

2.3 Anwendbarkeit und Zuverlässigkeit der Methode für den Konzentrationsbereich des TP von 0,02 bis 0,50 mg/l P und TN von 0,6 bis 3,0 mg/l N

2.3.1 Einfluß der Temperatur und des pH-Wertes

Die ersten Versuche zu den Aufschlußbedingungen in der Mikrowelle (MW) zeigten, daß der Druck und seine Haltezeit einen entscheidenden Einfluß auf die Wiederfindungsraten der Proben haben. Abbildung 1 stellt die Druck-Zeit-Kurven unterschiedlicher Aufschlußparameter gegenüber. Der Druck ist ein Maß für die erreichte Aufschlußtemperatur. Je höher der Druck, desto höher ist die Temperatur bei diesem exothermen Reaktionsprozeß.

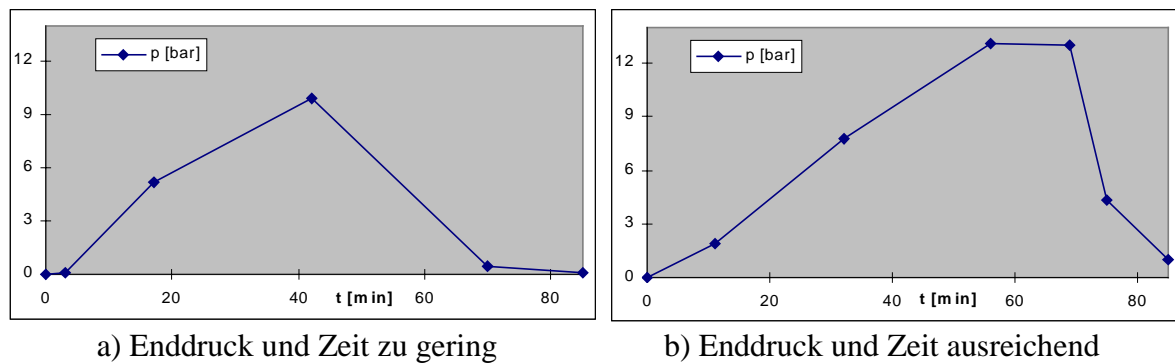


Abbildung 1: Druck-Zeit-Kurve zweier MW-Aufschlüsse unterschiedlicher Drücke und Haltezeit. In Abbildung 1 a) sind der Enddruck und die Haltezeit zu gering und führen zu überhöhten Phosphorwerten und Minderbefunden an Stickstoff, in 1 b) sind sie ausreichend für exakte P- und N-Werte.

Tabelle 1: Wiederfindungsraten als Mittelwerte aus 3 Aufschlüssen bei Konservierung der Proben durch Einfrieren oder durch Ansäuerung nach DEV, DIN EN 1189 : 1996-12.

Probe	Ansäuerung zur Konservierung		Einfrieren zur Konservierung	
	Konzentration [µg/l]	Wiederfindungs- rate [%]	Konzentration [µg/l]	Wiederfindungs- rate [%]
Langer See*) , 30.7.97				
TP	110,2		113,8	
TN	1777,8		1658,9	
Testlösung A**)				
TP = 100 µg/l	94,2	94,2	99	99,0
TN = 611,3 µg/l	600,9	98,3	588,5	96,3
Testlösung B**)				
TP = 200 µg/l	188,2	94,1	187,7	93,9
TN = 1222,6 µg/l	1193,2	97,6	1128,2	92,3
Testlösung C**)				
TP = 400 µg/l	395,8	99,0	398,6	99,7
TN = 2445,2 µg/l	2413,3	98,7	2253,25	92,1

*) Mittelwerte aus 3 Aufschlüssen

**) Die Testlösungen A, B und C setzen sich zusammen aus je gleichen Massenteilen bezogen auf Phosphor und Stickstoff aus $C_8H_{17}O_5P + Na_2P_2O_7 \cdot 10H_2O + C_2H_8NO_4P + C_{18}H_{15}OP$ und EDTA + NH_4Cl + Harnstoff + KNO_3 .

Da der alkalische Persulfat-Aufschluß neben seiner Temperaturempfindlichkeit ebenso abhängig vom pH-Wert ist, müssen die Proben, die zur Konservierung nach DEV, DIN EN 1189 : 1996-12 mit H₂SO₄ angesäuert wurden, vor dem Aufschluß wieder auf einen pH-Bereich von 5 bis 8 eingestellt werden.

Tabelle 1 stellt die Wiederfindungsraten bei Konservierung der Proben durch Einfrieren und durch Ansäuerung gegenüber. Dabei wurden die angesäuerten Proben vor dem Aufschluß neutralisiert und die Kalibranten der Eichreihen wie die Proben behandelt. In diesem Fall stimmen die Einwaagen mit den Analysenwerten gut überein.

In jedem Fall sind jedoch die Kalibranten für die Eichgerade genauso zu behandeln wie die zu untersuchenden Proben, da sich die Extinktion von Lösungen gleicher Analytkonzentrationen durch die Änderung der Matrix bei Ansäuerung und anschließender Neutralisation und ohne Zusatz um 10 bis 30 % voneinander unterscheiden können.

2.4 Wiederfindungsraten von P- und N-Verbindungen als Einzelkomponenten in unterschiedlichen Bindungsformen und im Gemisch

Als Maß für die Zuverlässigkeit der Methode wurden Wiederfindungsraten für Einzelkomponenten in einem mittleren Konzentrationsbereich bezogen auf die Gewässerproben des Untersuchungsgebietes sowie für Gemische aus diesen in einem niederen, mittleren und hohen Bereich ermittelt. Die Analysenergebnisse und Wiederfindungsraten (s. Tabelle 1, 2, 7) sind Mittelwerte aus 5 Aufschlüssen von 4 N- und 4 P-Verbindungen.

Tabelle 2: Wiederfindungsraten (WFR) ausgewählter N- und P-Verbindungen als Mittelwerte aus 5 Aufschlüssen mit Probenkonservierung durch Ansäuerung und anschließender Neutralisierung.

1.1.1.1.1.1.1.1.1 N- bzw. P-Verbindung	N- bzw. P-Einwaage [µg/l]	Analysenergebnis [µg/l]	WFR [%]
Dinatriummethyldiamintetraacetat TN (EDTA)	900	864,5	96,1
Kohlensäurediamid TN (Harnstoff)	900	812,9	90,3
Ammoniumchlorid TN (NH₄Cl)	900	852,9	94,8
Kaliumnitrat TN (KNO₃)	900	892,2	99,1
Diethyl-ethoxycarbonylmethanphosphonat TP (C₈H₁₇O₅P)	200	209,1	104,6
tetra-Natriumdiphosphat-Dekahydrat TP (Na₄P₂O₇*10 H₂O)	200	187,6	93,8
2-Aminoethyl-dihydrogenphosphat TP (C₂H₈NO₄P)	200	205,9	102,9
Triphenylphosphinoxid TP (C₁₈H₁₅OP)	200	183,7	91,8

2.5 Erhöhung der Präzision und Verringerung der Blindwerte durch Änderungen im Probenumgang

Zur Untersuchung des Einflusses der Arbeitsweise auf die Höhe der Blindwerte wurde eine Serie von Aufschlüssen mit 10 ml Reinstwasser und 5 ml Oxydationsreagenz durchgeführt. Bei einem Teil wurde beim Probenumgang ausschließlich mit Latexhandschuhen gearbeitet und bei dem anderen nicht. Die Gegenüberstellung der analysierten Blindwerte in Tabelle 3 macht deutlich, daß das Arbeiten mit Handschuhen in jedem Fall die Höhe der Blindwerte verringert.

Tabelle 3: Blindwerte (BW) der MW-Aufschlüsse mit und ohne Probenumgang in Latexhandschuhen. Blindwerte sind Mittelwerte aus 5 Einzelwerten.

Probenbearbeitung	BW _{TP} [µg/l]	BW _{TN} [µg/l]
mit Latexhandschuhen	1,2	47,7
ohne Latexhandschuhe	7,6	144,5

In einer weiteren Versuchsreihe wurden die Fehler des Verfahrens bestimmt, wenn die aufgeschlossenen Proben aus den Druckgefäßen quantitativ in 50 ml- bzw. 25 ml-Maßkolben aus Glas überführt werden. Diese Ergebnisse sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Die Standardabweichungen bei Verwendung von 25 ml Maßkolben sind für die TP- und die TN-Bestimmung kleiner. Der größere Fehler bei Verwendung von 50 ml Maßkolben erklärt sich aus dem höheren Verdünnungsfaktor, der dann zur Berechnung der Konzentrationen nötig ist und auch die Fehler multipliziert.

Tabelle 4: Vergleich der Verfahrensstandardabweichung bei Verwendung unterschiedlicher Verdünnungen der Testlösung B*).

Parameter	TP [µg/l]		TN [µg/l]	
	25 ml	50 ml	25 ml	50 ml
Volumen des Maßkolben	25 ml	50 ml	25 ml	50 ml
Analysenwerte	189,3	188,0	1167,9	1206,9
Einwaage	200,0	200,0	1200,0	1200,0
Wiederfindungsrate [%]	94,7	94,0	97,3	100,6
Standardabweichung (STABWN)	1,2	2,6	12,2	25,4
Vertrauensbereich**) (T _{x0} =t*s/√N)	1,0	1,8	9,9	16,0
Analysenergebnis (x ₀ ±T _{x0})	189,3 ± 1,0	188,0 ± 1,8	1167,9 ± 9,9	1206,9 ± 16,0

*) Zusammensetzung s. Tabelle 1

**) DEV – 8. Lieferung 1979, A, Allgemeine Angaben

Um die Genauigkeit der Methode weiter zu verbessern, wurde untersucht, wie sich der Gebrauch von Glasvollpipetten und der Multipipetten von Eppendorf zur Dosierung der Probe und des Oxydationsmittels auswirkt. Dazu wurden die Analysenwerte mit ihren Vertrauensbereichen von verschiedenen Testlösungen und unterschiedlicher Pipettenart bestimmt. Der Vertrauensbereich wird durch Analysenfehler verursacht. Bei Verwendung der Multipipette von Eppendorf kann der Analysenfehler noch etwas weiter gesenkt werden (s. Tabelle 5).

Tabelle 5: Analysenergebnis mit Vertrauensbereich bei Verwendung von Glasvollpipetten und Eppendorf-Multipipetten.

Probe	Einwaage [µg/l]	Analysenergebnis mit Vertrauensbereich ($\bar{x}_0 \pm T_{x0}$)			
		Glasvollpipette		Eppendorf Multipipette	
		TP [µg/l]	TN [µg/l]	TP [µg/l]	TN [µg/l]
Reinstwasser	P: 0 N: 0	4,1 ± 1,2	49,6 ± 22,7	3,2 ± 0,4	25,0 ± 6,7
Testlösung B*)	P: 200 N: 1200	190,0 ± 2,7	1217,2 ± 21,0	188,7 ± 4,4	1274,6 ± 54,9
Testlösg. D**)	P: 50 N: 600	51,2 ± 2,3	750,4 ± 26,8	51,8 ± 2,1	723,0 ± 13,6
Testlösg. E**)	P: 500 N: 3000	475,9 ± 7,0	3108,5 ± 33,1	463,6 ± 4,0	3018,4 ± 13,8
Testlösg. F***)	P: 500 N: 3000	515,8 ± 7,9	3164,2 ± 28,3	497,2 ± 6,0	3057,3 ± 30,6

*) organisch und anorganisch P- und N-Verbindungen, s. Tabelle 1

***) Merck-Stammlösungen als 1000 mg/l PO₄ und 1000 mg/l NO₃

****) anorg. Salze: KH₂PO₄ und KNO₃, bei 105°C getrocknet

Die Untersuchung des Alterungsverhaltens der aufgeschlossenen Kalibranten bei Aufbewahrung in Glasmaßkolben und Kühlschrank ergab innerhalb von 10 Tagen keine meßbaren Veränderungen. Das ermöglicht eine wiederholte Verwendung der Eichreihe. Während der SFA-Messung ist es empfehlenswert, genügend häufig die Basislinie den Gerätebedingungen anzupassen. Dadurch verringern sich Editierfehler deutlich. Das ist um so wichtiger, je größer der Verdünnungsfaktor ist, mit dem gearbeitet wird.

2.5.1 Kalibrierung für die Oberflächenwasserproben des Scharmützelseegebietes

Mit zwei Kalibrierkurven konnte unter Verwendung eines Verdünnungsfaktors von 2,5 der gesamte erforderliche Konzentrationsbereich abgedeckt werden:

- Kalibrierung im niederen Bereich: 6 bis 52 µg/l P und 68 bis 543 µg/l N
- Kalibrierung im höheren Bereich: 65 bis 522 µg/l P und 339 bis 2714 µg/l N

Bei geringen TP- und TN-Konzentrationen wie sie zur Bestimmung des gelösten organischen Phosphors (DOP) oder gering eutrophierter Gewässer auftreten können, wurde mit einer Kalibrierung für TP von 2 bis 20 µg/l P gearbeitet. Dazu sind dann aber vor den Aufschlüssen der Proben und Kalibranten extra Reinigungsprozedur aller Geräte und Reinigungsaufschlüsse der Druckgefäße nötig. Die Kalibrierkurve ist dazu auch frisch aufzuschließen und nicht mehr haltbar.

Nach der DEV-Empfehlung zur Anwendung statistischer Methoden zur Beurteilung von Analysenergebnissen in der Wasseranalytik wurden die Verfahrensstandardabweichungen für die Aufschlüsse mit anschließender Messung im SFA-Automaten ermittelt. Es wurden mit

dieser Methode im verwendeten höheren Kalibrierbereich Verfahrensstandardabweichungen von 8,9 µg/l TP und 52,7 µg/l TN erreicht (Tabelle 6).

Tabelle 6: Verfahrensstandardabweichung des gemeinsamen TP/TN- Aufschlusses nach DEV – 8. Lieferung 1979, A, Allgemeine Angaben.

	TP in µg/l	TN in µg/l
Urproben (Merck-Stammlösungen), x_1 und x_2	$x_1 = 50; x_2 = 500$	$x_1 = 600; x_2 = 3000$
Gesamtzahl der Einzelwerte, N	14	14
Verfahrensstandardabweichung, s_{x0}	8,9	52,7
Vertrauensbereich: $T_{x0} = t * s / \sqrt{N}$	3,5	20,4
Analysenergebnis:	$x_0 \pm 3,5$	$x_0 \pm 20,4$
Nachweisgrenze = 4.65 * Standardabweichung der Blindwerte innerhalb einer Untersuchungsreihe	32,6	185,2

2.6 Vergleich des simultanen Aufschlusses von TP und TN mit anderen Verfahren

Der Einsatz dieser Methode in einem Ringvergleich zwischen 6 Laboren zeigte eine gute Übereinstimmung dieser Werte mit denen anderer Methoden, die TP und TN durch getrennte Verfahren bestimmen wie mit dem sauren Aufschluß für P nach DEV oder einem TN-Analyser oder kommerziell angebotenen Thermoaufschluß.

Ein Vergleich der TP-Analysenwerte des gemeinsamen Aufschlusses und des sauren Aufschlusses für P nach DIN zeigte eine gute Vergleichbarkeit der TP-Werte mit Wiederfindungsraten von 90 bis 103 %. Der kommerziell angebotene Thermoaufschluß für TN erbrachte jedoch für die anorganischen N-Verbindungen Höherbefunde (WFR von 150 %) und für die organischen N-Verbindungen Minderbefunde (WFR von 63 %, s. Tabelle 7). Dieselben Tendenzen wurden auch bei natürlichen Wasserproben beobachtet. Das könnte für den TN-Thermoaufschluß bedeuten, daß die Aufschlußtemperatur nicht ausreicht, um das gesamte Oxydationsmittel umzusetzen und um alle organischen N-Verbindungen zu Nitrat zu oxydieren.

2.7 Zusammenfassung

Der gemeinsame Aufschluß für die Gesamtphosphor- und Gesamtstickstoff-Bestimmung nach JOHNES & HEATWAITE kann auch für den Konzentrationsbereich von 0,6 bis 3,0 mg/l TN und 0,02 bis 0,50 mg/l TP erfolgreich angewendet werden. Nach einer Optimierung des Mikrowellenaufschlusses als dreistufiges Verfahren mit Druckkontrolle und nach Anwendung eines besonderen Probenumgangs sowie einer speziellen Reinigungsprozedur der Geräte konnten für die Testlösung B, die aus organischen und anorganischen Verbindungen zusammengesetzt ist, Verfahrensstandardabweichungen (STABWN) für TN von $\pm 12,2$ µg/l und für TP von $\pm 1,2$ µg/l erreicht werden. Die Methode ergab für eine Auswahl von anorganischen und organischen P- und N-Verbindungen sowohl als Einzelkomponenten sowie auch als Gemische aus ihnen im gesamten Konzentrationsbereich Wiederfindungsraten von 90 bis 99 % für TN und 92 bis 105 % für TP. Ein Vergleich von TP- und TN-Werte mit unterschiedlichen Methoden ermittelt von Gewässerproben und synthetischer Testlösungen, zeigte bezüglich der

TN- Werte den Vorteil der Mikrowellenaufschlußtechnik, bei der durch die höhere Temperatur die organischen Stickstoffverbindungen vollständig oxydiert werden können. Bei besonderer Sorgfalt ist das Verfahren auch im TP-Bereich von 2 bis 20 µg/l einsetzbar.

Tabelle 7: Vergleich der Werte des gemeinsamen Aufschlusses mit denen des sauren TP-Aufschlusses nach DIN EN 1189 : 1996-12 und einem kommerziell angebotenen Thermoauflösung für TN.

Probe	Analyt [µg/l]	Einwaage [µg/l]	simultaner Aufschluß von TP und TN (Lehrstuhllabor)	übliche Verfahren - TP-DIN + TN- Thermoauflösung (Vergleichslabor)
Testlösung B*)	P	200	189,4	179,0
	N	1200	1247,7	760,0
Testlösung E**)	P	500	476,2	458,0
	N	3000	3068,8	3130,0
Testlösung G**)	P	800	756,0	796,0
	N	900	1017,1	1350,0
Seeproben, Probenahmedatum***)				
Petersdorfer See 07.08.1997	P		87,5	76,0
	N		1569,5	1850,0
Lebbiner See 07.08.1997	P		72,1	90,0
	N		1097,0	1000,0
Wolziger See 03.08.1997	P		58,9	57,0
	N		755,7	1100,0
Scharmützelsee 17.07.1997	P		50,4	50,0
	N		889,4	930,0
Storkower See, Nord 02.07.1997	P		72,1	58,0
	N		962,6	420,0
Melangsee 22.07.1997	P		105,5	89,0
	N		1818,8	500,0

*) organisch und anorganisch P- und N-Verbindungen, s. Tabelle 1

***) anorganisch P- und N-Verbindungen, s. Tabelle 5

****) Alle Proben wurden durch Ansäuerung mit H₂SO₄ konserviert.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich Tina Hanke für die akribische Durchführung der experimentellen Arbeiten und die Unterstützung bei der Auswertung herzlich danken.

Literatur

- ALPKEM, A Perstorp Analytical Company (1992): The Flow Solution™. Operation Manual für das ALPKEM Flow-Analysegerät Flow Solution III.
- CHIAUDANI, G. & VIGHI, M. (1974): The N:P ratio and tests with Selenastrum to predict eutrophication in lakes. Wat. Res. 8: 1063-1069.
- DENEKE, R. & NIXDORF, B. (1998): Vergleich von Klarwasserstadien in verschiedenen Seen des Scharmützelseegebietes. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewäs-

- serreport (Nr. 4): BTUC-AR 5/98: 82-94.
- DEV (1976-97): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- JOHNES, P. J. & HEATHWAITE, A. L. (1992): A procedure for the simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater samples using persulfate microwave digestion. *Wat. Res.* 26 (10): 1281-1287.
- KOROLEFF, F. (1983): Determination of phosphorus. In: GRASSHOFF, K., EHRHARDT, M. & KREMLING, K. (Hrsg.): *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Basel: 419.
- LAMBERT, D. & MAHER, W. (1995): An evaluation of the efficiency of the alkaline persulphate digestion method for the determination of total phosphorus in turbid water, *Wat. Res.* 29 (1): 7-9.
- LANGNER, C. L. & HENDRIX, P. F. (1982): Evaluation of a persulphate digestion method for particulate nitrogen and phosphorus, *Wat. Res.* 16: 1451-1454.
- REDFIELD, A. C. (1934): On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. James Johnstone Memorial Volume, Liverpool University Press, Liverpool: 176-192.
- VOLLENWEIDER, R. & KEREKES, J.: *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessments and Control*. OECD, Paris 1982.

3 Qualitative Zusammensetzung von feinpartikulärem organischen Material (FPOM) und seine quantitative Verteilung in standardisierten Blattpaketen - Teilaspekte eines Freilandversuches

Anja Hoffmann

Abstract

The qualitative composition of fine particulate organic matter (FPOM) and its quantitative distribution in standardized leaf packs

Standardized oven-dried alder leaf packs, air-dried alder leaf packs and artificial packs (placed in mesh-cages) were exposed in a second order stream (Schlaube, Brandenburg, Germany) over a 68-day period in order to study distributional dynamics of fine particulate organic matter (FPOM) in the packs. Chemical composition of FPOM (size classes $< 63 \mu\text{m}$ and $> 63 \mu\text{m}$) considering soluble carbohydrates, proteins and chlorophyll a was also evaluated. Aims of the study were to determine changes in the quantity and nutritional quality of FPOM during time of leaf pack exposure, as FPOM represents an important food source for macroinvertebrates. In artificial packs the absolute amount of FPOM continued to increase over the whole study period, yet the amount per unit leaf area was lower than in alder leaf packs. Nutritional quality of FPOM $< 63 \mu\text{m}$ was greater than of FPOM $> 63 \mu\text{m}$. Temporal changes in nutritional quality nearly run parallel in both FPOM size classes. Protein and soluble carbohydrate content of FPOM increased in the middle phase of exposure probably due to development of a biofilm but decreased towards the end of exposure as did chlorophyll a.

3.1 Einleitung

In kleinen, intensiv beschatteten Fließgewässern ist die Biozönose auf äußere Energiezufuhr in Form von allochthonem organischen Material angewiesen (PETERSEN & CUMMINS 1974, ANDERSON & SEDELL 1979). Als Energiequelle spielt das im Herbst in großen Mengen eingetragene Fallaub eine übergeordnete Rolle (KAUSHIK & HYNES 1971, GOSZ et al. 1972, SHORT & MASLIN 1977). Der Eintrag von grobpartikulärem organischen Material (Coarse Particulate Organic Matter, CPOM) und von gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen (Dissolved Organic Matter, DOM), die während der Dekomposition des Fallaubes stattfindende Degradierung von CPOM bzw. Transformation von DOM zu feinpartikulärem organischen Material (Fine Particulate Organic Matter, FPOM) sowie der Transport der organischen Fraktionen sind bedeutsame Aspekte der Dynamik von Fließgewässern (VANNOTE et al. 1980). Um die Bedeutung von FPOM ($< 1 \text{ mm}$ und $> 0,45 \mu\text{m}$) als Nahrungssubstrat für Makrozoobenthos beurteilen zu können, ist es entscheidend, seine chemische Zusammensetzung sowie seine quantitative Verfügbarkeit zuverlässig zu erfassen.

Im folgenden werden exemplarisch die Bestimmung der FPOM-Menge und des Anteils von löslichen Kohlenhydraten, Proteinen und Chlorophyll a am FPOM vorgestellt, sowie auch methodische Probleme aufgezeigt. In der übergeordneten Studie (HOFFMANN 1998) wurden standardisierte offen- und luftgetrocknete Erlenblattpakete sowie Blattimitate aus Plastikwellfolie (Plastikblattpakete) als Versuchsansätze verwendet, mit dem Ziel, mögliche Unterschiede in der Qualität und Quantität von FPOM in den verschiedenen Versuchsansätzen und

über den Versuchszeitraum zu erfassen. Dementsprechend werden Ergebnisse zur qualitativen Zusammensetzung zweier FPOM-Größenklassen ($> 63 \mu\text{m}$ und $< 63 \mu\text{m}$) und zur Dynamik von FPOM in den Versuchsansätzen präsentiert.

3.2 Untersuchungsgebiet

Die Schlaube fließt westlich von Eisenhüttenstadt im ostbrandenburgischen Landkreis Oder-Spree. Sie ist durch ein moderates Abflußregime (mittlerer Jahresdurchfluß $0,32 \text{ m}^3/\text{s}$), geringes Gefälle und niedrige sommerliche Temperaturen gekennzeichnet und in ihrem Verlauf durch zahlreiche Rinnenseen unterbrochen. Es handelt sich um einen sandigen Waldbach 2. Ordnung, der reich an retentiven Totholzstrukturen ist. Stromaufwärts von dem ausgewählten Untersuchungsabschnitt (zwischen Bremsdorfer und Kieselwitzer Mühle gelegen) befindet sich eine Forellenmasthanlage, die mit einer Kläranlage ausgestattet ist.

3.3 Methoden

3.3.1 Versuchsdesign

Die Erlenblätter (*Alnus glutinosa*) wurden kurz vor dem natürlichen Blattfall nahe der Untersuchungsstelle nach Schütteln der Äste vom Boden aufgesammelt. Für den Ansatz „ofengetrocknetes Erlenlaub“ wurden 15 Erlenblattpakete abgewogen (mittlere Anfangstrockenmasse dreier Kontrollpakete $14,5 \text{ g}$), dann für 24 Stunden bei 60°C im Trockenschrank getrocknet und für weitere 14 Stunden bis zur Exposition im Bachbett im Exsikkator aufbewahrt. Für den Ansatz „luftgetrocknetes Laub“ wurden 15 Erlenblattpakete abgewogen (mittlere Anfangstrockenmasse dreier Kontrollpakete $14,4 \text{ g}$) und bis zur Exposition im Bachbett 18 Stunden bei Zimmertemperatur aufbewahrt. Die Blattimitate wurden auf 15 Blattpakete verteilt, die Gesamtoberfläche der Plastikblätter pro Blattpaket entsprach dabei derjenigen der Erlenblätter pro Blattpaket. Die Blattpakete wurden in Körben aus Maschendraht (Maschenweite $1,2 \text{ cm}$, Grundfläche $15 \text{ cm} \times 12,5 \text{ cm}$) plaziert und in 5 cm Abstand zur Gewässersohle exponiert, um eine Verschüttung mit Sand zu vermeiden. Die mittlere Strömung vor den Drahtkörben betrug zwischen $0,07$ und $0,31 \text{ m/s}$. Nach 3, 14, 28, 42 und 68 Expositionstagen wurden je 3 Blattpakete eines Versuchsansatzes entnommen.

3.3.2 Probenaufarbeitung

Zumeist wurde das feinpartikuläre Material vom grobpartikulären Material, wie Laubblättern, im Zuge eines Waschvorgangs getrennt. Die gesamte Spülflüssigkeit wurde in einem ausreichend großen Meßzylinder aufgefangen und durch einen Siebvorgang in grob- ($> 1 \text{ mm}$) und feinpartikuläres ($< 1 \text{ mm}$) Material unterteilt bzw. auch in zusätzliche Größenfraktionen ($< 63 \mu\text{m}$ und $> 63 \mu\text{m}$). Die Suspension wurde dabei erneut aufgefangen und das Volumen vermerkt. Das in der Siebreihe verbliebene feinpartikuläre Material wurde jeweils in einem definierten Wasservolumen resuspendiert. Für die Bestimmung des organischen Gehalts und der chemischen Parameter wurden Aliquots der gut durchmischten Suspensionen über vorgeglühte Glasfaserfilter (Fa. Macherey-Nagel, Porenweite $0,5 \mu\text{m}$) abfiltriert. Es empfiehlt sich, die für die chemischen Analysen vorgesehenen Filter bei -20°C einzufrieren und im Anschluß gefrierzutrocknen. Als Alternative zum Filtrieren kann die Spülflüssigkeit auch abgedampft werden, die Trocknung des Materials bei hohen Temperaturen hat aber vermutlich einen Ein-

fluß auf die chemische Zusammensetzung des Materials und wurde daher in dieser Untersuchung nicht weiter verfolgt.

3.3.3 Bestimmung des FPOM-Gehalts

Hierzu wurden die FPOM-haltigen Filter zunächst 2 Stunden bei 105°C im Trockenschrank getrocknet, im Exsikkator abgekühlt, mit einer Analysenwaage auf 0,0001 g genau gewogen und so das Trockengewicht „TG“ bestimmt (möglichst Dreifachbestimmung zur Berechnung eines Mittelwertes). Für die Bestimmung des organischen Gehalts der beiden FPOM-Größenklassen sollten die Filter 3 Stunden bei 500°C geglüht und nach Abkühlen im Exsikkator erneut gewogen werden. Das aschfreie Trockengewicht „AFTG“ (organischer Anteil) ergibt sich aus dem Glühverlust, der Differenz des Trockengewichts und Aschgewichts „AG“.

3.3.4 Bestimmung der chemischen Parameter

Allen hier genannten Methoden liegt die spektrophotometrische Messung der Lichtschwächung (Perkin-Elmer-Photometer) zugrunde, die durch einen Farbkomplex aus Reagenz und zu bestimmender Substanz verursacht wird. Zur Ermittlung der Protein- und Kohlenhydratkonzentration wurden die Extinktionswerte der Proben mit denjenigen von Standardlösungen bekannter Konzentration (Eichgerade) verglichen.

Lösliche Kohlenhydrate

Die verwendete Anthron-Methode (ALLEN et al. 1974) erfaßt neben Hexosen und Pentosen auch wasserlösliche Polysaccharide (Stärke). Die Filter, die ca. 50 mg FPOM enthalten sollten, müssen zunächst zermörsert oder mittels Ultraschall zerfasert werden. Die Extraktion der Zucker erfolgt dann in 30-50 ml köchelndem aqua bidest (für 2 Stunden). Nach dem Abkühlen wurden die Proben 10 Minuten bei 5000 U/min zentrifugiert, um Filtrerrückstände und sonstige feste Anteile abzutrennen. Eine Teilmenge des Überstands (2 ml) wurde für die Farbreaktion mit Anthron-Reagenz (10 ml) verwendet. Die Intensität des Farbkomplexes ist von der Temperatur abhängig (hier: 100°C) und läßt sich in Dunkelheit besser reproduzieren (ALLEN et al. 1974). Der Farbkomplex bleibt dann unter Kühlung (Eisbad) relativ stabil. Die Absorptionsmessungen wurden bei 625 nm gegen einen Reagenzienleerwert (Blindwert) durchgeführt. Als Standard diente D-Glukose. Obgleich nur hohe Chlorid- und Nitratkonzentrationen für die Methode als störend angegeben werden (ALLEN et al. 1974), zeigte es sich, daß die Probenleerwerte des Extrakts (ohne Reagenzien) bei dieser Wellenlänge ebenfalls Extinktionen aufwiesen. Um den Einfluß von absorbierenden Substanzen wie Huminstoffen möglichst gering zu halten, wurden Probenleerwerte mitgeführt und die Extinktionsdifferenz von Probe zu Probenleerwert für die Konzentrationsermittlung verwendet.

Proteine

Die FPOM-haltigen (ca. 15 mg) Filter wurden zunächst zermörsert. Die Proteinextraktion erfolgte nach den Angaben von RAUSCH (1981) mit 0,5 N NaOH zweimal bei 80°C und einmal bei 100°C. Zwischen jedem Extraktionsvorgang wurden die Proben 10 min bei 5000 U/min zentrifugiert, die Überstände vereinigt und auf ein definiertes Volumen aufgefüllt (12 ml). Die hier beschriebene Quantifizierung des Eiweißgehalts basiert auf der Verwendung von Bradford-Reagenz (Farbstoff: Coomassie-Brilliantblau G-250) entsprechend der Angaben zum Standard-Assay in der Produktinformation. Der Protein-Farbstoff-Komplex verursacht

eine Verschiebung des Absorptionsmaximums des Farbstoffs von 465 nm nach 595 nm, die Reaktion erfolgt im extrem sauren Milieu. In Vorversuchen zeigte es sich jedoch, daß schon geringfügige Änderungen des pH-Wertes zu einer Verschiebung des Absorptionsmaximums führen, bzw. im alkalischen Milieu auch ohne die Anwesenheit von Proteinen eine Blaufärbung eintritt. Entsprechend den Angaben von NEUMANN (1995) können die Proben mit 0,6 N Phosphorsäure unmittelbar vor Zugabe des Farbreagens neutralisiert werden. Die Absorption wurde nach exakt 10 Minuten bei 595 nm gegen den Reagenzienleerwert gemessen. Abweichend von den Aussagen bei NEUMANN (1995) traten in dieser Studie bereits nach 40 Minuten Ausflockungen der Proteine auf. Als Standard wurde Rinderserumalbumin verwendet. Die Werte liegen hierbei nach den Angaben von NEUMANN (1995) um den Faktor 2,5 niedriger als bei der Kalibrierung mit Gammaglobulin. Fraglich bleibt, inwieweit bei dieser Methode Huminstoffe stören.

Die ebenfalls getestete Biuret-Methode zur Bestimmung von Proteinen lieferte keine reproduzierbaren Ergebnisse, da Huminstoffe bei 310 nm viel stärker absorbieren als bei 595 nm und schon die Probenleerwerte sehr hohe Extinktionen aufweisen. Auch GESSNER (1991) und NEUMANN (1995) erachten diese Bestimmung für den Proteingehalt von Fallaub bzw. Detritusproben als völlig ungeeignet.

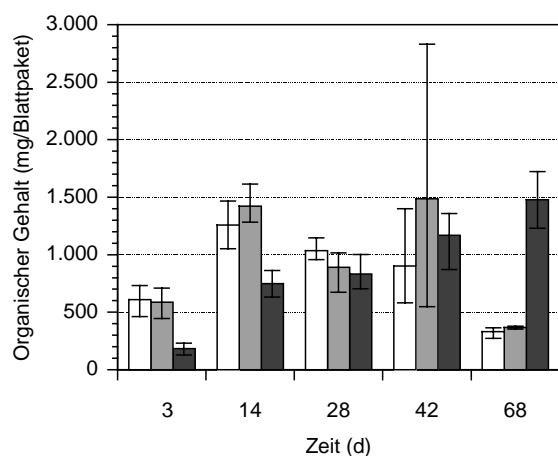
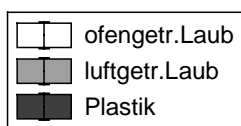
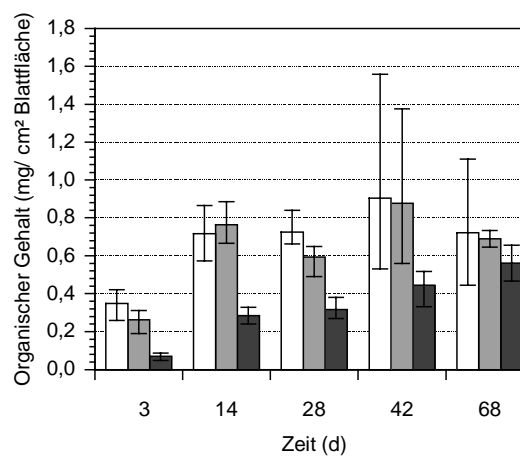
Chlorophyll a

Der Chlorophyll a- und Phaeopigment-Gehalt wurde nach dem entsprechenden Deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DIN 38412, L16) aus den FPOM-Fractionen bestimmt. Akzessorische Pigmente (z. B. Chl b und Chl c) sowie bestimmte Chlorophyllabbauprodukte (z. B. Chlorophyllide) gehen nicht in die Bestimmung ein. Die Extraktion der zermörserten Filter erfolgte mit Ethanol durch 4 minütiges Erhitzen auf 70°C und anschließendes Abkühlen auf Raumtemperatur (max. 2 Stunden). Die Methode basiert auf einer Vergleichsmessung der Absorption des Extraktes bei 665 nm vor und nach dem Ansäuern mit 2 N HCl. Durch Zugabe der Säure wird das Chlorophyll a in Phaeopigmente umgewandelt.

3.4 Ergebnisse

3.4.1 Gehalt der Blattpakete an feinpartikulärem organischen Material

In den Erlenlaubpaketen wurden maximale FPOM-Gehalte am 2. bzw. 4. Probenahmetermin nachgewiesen (Abbildung 1a). Gleichzeitig war die Sandfracht am 4. Probenahmetermin erhöht. Der FPOM-Gehalt in den Plastikblattpaketen hat dagegen relativ kontinuierlich zugenommen, pro Flächeneinheit (Abbildung 1b) bleibt der Gehalt an FPOM in diesem Versuchsansatz aber deutlich hinter demjenigen in den Erlenblattpaketen zurück.

1a**1b**

Abbildungen 1a und 1b: Dynamik der Summe der feinpartikulären organischen Fraktionen (absolut und pro Blattflächeneinheit) in den verschiedenen Versuchsansätzen (n = 3). Dargestellt sind die Mittelwerte und die Abweichung zwischen dem Min.- und Max.wert (feine Balken).

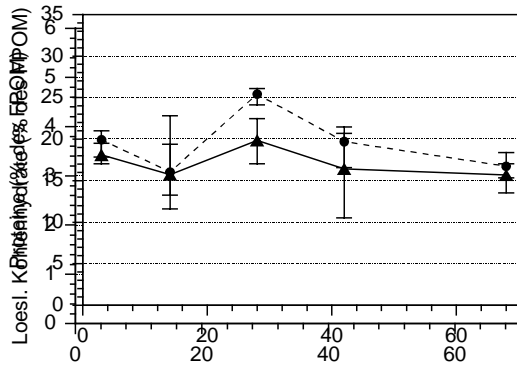
3.4.2 Chemische Zusammensetzung des FPOM

Die prozentualen Anteile löslicher Kohlenhydrate (Abbildungen 2a-2c) zeigen insbesondere in den luftgetrockneten Erlenblatt- und Plastikblattpaketen einen kurzfristigen Anstieg und einen nachfolgenden Abfall, vermutlich infolge von weiterer Auswaschung und mikrobieller Assimilation.

Die Proteinanteile (Abbildungen 3a-3c) steigen in allen 3 Versuchsansätzen am 2. bzw. 3. Probenahmetermin, wahrscheinlich im Zuge der Ausbildung eines Biofilms, an.

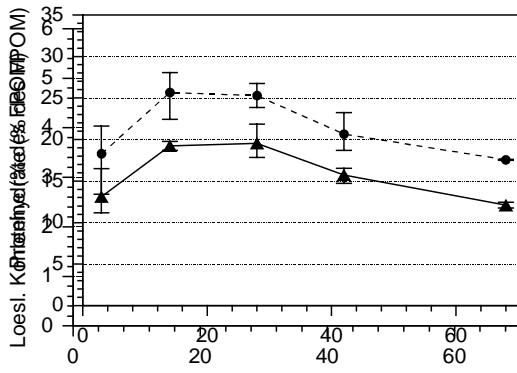
Die Chlorophyll a-Anteile (Abbildungen 4a-4c) beider FPOM-Fractionen nehmen ab dem 2. bzw. 3. Probenahmetermin in allen Versuchsansätzen ab. Gründe können zunehmender Zerfall des Blattpigments als auch die Abweidung von Algen durch Makrozoobenthos sein.

In allen Ansätzen und in Bezug auf alle 3 Parameter liegen die Prozentanteile der FPOM-Fraktion < 63 µm grundsätzlich über denjenigen der Fraktion > 63 µm. Die Veränderungen verlaufen dabei in beiden FPOM-Fractionen annähernd parallel.



2a Ofengetrocknetes Laub

3a Ofengetrocknetes Laub



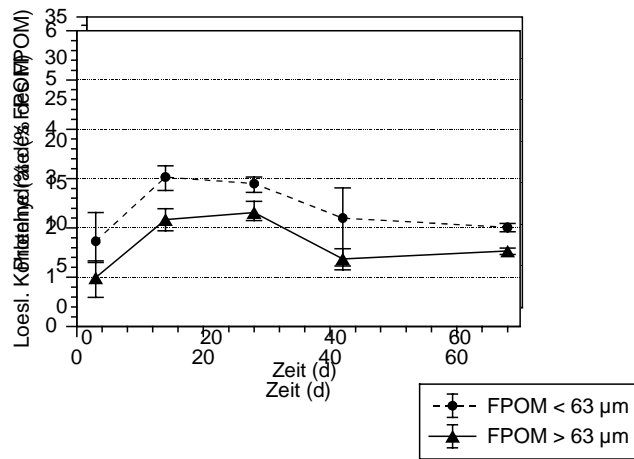
2b Luftgetrocknetes Laub

3b Luftgetrocknetes Laub

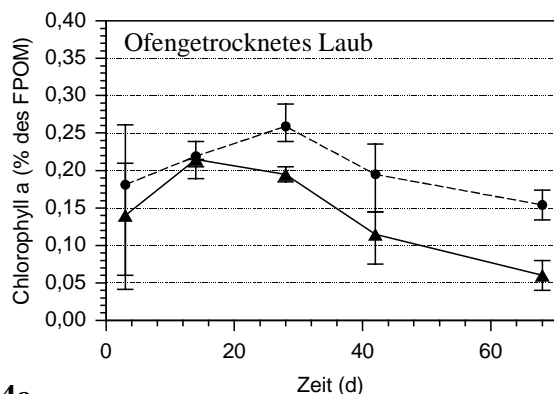
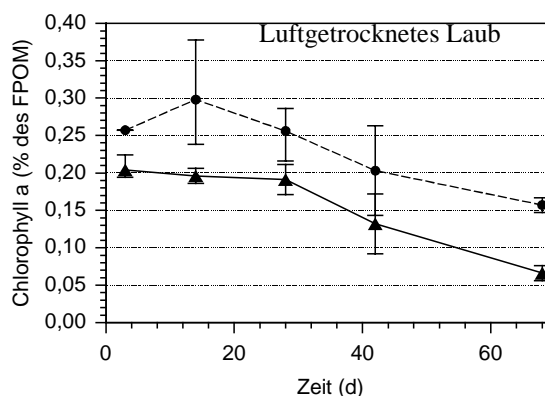
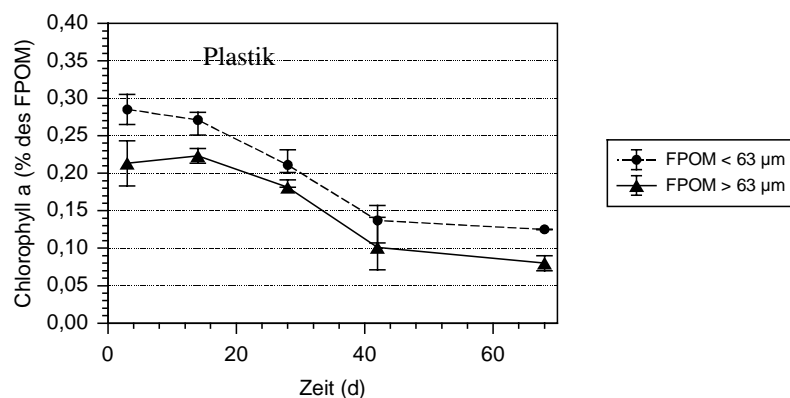
2c Plastik

3c Plastik

Ofengetrocknetes Laub



Abbildungen 2a-3c: Änderungen der Prozentanteile löslicher Kohlenhydrate (2a-2c) und Proteine (3a-3c) beider FPOM-Fractionen (< 63 µm und > 63 µm) in den verschiedenen Versuchsansätzen.

4a**4b****4c**

Abbildungen 4a-4c: Änderungen der mittleren Chlorophyll a-Anteile beider FPOM-Fraktionen ($< 63 \mu\text{m}$ und $> 63 \mu\text{m}$) in den verschiedenen Versuchsansätzen. Dargestellt sind die Mittelwerte, die vertikalen Balken geben die Spanne zwischen dem Minimal- und Maximalwert an.

3.5 Diskussion

Die Verteilung von FPOM pro Blattflächeneinheit ist in den ofen- und luftgetrockneten Erlenlaubpaketen zu allen Zeitpunkten sehr ähnlich. In den Plastikblattpaketen nimmt der FPOM-Gehalt (absolut und pro Blattflächeneinheit) kontinuierlich über die Zeit zu, da die Plastikblattfläche als Retentionsstruktur für FPOM erhalten bleibt. Ein erheblicher Anteil des FPOM scheint in den Erlenblattpaketen intern zu entstehen, erst mit zunehmender Zeit, entsprechender FPOM-Akkumulation in den Plastikblattpaketen und zunehmendem Flächenverlust der Erlenblätter heben sich die Unterschiede auf. Die absolute FPOM-Menge in den Blattimitaten übersteigt diejenige der Erlenblattpakete nach 68 Expositionstagen deutlich, die flächenbezogenen FPOM-Gehalte der Blattimitate sind aber grundsätzlich geringer als die der Laubpakete. Die Bezugsgröße beeinflusst die Bewertung der Ergebnisse also maßgeblich. Nicht berücksichtigt ist allerdings die Packungsdichte der Blätter in den verschiedenen Versuchsansätzen, die die FPOM-Verteilung mitbeeinflusst haben kann. Die Menge des im Wasserkörper transportierten POM hängt u. a. von der Jahreszeit (MALMQVIST et al. 1978, WALLACE et al. 1982) und der abfließenden Wassermenge (WALLACE et al. 1982,

WALLACE et al. 1991) ab. So ist sie z. B. nach dem herbstlichen Laubfall oder nach Hochwassern, bei gleichzeitiger Zunahme der Partikelgröße, erhöht.

Die chemische Zusammensetzung des FPOM unterliegt während des Abbauprozesses einer deutlichen zeitlichen Veränderung; die Qualitätsunterschiede des FPOM in den verschiedenen Versuchsansätzen waren weniger auffällig. Die ermittelte Nahrungsqualität ist in der FPOM-Fraktion $< 63 \mu\text{m}$ stets größer als in der Fraktion $> 63 \mu\text{m}$. Vermutlich führt die günstigere Oberflächen-Volumen-Relation der kleineren FPOM-Partikel zu einer stärkeren Besiedlung durch Algen, Bakterien und Pilze. Zu berücksichtigen ist allerdings, daß die Prozentanteile am FPOM auch durch Bestandteile des Biofilms der Blätter, die vermutlich beim Waschvorgang abgelöst wurden, beeinflußt sein können. Die Ergebnisse passen relativ gut zu den Angaben von PUSCH & MEYER (1988) für benthisch abgelagertes POM. NEUMANN (1995) gibt Proteinanteile von 18-22% (lenitischer Bereich) und 15-20% (lotischer Bereich) am FPOM an, die sich mit meinen Ergebnissen vergleichen lassen. In einem von ANGRADI (1993) untersuchten Fluß der Rocky Mountains war die FPOM-Fraktion $0,3 \mu\text{m} - 53 \mu\text{m}$ ebenso wie in dieser Studie reicher an Chlorophyll a als die anderen Größenklassen $< 1 \text{ mm}$. Die Größenklassen $106 \mu\text{m} - 1 \text{ mm}$ enthalten gewöhnlich weniger Chlorophyll a, da das Material aus dem Abbauprozess von Blättern, Holz, Koniferennadeln und Makrophyten stammt, bei dem auch das Chlorophyll abgebaut wurde, während die kleinere Größenklasse mehr Diatomeen und andere Algen enthält (NAIMAN & SEDELL 1979).

3.6 Zusammenfassung

Die Bedeutung von feinputikulärem organischen Material (FPOM) als Nahrungsquelle für Makrozoobenthos unter Berücksichtigung seiner qualitativen Zusammensetzung, gemessen am Gehalt löslicher Kohlenhydrate, Proteine und Chlorophyll a sowie die Dynamik seiner Verteilung in standardisierten Blattpaketen bildeten den Schwerpunkt eines 68-tägigen Freilandversuches. Als Versuchsansätze wurden offen- und luftgetrocknete Erlenlaubpakete sowie Pakete mit Blattimitaten verwendet, um zu testen, ob sich zeitliche Unterschiede in der Nahrungsqualität und Quantität von FPOM in den verschiedenen Versuchsansätzen ergeben. Die quantitative Verteilung von FPOM war in den beiden Ansätzen mit Erlenlaub sehr ähnlich und nahm insbesondere gegen Ende der Untersuchung infolge des Blattflächeverlustes drastisch ab. In den Blattimitaten kam es zu einer relativ stetigen Akkumulation von FPOM, so daß die FPOM-Menge am 5. Probenahmetag deutlich diejenige in den Erlenblattpaketen überstieg. Die flächenbezogenen FPOM-Gehalte der Blattimitate lagen aber stets unter denjenigen der Erlenblattpakete. Die in dieser Studie ermittelte Nahrungsqualität von FPOM stieg bis zum 2./3. Probenahmetag vermutlich in Zusammenhang mit der Ausbildung eines Biofilms an und nahm dann ab. Die Veränderungen verliefen in den FPOM-Größenfraktionen $> 63 \mu\text{m}$ und $< 63 \mu\text{m}$ in allen Versuchsansätzen weitgehend parallel, die Nahrungsqualität war aber grundsätzlich in der Fraktion $> 63 \mu\text{m}$ geringer als in der Fraktion $< 63 \mu\text{m}$.

Danksagung

Mein Dank gilt Dr. M. Mutz, dem Betreuer dieser Arbeit, desweiteren J. Schlieff, G. Lippert, Dr. O. Skibbe, Dr. C. Orendt und M. Schmitt für ihre Unterstützung während der Durchführung der Diplomarbeit. Für die Durchsicht des Manuskripts danke ich Prof. Dr. B. Nixdorf und M. Kapfer.

Literatur

- ALLEN, S. E., GRIMSHAW, H. M., PARKINSON, J. A. & QUARMBY, C. (1974): Chemical analysis of ecological materials. Blackwell, Oxford: 245-247.
- ANDERSON, S. E. & SEDELL, J. R. (1979): Detritus processing by macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology* 24: 351-377.
- ANGRADI, T. R. (1993): Chlorophyll content of seston in a regulated Rocky Mountain river, Idaho, USA. *Hydrobiologia* 259: 39-46.
- GESSNER, M. O. (1991): Fallaubabbau im Fließgewässer: Dynamik aquatischer Hyphomyceten und chemische Blattveränderungen. Dissertation, Universität Freiburg, 110 S.
- GOSZ, J. R., LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. (1972): Nutrient content of litter fall on the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Ecology* 53: 769-784.
- HOFFMANN, A. (1998): Die an den Abbauprozess von Erlenlaub gebundene Besiedlung durch Makrozoobenthos in einem naturnahen Tieflandbach Brandenburgs (Schlaube). Diplomarbeit des Fachbereichs Biologie (Zoolog. Institut) der Freien Universität Berlin, 81 S.
- KAUSHIK, N. K. & HYNES, H. B. N. (1971): The fate of dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiol.* 68: 465-515.
- MALMQVIST, B., NILSSON, L. M. & SVENSSON, B. S. (1978): Dynamics of detritus in a small stream in southern Sweden and its influence on the distribution of the bottom animal communities. *Oikos* 31: 3-16.
- NAIMAN, R. J. & SEDELL, J. R. (1979): Characterization of particulate organic matter transported by some cascade mountain streams. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 17-31.
- NEUMANN, P. (1995): Untersuchungen zur Nahrungsqualität von benthischem feinputikulärem Detritus für Feinputikelsammler unter dem Aspekt seiner biochemischen Zusammensetzung im Breitenbach. Dissertation Universität Marburg, 135 S.
- PETERSEN, R. C. & CUMMINS, K. W. (1974): Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 343-368.
- PUSCH, M. & MEYER, E. (1988): Qualitative und quantitative Untersuchungen an abgelagertem partikulärem organischem Material (POM). DGL-Erweiterte Zusammenfassung, Band I der Jahrestagung 1988: 28-33.
- RAUSCH, T. (1981): The estimation of micro-algal protein content and its meaning to the evaluation of algal biomass. I. Comparison of methods for extracting protein. *Hydrobiologia* 78: 237-251.
- SHORT, R. A. & MASLIN, P. E. (1977): Processing of leaf litter by a stream detritivore: Effect of nutrient availability to collectors. *Ecology* 58: 935-938.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- WALLACE, J. B., ROSS, D. H. & MEYER, J. L. (1982): Seston and dissolved organic carbon dynamics in a southern Appalachian stream. *Ecology* 63: 824-838.
- WALLACE, J. B., CUFFNEY, T. F., WEBSTER, J. R., LUGTHART, G. J., CHUNG, K. & GOLDFOWITZ, B. S. (1991): Export of fine particles from headwater streams: Effects of season, extreme discharges and invertebrate manipulation. *Limnol. Oceanogr.* 36: 670-682.

4 Methoden zur Erfassung von Corixiden (Heteroptera) in den Tagebauseen der Lausitz (Brandenburg)

Kathrin Wollmann

Abstract

Sampling methods to record corixids (Heteroptera) in mining lakes of Lusatia (Brandenburg)

First investigations have shown, that corixids have an important impact concerning abundance and number of species in the food webs of acid mining lakes (WOLLMANN 1998). Methods which are suitable to record these mobile organisms are presented. Previously recorded corixid species are listed.

4.1 Einleitung

Erste Untersuchungen haben gezeigt, daß Corixiden hinsichtlich ihrer Abundanz und ihres Artenspektrums eine wichtige Rolle in der Zönose der Tagebauseen einnehmen (WOLLMANN 1998). Es werden Methoden beschrieben, die geeignet sind, diese mobilen Organismen zu erfassen. Die bisher registrierten Corixidenarten werden kurz vorgestellt.

4.2 Methoden

4.2.1 Fangmethoden im Litoral

Die einfachsten und effizientesten Mittel zur Erstellung von quantitativen Artenlisten im Litoral sind standardisierte Netzzüge (CRISP 1962, SAVAGE 1979). Dabei wird ein Handnetz mehrmals zwischen zwei imaginären Punkten mit definiertem Abstand hin und her gezogen. Aus der Breite der Netzöffnung und dem Weg, der zurückgelegt wurde, läßt sich die beprobte Fläche berechnen. Wenn exaktere quantitative Abschätzungen erforderlich sind, müssen Stichproben mit einem bekannten Volumen oder einer bekannten Fläche entnommen werden. ISTOCK (1973) verwendete ein Senknetz mit $1/9 \text{ m}^2$ Fläche innerhalb des Netzinges und einem langen zylindrischen Beutel aus Nylon, der an der Spitze zugezogen war. POPHAM (1964) zählte Corixiden in einem bestimmten Areal, indem er Metallrahmen auf dem Substrat plazierte.

4.2.2 Fangmethoden im Pelagial

In Seen ohne Raubdruck durch Fische sind die Corixiden in der Lage, das Pelagial zu besiedeln. Echolotungen sind eine Methode zur Aufzeichnung des Vorhandenseins von Corixiden in tiefem Wasser, jedoch ist eine Unterscheidung der Arten durch diese Methode nicht möglich (LYLE & EAST 1989). Eine einfache und effiziente Vorgehensweise zur qualitativen Erfassung der Artenzusammensetzung im Litoral und Pelagial ist das Ausbringen von Unterwasserlichtfallen (ENGELMANN 1973). Zur Vermeidung der Anlockung von flugfähigen,

nicht indigenen Corixiden sollte das Licht der Falle gegen die Wasseroberfläche mithilfe von mindestens 1 m² schwimmenden Platten abgedeckt werden (WOLLMANN eingereicht).

Zur quantitativen Erfassung der Corixiden in der gesamten Wassersäule des Pelagials können "funnel-traps" nach HENRIKSON & OSCARSON (1978) eingesetzt werden. Bei dieser Methode wird ein definiertes Volumen von der Seeoberfläche bis zum Sediment eingeschlossen. Wenn die darin befindlichen Corixiden ihren Sauerstoffbedarf an der Wasseroberfläche decken müssen, gelangen sie in einen Plastikkegel, den sie nicht mehr verlassen können. Mit dieser Methode können allerdings nur die vom Sauerstoff der Atmosphäre abhängigen Adulten und die älteren Nymphen erfaßt werden, da die ersten zwei Larvalstadien noch ein geschlossenes Trachealsystem besitzen und ausschließlich durch das Integument atmen.

Werden Informationen über die Populationsdynamik einschließlich der jungen Larvalstadien benötigt, kann ein aufschwimmendes Netz nach BAGENAL (1974) verwendet werden. Solche "Pop-up" Netze werden mithilfe eines entfernbaren Gewichtes am Seegrund gelagert. Nach einer Expositionszeit von 30 min (HEINS 1993) wird der mit einem Nylonseil versehene Splint, welches Netz und Gewicht zusammenhält, in einiger Entfernung des Netzes vom Boot aus entfernt. Dadurch kann das Netz, welches an einem luftgefüllten Schlauch befestigt ist, auftreiben und dabei die in dieser definierten Wassersäule befindlichen Corixiden einschließen.

4.2.3 Fixierung und Bestimmung

Vor dem Fixieren in 75 %igem Ethanol sollten die Corixiden mit Ethylacetat betäubt werden. Die Bestimmung kann nach NIESER (1982), JANSSON (1986) und SAVAGE (1989) erfolgen. Einen Bestimmungsschlüssel für weibliche Corixiden haben HÖREGOTT & JORDAN (1954) erstellt. Als Richtlinie für die Nomenklatur eignen sich NIESER (1982) und JANSSON (1986).

4.3 Corixiden der Tagebauseen in der Lausitz

In den Jahren 1995 bis 1997 wurden 7 Tagebauseen untersucht. In Tabelle 1 sind die Arten aufgelistet, die in diesen Seen gefunden wurden (s. WOLLMANN 1997, 1998). Die omnivore Pionierart *Sigara n. nigrolineata* wurde in allen sauren Tagebauseen in großen Abundanzen angetroffen, nicht aber im neutralen Stöbritzer See (RL B). Ebenfalls sehr häufig in den sauren Seen ist die carnivore *Arctocorisa germari*, die an eine Lebensweise im Pelagial und Profundal angepaßt ist. Dies gilt auch für *Glaenocorisa p. propinqua*, die jedoch erst ab pH >3 häufig wird. In neutralen Tagebauseen, die durch Fische besiedelt sind, kommen nur solche Wasserwanzen vor, die Mechanismen zur Vermeidung des Räuberdruckes aufweisen. Sie bewohnen ausschließlich das Litoral, in dem der Fraßdruck durch Fische minimal ist. Dort wurden keine Monodominanzen wie in den sauren Seen mit den obengenannten Arten festgestellt.

Tabelle 1: Aquatische Heteropteren, die in Lausitzer Tagebauseen registriert wurden: **pH < 3** (Plessa 107, Plessa 111, Plessa 117, Lichtenauer See (RL F)): Leitf. 1000-5300 µS/cm, Fe 6-840 mg/l, Al 0,6-60 mg/l; **pH 3,0-3,9** (Waldsee (Epi) u. Felixsee): Leitf. 520-1000 µS/cm, Fe 0,4-12 mg/l, Al <0,2-3,8 mg/l; **pH 7,3** (Stöbriitzer See (RL B)): Leitf. 1100-1200 µS/cm, Fe 0,2-0,5 mg/l, Al <0,1 mg/l (nach NIXDORF et al. 1998).

	pH < 3	pH 3,0-3,9	pH 7,3
<i>Arctocorisa germari</i> (Fieber) 1848	X	X	
<i>Glaenocorisa p. propinqua</i> (Fieber) 1860	X	X	
<i>Corixa dentipes</i> (Thomson) 1869	X	X	
<i>Corixa punctata</i> (Illiger), 1807			X
<i>Callicorixa praeusta</i> (Fieber) 1848	X	X	X
<i>Sigara n. nigrolineata</i> (Fieber) 1848	X	X	
<i>Sigara striata</i> (Linnaeus) 1758	X		
<i>Sigara semistriata</i> (Fieber) 1848		X	X
<i>Sigara concinna</i> (Fieber) 1848	X	X	
<i>Sigara falleni</i> (Fieber) 1848	X	X	X
<i>Sigara distincta</i> (Fieber) 1848		X	
<i>Sigara lateralis</i> (Leach) 1817			X
<i>Cymatia rogenhoferi</i> (Fieber) 1848	X		
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (Linnaeus) 1758	X	X	X
<i>Notonecta glauca</i> (Linnaeus) 1758			X
<i>Micronectinae</i> (Kirkaldy) 1897		X	X

Literatur

- BAGENAL, T. B. (1974): A buoyant net designed to catch freshwater fish larvae quantitatively. *Freshwat. Biol.* 4: 107-109.
- CRISP, D. T. (1962): Observations on the biology of *Corixa germari* (Fieb.) (Hemiptera, Heteroptera) in an upland reservoir. *Arch. Hydrobiol.* 58: 261-280.
- ENGELMANN, H.-D. (1973): Eine Lichtfalle für den Insektenfang unter Wasser. *Entom. Abh. Mus. Tierk.* 39: 244-246.
- HEINS, A. (1993): Zur ökologischen Bedeutung der Corixiden (Hemiptera, Heteroptera) im Pelagial der "Großen Fuchskuhle", mit Anmerkungen zu *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae). Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Freie Universität Berlin: 55 S.
- HENRIKSON, L. & OSCARSON, H. G. (1978): A quantitative sampler for air-breathing aquatic insects. *Freshwat. Biol.* 8: 73-77.
- HÖREGOTT, H. & JORDAN K. H. C. (1954): Bestimmungstabelle der Weibchen deutscher Corixiden (Heteroptera: Corixidae). *Beiträge zur Entomologie* 4: 578-594.

- ISTOCK, C. A. (1973): Population characteristics of a species ensemble of waterboatmen (Corixidae). *Ecology* 54: 535-544.
- JANSSON, A. (1986): The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. *Acta Entomologica Fennica* 47: 1-94.
- LYLE, A. A. & EAST, K. (1989): Echo location of corixids in deep water in an acid loch. *Arch. Hydrobiol.* 115: 161-170.
- NIESER, N. (1982): De Nederlands water-en oppervlakte wantsen. Wetenschappelijke meddelingen. K.n.N.V. 155.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (1998): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH <3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370: 315-327.
- POPHAM, E. J. (1964): The migration of aquatic bugs with special reference to the Corixidae (Hemiptera-Heteroptera). *Arch. Hydrobiol.* 60: 450-496.
- SAVAGE, A. A. (1979): The Corixidae of an inland saline lake from 1970 to 1975. *Arch. Hydrobiol.* 86: 355-370.
- SAVAGE, A. A. (1989): Adults of the British aquatic Hemiptera, Heteroptera: a key with ecological notes. Freshwater Biological Association Scientific Publication No. 50: 173 pp.
- WOLLMANN, K. (1997): Vorkommen von Wasserwanzen (Corixidae, Heteroptera) in Tagebauseen der Lausitz. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 41-48.
- WOLLMANN, K. (1998): Corixidae (Heteroptera) in sauren Tagebauseen der Lausitz (Brandenburg). *Lauterbornia* 32: 17-24.
- WOLLMANN, K. (eingereicht): Occurrence of Corixidae (Heteroptera) in acid mining lakes (pH < 3) of Lusatia (Brandenburg, Germany) In: WOELFL, S., ALBERTANO, P. & WHITTON, B. (eds.): A comprehensive review on the occurrence and the taxonomy of biota in extreme acidic environments of pH-values < 3. *Hydrobiologia*.

5 Makroinvertebraten-Mikrohabitate in Bächen: Kartierung und Auswertung

Claus Orendt und Jeanette Schlieff

Abstract

A field method for the survey of macroinvertebrate microhabitats in brooks and the evaluation of the data

We present a method for the economical survey on the microhabitats of brooks. It is established in order to supply morphological surveys of brooks, when ecological informations are needed, but studies of the life communities can not be performed. Several possibilities of evaluations of the data can provide for an overview of the microhabitat diversities and structures at a small scale. The survey of microhabitats can not replace ecological studies. Thus, the results can be used as an indicator of the ecological potentials of the stretches studied.

5.1 Zweck und Ziel

Zur Bestimmung der Gewässergüte werden in Bächen z. Z. häufig Bestandsaufnahmen der morphologischen Struktur durchgeführt. Dazu werden morphologische Leitbilder erarbeitet, die als Referenzzustand für eine Bewertung zur Verfügung stehen (z. B. LAWA 1998, BTUC 1998). Gleichzeitig wird damit beansprucht, neben der morphologischen auch eine ökologische Bewertung anstellen zu können. Allerdings wird der Bezug zu pflanzlichen und tierischen Zönosen nicht hergestellt, wenn nicht botanische und zoologische Untersuchungen mit der morphologischen Aufnahme einhergehen. Eine Bewertung von Fließgewässern, die auf ausschließlich morphologischen Leitbildern fußt, kann u. U. von einer auf ökologischen Leitbildern basierenden und die tatsächlichen Lebensräume und -bedingungen umfassenden deutlich verschieden sein. Eine ökologische Bewertung kann aber nur dann sinnvoll sein, wenn die morphologischen Typen auch ökologische Typen repräsentieren, in anderen Worten: wenn die unterschiedlichen Lebensgemeinschaften auch die jeweiligen morphologischen Typen indizieren. Aus diesem Grund sind also zur Typisierung von Bächen neben morphologischen Untersuchungen auch immer biozönotische zu fordern. In vielen Fällen wird aber aus finanziellen Gründen darauf verzichtet.

Die hier vorgestellte Mikrohabitat-Kartierung ist daher entwickelt worden, um wenigstens in Annäherung den Bezug zur ökologischen Relevanz morphologischer Strukturen für wirbellose Wassertiere herzustellen. Mit der Kartierung werden kleinräumig mikromorphologische und funktionale Strukturen aufgezeichnet. Sie wurde bei der Erarbeitung morphologischer Leitbilder für kleine Fließgewässer Brandenburgs bereits angewendet und getestet.

Das Ziel der Kartierung ist eine detaillierte, umfassende, jedoch zeitsparende Aufnahme von Mikrohabitaten, schwerpunktmäßig derer von Makroinvertebraten. Sie geht über die Erfassung von unterschiedlichen Substraten weit hinaus und deckt auch kleinräumige funktionale Einheiten ab. Sie soll in erster Näherung Hinweise auf das biozönotische Potential des Baches bzw. des Laufabschnitts schließen lassen und Vergleiche des ökologischen Potentials oder

dessen Schädigung mit anderen untersuchten Bächen oder Laufstrecken auf der Ebene von Lebensformtypen ermöglichen.

5.2 Anwendungsbereich

Die Mikrohabitatkartierung kann dort zum Einsatz kommen, wo eine morphologische Kartierung durchgeführt werden soll, jedoch keine biologische Untersuchung stattfindet. Grundsätzlich können diejenigen Fließgewässer bearbeitet werden, bei denen Sohle und Mikrohabitate noch gut eingesehen werden können. Die Kartierung ist nicht als Ersatz für eine Artaufnahme, sondern als Ergänzung zu sehen. Sie kann eingesetzt werden, um bei einer großen Anzahl von in Betracht kommenden Untersuchungsgewässern eine Auswahl tatsächlich zu bearbeitender zu treffen, an denen dann detaillierte Artaufnahmen durchgeführt werden. Eine weitere Einsatzmöglichkeit besteht im Vergleich verschiedener Abschnitte innerhalb eines Gewässers, die sich vom naturräumlichen Charakter oder vom Schädigungsgrad voneinander unterscheiden.

5.3 Prinzip und Konzeption

Es werden Strukturen und Lebensräume "aus der Sicht der Makroinvertebraten" kartiert. Wenn man bei einer zoologischen Bestandsaufnahme in einem Bach nach einem möglichst repräsentativen Überblick über die bewohnenden Arten und deren Verteilung strebt, muss man verschiedene Substrate besammeln. Dabei werden verschiedene Methoden angewendet, die jeweils den verschiedenen Lebensräumen der Organismen Rechnung tragen. Beispielsweise halten sich u. a. Stein- und Eintagsfliegenlarven tagsüber in lichtgeschützten Bereichen auf, d. h. auf Stein- und Astunterseiten. Somit ist nicht nur das Vorhandensein von Ästen und großen Steinen für ein entsprechendes Vorkommen solcher Lebensraumtypen wichtig, sondern auch seine Anordnung im Raum, die beispielsweise mit der Erfassung von lichtgeschützten Zonen als Resultierende der Faktoren in der Kartierung erfasst wird. D. h. in den Schlüssel fließen die Erfahrungen aus praktischer Geländearbeit ein.

Bei der Kartierung werden nicht nur morphologische (z. B. Sandanteile, Kiesanteile), sondern auch Parameter erhoben, die eine ökologische Funktion beschreiben (z. B. die oben erwähnten lichtgeschützten Zonen, Art des Land-Wasser-Übergangsbereichs, strömungsexponierte Zonen). Diese werden einer Indikation der Lebensraumtypen eher gerecht als eine rein makromorphologisch ausgerichtete Erhebung. Deshalb ist zu jeder ökologisch orientierten morphologischen Untersuchung zusätzlich eine Mikrohabitatkartierung zu empfehlen, wenn keine biologischen Untersuchungen gemacht werden können. Sie ist bezüglich der Feinstruktur-erfassung zeitsparend durchzuführen, bietet mehrere Möglichkeiten, aber keine großen Schwierigkeiten bei der Auswertung und gibt Hinweise auf die ökologische Wirksamkeit morphologischer Strukturen. Die Methode sollte möglichst von Personen angewendet werden, die bereits Erfahrung mit Makroinvertebraten-Erfassungen gemacht haben und Kenntnisse über die Lebensformtypen und Lebensräume bachlebender Makroinvertebraten haben.

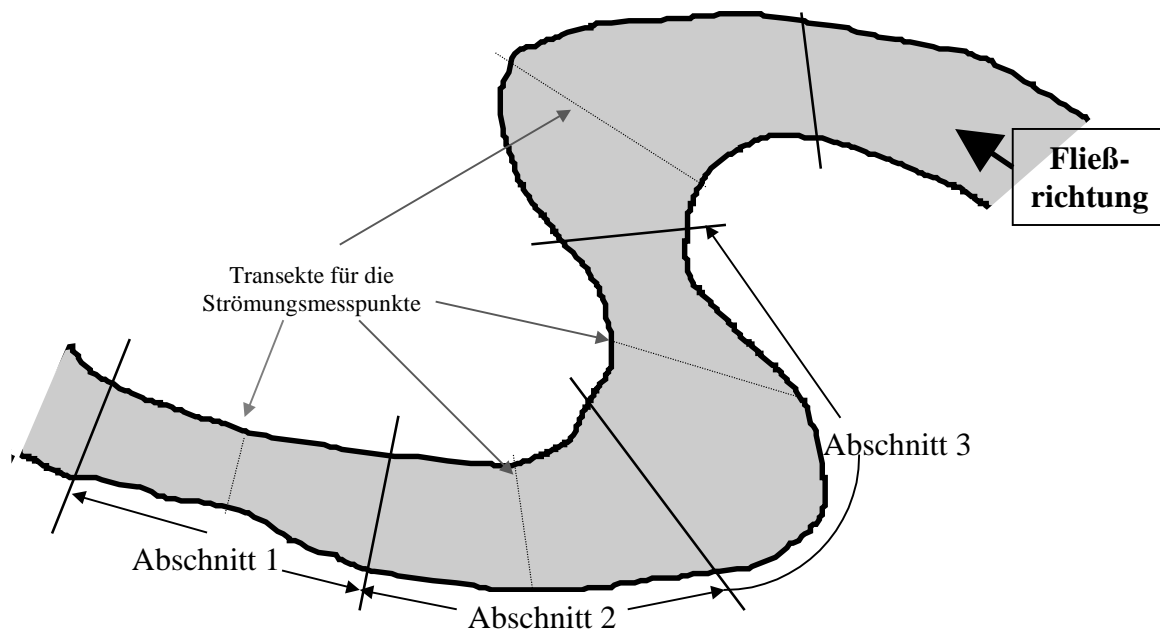


Abbildung 1: Einteilung des Bachlaufes in Abschnitte und Lage der Transekte für die Strömungsmessung.

5.4 Durchführung, Schlüssel und Definitionen

5.4.1 Habitatkartierung

Es werden entlang der Kartierstrecke Abschnitte abgemessen (Abbildung 1), wobei die Länge der Flächen der durchschnittlichen (\emptyset -)Bachbreite angepaßt wird: bei \emptyset -Bachbreite < 2 m sind die Aufnahmeflächen 2 m lang, bei 2-4 m Bachbreite werden Flächen von 4 m abgemessen und bei \emptyset -Bachbreite > 4 m sind die Flächen 6 m lang. Diese Variabilität ermöglicht die beste Übersichtlichkeit bei der Kartierung. Dann werden alle Habitate direkt im Gelände oder von Fotos des Kartierungsabschnitts mit Hilfe eines Formulars kartiert. Die Anzahl der Aufnahmeflächen liegt zwischen 5 und 15 Abschnitten pro Bach. Auf jeden Fall sollen so viele Abschnitte aufgenommen werden, bis die Strecke repräsentativ erfasst ist, d. h. wenn nach weiteren Abschnitten keine signifikante Änderung bezüglich Habitatausstattung und -verteilung zu beobachten ist. Für jeden Abschnitt wird eine Spalte im Erhebungsbogen (s. folgende Seiten) ausgefüllt. Fehlt ein Parameter in einem Abschnitt, wird an dieser Stelle keine Eintragung vorgenommen. Im Folgenden werden die Parameter definiert.

Nächste Seiten: Ausgefüllter Erhebungsbogen für die Mikrohabitate am Beispiel eines Abschnittes des Böberschenfließ (Schlaubetal, Ostbrandenburg); die *kursiven Zahlen* bedeuten die von dem/der KartiererIn eingetragenen Messwerte und Deckungsgradklassen der vorkommenden Strukturen entsprechend der Parameterdefinitionen und Tabelle 1. Leere Felder bedeuten das Fehlen eines Parameters in einem Abschnitt.

Mikrohabitat-Kartierung, Erhebungsbogen
Gewässer: *Böberschenkfließ*
Gewässer-Abschnitt: *Abzweig des Seitentales*
Länge eines Transekts: *4 m*
Datum, Bearbeiter: *7.4.98, Schliefl*

Abschnitt-Nr.	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV
max. Breite (m)	<i>1.7</i>	<i>3.4</i>	<i>2.55</i>	<i>2.65</i>	<i>2.3</i>	<i>1.5</i>	<i>1.9</i>	<i>1.4</i>	<i>1.9</i>	<i>1.8</i>	<i>2.2</i>	<i>2</i>	<i>1.3</i>	<i>1.5</i>	<i>2.4</i>
zzgl. semiaquat. Bereich rechts															
zzgl. semiaquat. Bereich links															
max. Wassertiefe (cm)		<i>30.5</i>				<i>15</i>				<i>18</i>					
Strömung															
max. Fließgeschwindigkeit (cm/s)															
in 0,4 facher Tiefe		<i>0.17</i>				<i>0.14</i>				<i>0.04</i>					
sohlennah		<i>0.08</i>				<i>0.28</i>				<i>0.26</i>					
Richtung															
Substrate															
anorganisch															
Lehm															
Sand															
locker	<i>5</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>6</i>	<i>5</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>5</i>	<i>4</i>	<i>6</i>	<i>5</i>	<i>5</i>
fest															
Sandrippeln					<i>4</i>	<i>6</i>	<i>6</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>1</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>3</i>
Feinkies													<i>3</i>	<i>5</i>	<i>3</i>
locker															
fest															
Grobkies, Mittelsteine	<i>2</i>														
Gerölle, Grobsteine	<i>4</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>2</i>							
Blöcke, Findlinge	<i>3</i>	<i>1</i>				<i>1</i>	<i>2</i>								
Eisenocker															
organisch															
Stamm															
rauh			<i>1</i>	<i>1</i>				<i>2</i>			<i>1</i>	<i>1</i>			
glatt	<i>1</i>	<i>1</i>	<i>1</i>						<i>1</i>						<i>3</i>
Ast	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>		<i>2</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>2</i>
Zweig	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>2</i>	<i>2</i>	<i>2</i>

Abschnitt-Nr.	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV
Grobdetritus	3	4	3	2	3	3	3	2	4	3	3	4	4	4	4
Feindetritus	1	3	3	1	2	2	2		1	2		3	1		3
Uferbaum						1								1	
Wurzeln						1	1	2	1				2		
Makrophyten															
aquat./semiaqu.															
terrestrisch															
Algenwatten															
Moose	1					1									
geschützte Zonen															
Stamm/Ast															
überstehend	3	1	3	1	1			2	1		2	2	1		
Hohlform								1		1			1		
Stein															
überstehend	2				1		1								
Hohlform															
am Ufer										2	3	1	1	2	2
Land-Wasser-Übergangsbereich															
Totholz	2	2	3	3	4	1	2	2	3	2	4	3	2	2	1
Makrophyten															
terrestrisch															
aquat./semiaqu.															
Moose		1					1			1	1				
Fallaub/Zweige	3	4	3	2	3	1	2	2	4	2	3	3	3	4	3
Stein	4	2	1	1	1	3	2	1							
strömungsexponierte Strukturen	2	1	1	1	1	1		2	1		2				
Wellenschlag	3	1	1	1	1	1	1	3	1	1	5	1	1	1	
Hochwassermarken, cm über															
hygropetrischer Bereich (Stein)	1	1				1	1								
hygropetrischer Bereich (Ast)															
Absturzhöhe (cm)	10	2			3	3	5	10	3		25				
Sonstiges und Anmerkungen															

Die **maximale Breite** bezieht sich auf die vorhandene Wasserfläche, semiaquatische Bereiche am rechten bzw. linken Ufer werden gesondert abgemessen. Die gesamte Gewässerbreite ergibt sich somit durch Addition der maximalen Breite mit den semiaquatischen Bereichen. Die **maximale Wassertiefe** wird entlang des Strömungs-Quertransektes innerhalb der jeweiligen Aufnahmefläche ermittelt (s. Strömungsmessungen). Es ist jedoch möglich, daß an anderen Stellen in der Aufnahmefläche größere Wassertiefen erreicht werden.

Die **Strömungsgeschwindigkeiten** werden in 0,4-facher Wassertiefe und direkt über der Sohle entlang eines Transektes, der in der Mitte des Abschnittes gelegt ist (s. Abbildung 1), alle 30 cm gemessen. Die Zahl der Messpunkte ist jedoch variabel. Es kann nur dort gemessen werden, wo die Wassertiefe eine Messung mit den zur Verfügung stehenden Geräten zuläßt, wo nicht, entfällt die Messung an diesem Transektspunkt. Die **Strömungsrichtung** wird über dem Substrat gemessen und in einer der „Uhrzeit“ entsprechenden Winkel in Fließrichtung angegeben (0:00 = rechter Winkel zum Querprofil). Sie kann durch einen ins Wasser gehaltenen kurzen Wollfaden erkannt werden. Die maximalen Fließgeschwindigkeiten in 0,4-facher und in sohlennaher Tiefe können auch der Strömungskartierung (s. Abschnitt 5.4.3) entnommen werden. Dass an anderen Stellen in der Aufnahmefläche größere Geschwindigkeiten auftreten können, bleibt hierbei unberücksichtigt.

Die Quantifizierung der Strukturen **Substrate, geschützte Zonen, Land-Wasser-Übergangsbereich** und ihre Unterteilungen (s. u.) erfolgt nach ihrem Vorkommen bzw. ihrer Ausdehnung in der vertikalen Projektion anhand einer 7-stufigen Skala (Tabelle 1), die sich an der in der Pflanzensoziologie gängigen Aufnahmemethode nach Braun-Blanquet orientiert (leicht abändert).

Tabelle 1: Skala zur Quantifizierung der Strukturparameter Substrate, geschützte Zonen, Land-Wasser-Übergangsbereich und ihrer Unterteilungen bei der Mikrohabitatkartierung.

Wert	Definition
1	einzelnen, keine flächige Abschätzung möglich
2	mehrfach, aber selten (2 bis 5 mal auftretend), keine flächige Abschätzung möglich
3	regelmäßig oder stellenweise gehäuft (> 5 mal), nicht zu übersehen, aber nicht häufig, keine flächige Abschätzung möglich oder aber höchstens 5% der Aufnahmefläche deckend
4	auffallend, 5% bis 25% der Aufnahmefläche deckend
5	bedeutend, 25% bis 50% der Aufnahmefläche deckend
6	aspektbildend, 50% bis 75% der Aufnahmefläche deckend
7	dominierend, 75% bis 100% der Aufnahmefläche deckend

- **Substrate:**

a) anorganische Substrate:

Die Einteilung der anorganischen Substrate richtet sich nach den durchschnittlichen Äquivalent-Korngrößen (Tabelle 2). Bei Sand- und Kiessubstraten wird nach dem Verfestigungsgrad differenziert (**locker, fest**) eingetragen, bei Sand zusätzlich, ob und in welchem Ausmaß **Rippeln** ausgebildet sind. **Eisenocker**bildungen werden ebenfalls in %-Flächenanteile angegeben.

Tabelle 2: Einteilung der anorganischen Substrate nach Korngrößen.

	Korngröße
Ton, Lehm, Schluff	< 0,1 mm
Sand	0,1-2 mm
Feinkies und Mittelkies, Grus und Grobsteine	2-20 mm
Grobkies, Mittelsteine	20-63 mm
Gerölle, Grobsteine	63–200 mm
Blöcke, Findlinge	> 200 mm

b) organische Substrate:

Tabelle 3: Einteilung der organischen Substrate.

Substrat	Erklärung
Stamm	Ø > 10 cm, hier wird nach Oberflächenbeschaffenheit differenziert aufgenommen rauh (durch Borke oder Verwitterung), glatt (ohne Borke oder mit glatter Borke)
Ast	Ø 2,5–10 cm
Zweig	Ø 2,5-1 cm
Grobdetritus	Zerkleinerte oder kleine Zweige und Fallaub
Feindetritus	Organischer Schlamm
Wurzeln	
Makrophyten terrestrisch	Teile an sich terrestrischer Pflanzen, die vom Ufer in das Wasser hereinragen oder hereingefallen sind. Artnamen unter „Sonstiges und Anmerkungen“ eintragen.
Makrophyten aquatisch/semiaquatisch	Submerse oder emerse Makrophyten. Artnamen s. o.
Algenwatten	
Moose	
Sonstiges	

- **geschützte Zonen**

Dieser Parameter beschreibt licht- und sichtgeschützte Rückzugsräume für wirbellose Tiere und kleine Wirbeltiere, die außer Grobkies, Grobdetritus und kleineren Ästen vorhanden sind. Diese Bereiche sind zu kartieren, wenn ein Substrat entweder mit 5 cm und weniger Abstand von einer anderen Struktur (Stein, Ast, Stamm, Makrophyten, überhängendes Ufer) überlagert wird oder eine vergleichbare Hohlform (ausgehöhlter Baumstamm, Stein) ausgebildet ist. Die Angabe erfolgt in der vertikalen Projektion für die jeweils vorhandene Struktur.

Stein
Stamm/Ast

Ufer

- **Wasser-Land-Übergangsbereich**

Hier werden Strukturen aufgenommen, an denen der Kontakt zwischen Wasser und Land stattfindet:

Totholz

ins Wasser hängende Pflanzenteile (von terrestrischen Pflanzen)

aquatische / semiaquatische Makrophyten (aus dem Wasser herausragende Teile von submersen oder emersen Pflanzen).

Moos

Fallaub, Zweige

Stein

hygropetrischer Bereich (= von einer dünnen Wasserschicht überzogene Oberfläche): zusätzlich wird hier noch die Art der Strukturen unterschieden: **Ast** oder **Stein**

Der Parameter **strömungsexponierte Strukturen** beschreibt, in welchem Ausmaß die Strukturen des Wasser-Land-Grenzbereichs der direkten Strömung ausgesetzt sind. Mit der Höhe des **Wellenschlags** werden indirekt Informationen über Intensität der hydrodynamischen Kräfte aufgenommen. Die Definitionen sind in Tabelle 4 aufgeführt:

Tabelle 4: Werteskala zur Einteilung des Wellenschlags.

Wert	Wellen- bzw. Spritzwasserhöhe
1	0-1 cm
3	1-5 cm
5	5-10 cm
7	>10 cm

Die **Hochwassermarken** geben - falls vorhanden (z. B. Genist, plötzlich abgeschnittene Flechten/Algen, Schlammablagerungen an Ufergehölzen etc.) - Aufschluss über die Höhe des letzten Hochwassers bzw. über eventuell regelmäßig höhere Wasserstände in der nahen Vergangenheit.

- **Sonstiges und Anmerkungen**

Hier sind alle Makrophyten-Artnamen und spezifischen Beobachtungen mit Worten darzulegen, die mit dem Schlüssel bisher nicht oder nicht ausreichend erfasst werden konnten und die für die Ausbildung von bestimmten Habitaten wichtig sind, z.B. Wasserfall an einer Barriere (welche Strukturen?), sichtbarer oder zu vermutender Quellzufluss (Bach, Quelle oder Sumpf oberhalb der Uferlinie). Lieber zuviel als zuwenig notieren!

5.4.2 Kartografische Darstellung

Bei jeder Kartierung sollte eine Zeichnung/Karte des kartierten Bachabschnitts angefertigt werden. Hierbei kann eine von zwei verschiedenen Varianten angewendet werden. Dazu wird eine Handskizze des Untersuchungsabschnitts erstellt (Abbildung 2), in der alle kartierten Habitate eingezeichnet werden. Beim Zeichnen kann man sich an zuvor abgemessenen Strukturen (z. B. großen Totholzelementen) orientieren. Mit dieser Methode kann zwar keine genau maßstabsgetreue Karte erstellt werden. Diese Variante ist jedoch gut geeignet, um mit geringem Zeit- und

Geräteaufwand eine Übersicht über sämtliche Habitate und die Habitatstruktur des Kartierungsabschnitts zu erhalten.

Will man eine maßstabsgetreue Karte erstellen, muss man mit erheblich mehr Geräte- und Zeitaufwand rechnen. Hierzu erfolgt zunächst eine fotografische Erfassung des Untersuchungsabschnitts mit einer Kamera, die an einer langen Metallstange befestigt wird und so das Fotografieren des Baches von oben herab ermöglicht (s. MUTZ, in diesem Heft). Über die den Bachlauf rekonstruierenden Fotos (Zusammenkleben der einzelnen Fotos) des Kartierungsabschnitts wird durchsichtige Folie gelegt und darauf im Gelände die kartierten Habitate nach- bzw. eingezeichnet. Parallel müssen zusätzlich Meßpunkte mittels eines Tachymeters eingemessen und auf den Fotos eingetragen werden, um die beim Fotografieren entstandene Verzerrung zu kompensieren. Erst nach der Entzerrung kann anhand eines GIS die maßstabsgetreue Karte erstellt werden.

5.4.3 Strömungskartierung

Es wird, wenn möglich, in allen für die Habitatkartierung verwendeten Flächen eine Strömungsmessung durchgeführt. Dazu wird ein Strömungsmeßgerät (z. B. Mini Air 20, Fa. Schiltknecht) verwendet, das entlang einer Meßlatte in den betreffenden Tiefen fixiert werden kann. Hierfür mißt man entlang eines Transektes (meist in der Mitte der jeweiligen Aufnahmefläche, s. Abbildung 1) an mehreren Meßpunkten mit definierten Abständen zueinander die Strömung in 0,4-facher Tiefe und sohlennah. Die Abstände der Meßpunkte zueinander richten sich nach der durchschnittlichen Bachbreite:

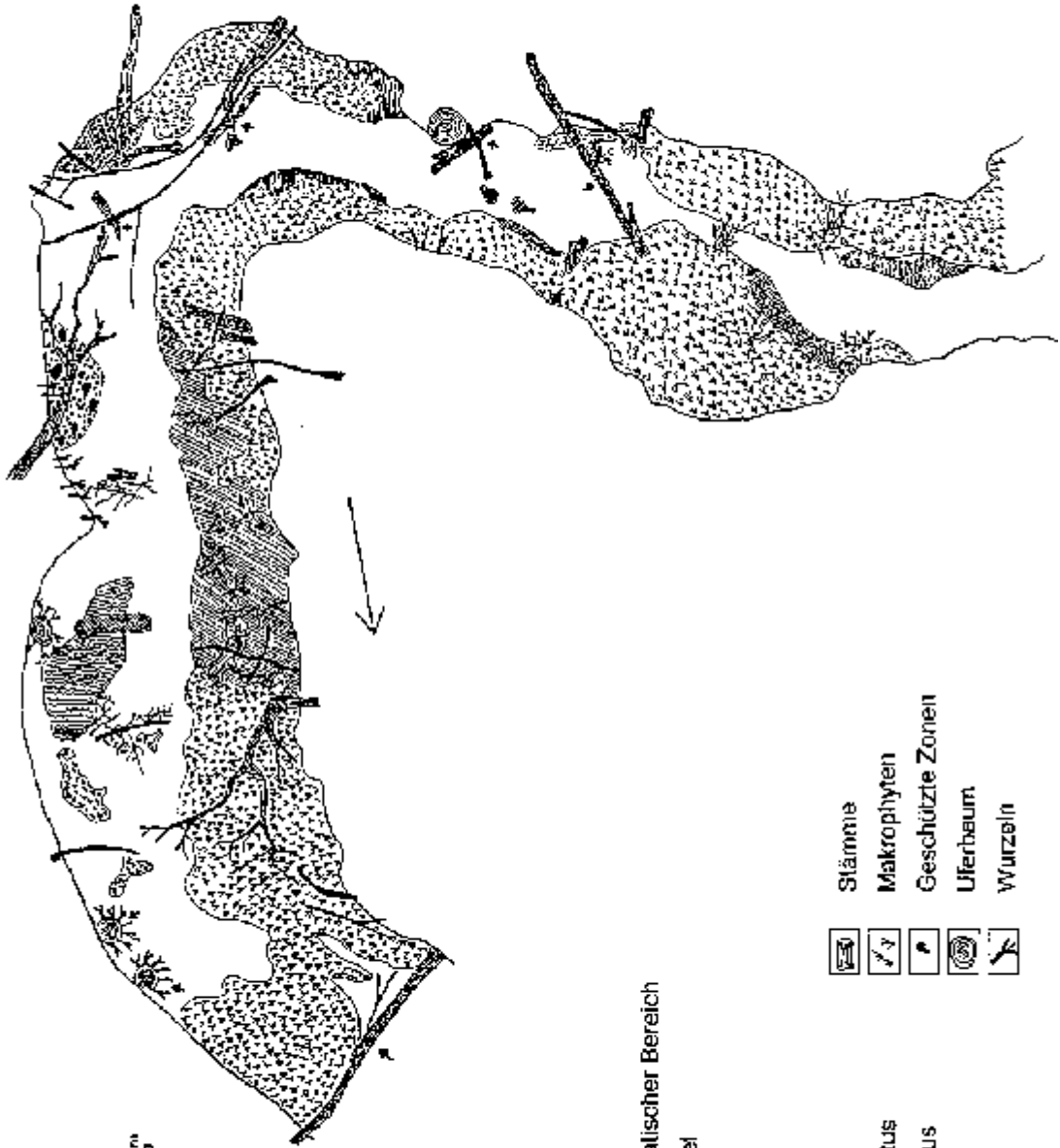
bei \emptyset -Bachbreite < 5 m Abstände der Meßpunkte: 30 cm

bei \emptyset -Bachbreite > 5 m Abstände der Meßpunkte: 50 cm.

Bei Wassertiefen < 12 cm wird nur die sohlennahe Strömung gemessen, da sich diese bei so geringen Tiefen nicht von der Messung in 0,4-facher Tiefe unterscheidet. Bei Wassertiefen < 5 cm ist keine Strömungsmessung möglich. Bei der sohlennahen Messung wird der Unterrand des Flügels in 2,5 cm Abstand zur Gewässersohle fixiert, um ein Verstopfen des Flügels mit Substrat zu verhindern. Die Messung erfolgt jeweils 3 x 10 sec mit Angabe der durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit. Zusätzlich wird der Einfluß von Totholz, Makrophyten etc. auf einen Messpunkt vermerkt. Aufgrund von Totholz, Makrophyten, Steinen oder zu geringer Wassertiefe ist fallweise an einigen Messpunkten keine Strömungsmessung möglich.

Abbildung 2 (nächste Seite): Lage der Mikrohabitate in einem naturnahen Abschnitt des Verlorenwassers unterhalb Hohespringe bei Gräben (Hoher Fläming, Mittelmark; s. BTUC 1998); I, II,... = Nummer der Transekte.

verlorenwasser



- | | | | |
|--|-------------------------|--|------------------|
| | Uferlinie | | Stämme |
| | Semiaquatischer Bereich | | Makrophyten |
| | Sandrippel | | Geschützte Zonen |
| | Feinkies | | Uferbaum |
| | Grobkies | | Wurzeln |
| | Gerölle | | |
| | Blöcke | | |
| | Grobolinitus | | |
| | Feindefritus | | |
| | Zweige | | |
| | Äste | | |

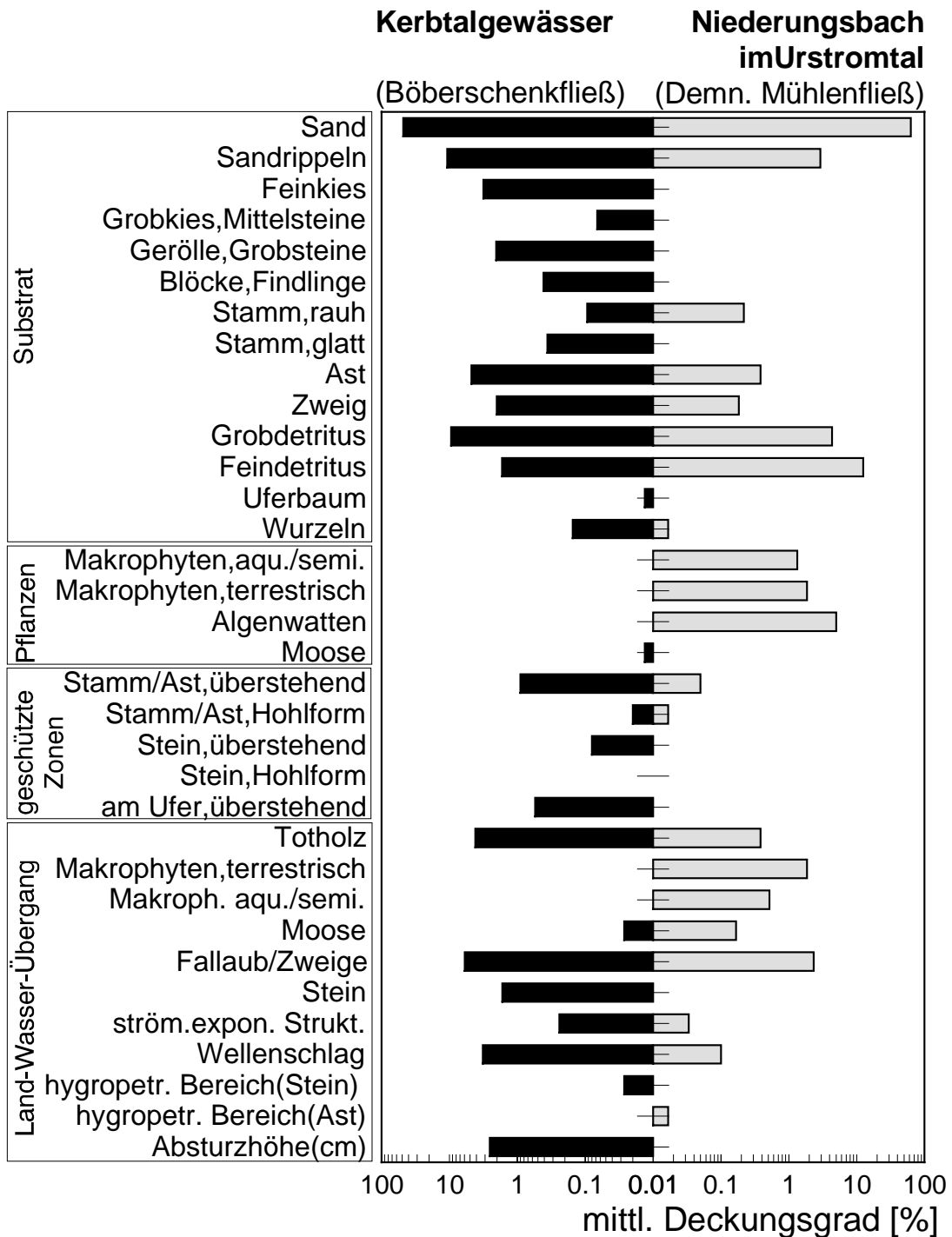


Abbildung 3: Verteilung der mittleren Deckungsgrade der Mikrohabitate im Vergleich zwischen einem Kerbtalbach des brandenburgischen Jungglazials (Böberschenfließ, Schlaubetal, Ostbrandenburg) und einem Niederungsbach des Urstromtales (Demnitzer Mühlenfließ vor Fürstenwalde, östl. Berliner Urstromtal) (s. ORENDT 1999).

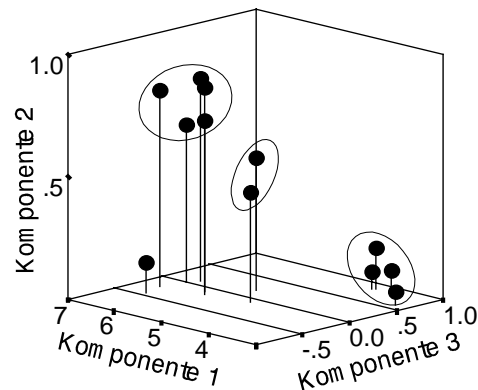


Abbildung 4: Plot der Ladungen der ersten drei Komponenten aus der Hauptkomponentenanalyse (Varimax-Rotation) auf der Grundlage der mittleren Deckungsgrade der Mikrohabitate der Bäche. Die Punkte stellen die Gewässer dar und lassen sich aufgrund ihrer Mikrohabitate in drei Gruppen einteilen. Das Gewässer links unten stellt einen Sonderfall dar.

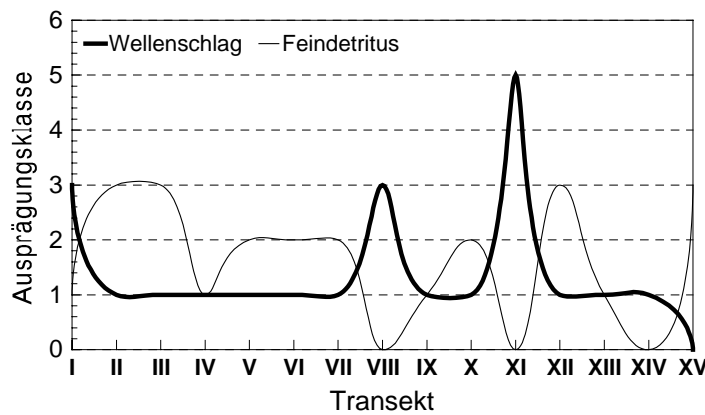


Abbildung 5: Gegenläufige Ausprägung von Wellenschlag und Feindetritusansammlungen entlang der kartierten Abschnitte im Böberschenfließ (Schlaubetal, Ostbrandenburg).

5.5 Auswertung und Ergebnisdarstellung

Um eine rechnerische Auswertung vornehmen zu können, müssen die bei der Kartierung notierten Klassenwerte umgerechnet werden. Dies kann nach der folgenden Tabelle 5 erfolgen, die die Klassen in die mittleren Werte der Deckungsgradklassen transformiert (s. GLAVAC 1996: 138).

Tabelle 5: Tabelle zur Umrechnung der Aufnahmeklassen in die mittleren Deckungsgrade.

Aufnahmeklasse	1	2	3	4	5	6	7
Deckungsgrad	0,1	1	5	17,5	37,5	62,5	87,5

Nun ist es möglich, die einzelnen Habitate anhand von Balken- oder Säulendiagrammen grafisch vergleichend darzustellen. Bei grafischen Darstellungen der Deckungsgrade mit Säulendiagrammen, Linien oder Punkten empfiehlt sich eine logarithmische Auftragung (Abbildung 3).

Des Weiteren können von den einzelnen Transekten die Strukturen der vorkommenden Habitate nach Anzahl, gemeinsamen Auftreten und Ausprägung, Patchiness etc. analysiert werden. Das kann sowohl anhand von Summenparametern, die in der Communityanalysis bei klassischen Tier- und Pflanzenaufnahmen häufig verwendet werden (z. B. Diversitätsindex nach Shannon und Weaver, Evenness, Dominanzindex, s. z. B. MÜHLENBERG 1989) stattfinden, als auch mit multivariaten Methoden wie sie z.B. zur Analyse von Vegetationsaufnahmen verwendet werden (Clusteranalyse, Hauptkomponentenanalyse, s. Abbildung 4). Bei Analysen der Patchiness muss bei der Kartierung eine genaue Skizze angefertigt werden, die die Lage und Ausbreitung der Habitate in den Transekten möglichst genau wiedergeben (Abbildung 2). Aus dieser können dann die Patches abgemessen werden. Weiterführende Anregungen zur Mikrohabitatauswertung, insbesondere zur Patchinessanalyse finden sich bei BEISEL et al. (1998).

Grundsätzlich kommen zwei Auswertungsebenen in Frage:

- Analyse der Transekte innerhalb eines kartierten Gewässerabschnittes und deren Vergleich untereinander bezüglich Inventar und Struktur (Abbildung 5)
- Vergleich verschiedener Gewässer untereinander (Abbildungen 3, 4, 6).

Im letzteren Fall müssen die Deckungsgrade der Habitatstrukturen über die Transekte gemittelt werden, wenn Summenparameter bei der Auswertung verwendet werden sollen. Des Weiteren können auch einzelne Habitatstrukturen oder -komplexe (z. B. organische Substrate, Land-Wasser-Übergangsbereiche) aus verschiedenen Gewässern miteinander verglichen werden. Nicht zuletzt können die Ergebnisse der Mikrohabitatkartierung mit Parametern der morphologischen Kartierung in Beziehung gesetzt werden. Beispielsweise ist es möglich und sinnvoll, bei entsprechender Datenlage mit Gefälle, Strömungsgeschwindigkeit, Abfluss, Schleppkraft und anderen hydraulischen Parametern zu korrelieren und Zusammenhänge zu suchen.

5.6 Schlussbemerkung

Mit der vorgestellten Methode zur Mikrohabitatkartierung kann anhand der vielgestaltigen Auswertungsmöglichkeiten zeitsparend ein umfassendes Bild der kleinräumigen Lebensraumstruktur gezeichnet werden. Sie erweitert die Aussagekraft von morphologischen Untersuchungen erheblich und dient somit als wichtige Vorstufe zu umfassenden ökologischen Erfassungen auf Art-niveau.

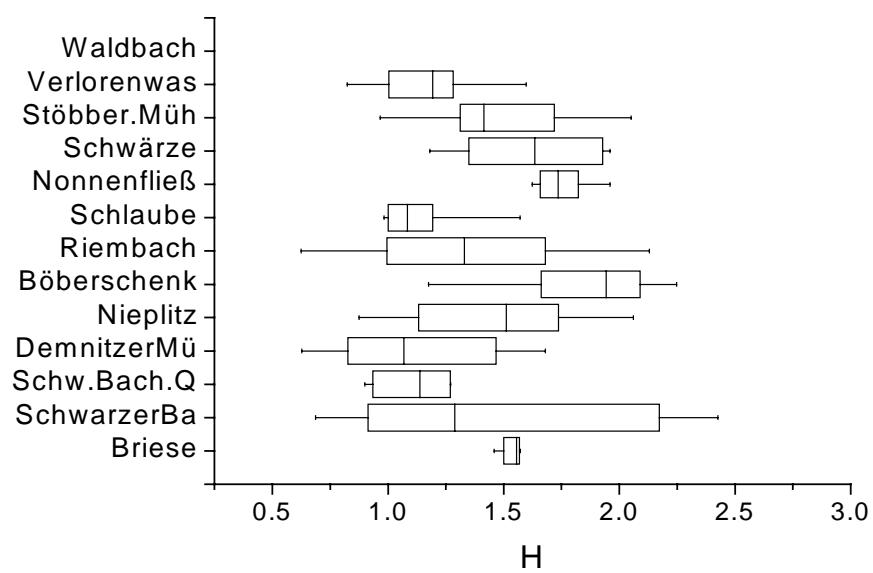
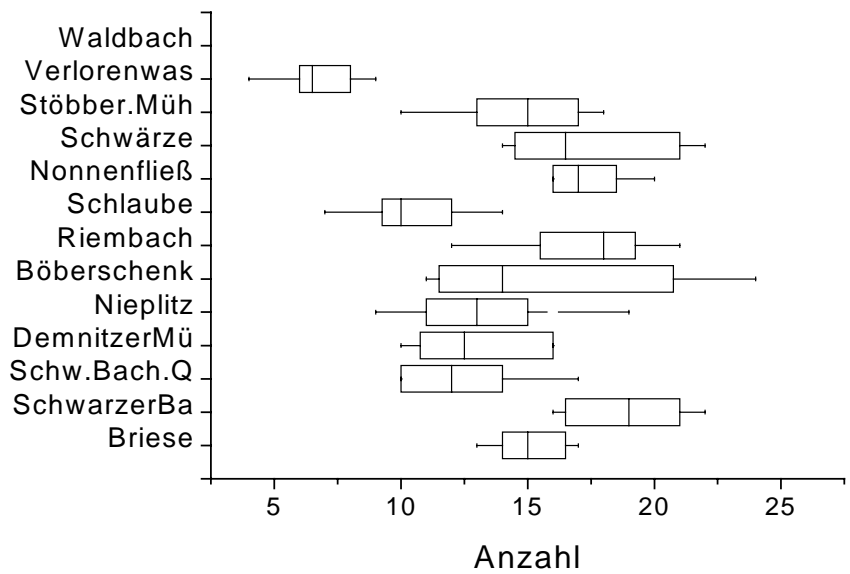


Abbildung 6: Box- und Whisker-Plot der Anzahl (oben) und der Diversität H (Shannon-Weaver, unten) der Mikrohabitate in verschiedenen naturnahen Bächen Brandenburgs (nach BTUC 1998).

5.7 Zusammenfassung

Es wird eine Methode zur zeitsparenden Kartierung von Mikrohabitaten in Bächen vorgestellt. Sie ist "aus der Sicht der wirbellosen Wassertiere" konzipiert und soll morphologische Fließgewässerkartierungen ergänzen, wenn ökologische Aussagen getroffen werden sollen, aber keine biozönotischen Untersuchungen und Bestandserfassungen durchgeführt werden können. Die Kartierung soll und kann letztere jedoch nicht ersetzen, bietet vielmehr eine Ergänzung dazu und kann zur Auswahl geeigneter Probenareale verwendet werden. Die einzelnen Strukturen werden anhand eines Erhebungsboogens, in dem ihr Vorkommen und ihre Ausdehnung eingetragen

werden, und mit einer skizzierten Karte erfasst. Dabei werden die Komplexe "Substrate", "Geschützte Zonen", "Land-Wasser-Übergangsbereich", "Strömung" und ihre einzelnen Parameter aufgenommen. Die erhaltenen Daten können rechnerisch weiterverarbeitet werden. Die vielfältigen Auswertungsmöglichkeiten werden vorgestellt. Sie lassen ein Bild über die kleinräumigen Strukturen der Lebensräume in den Untersuchungsgewässern zu. Diese Strukturen können sowohl innerhalb eines Gewässers als auch zwischen mehreren verglichen werden.

Literatur

- BEISEL, J.-N., USSEGLIO-POLATERA, PH., THOMAS, S. & MORETEAU, J.- C. (1998): A method to describe substrate heterogeneity at a microhabitat scale. First results on relationships with the macroinvertebrate community. In: BRETSCHKO, G. & HELESIC, J. (Hrsg.): *Advances in River Bottom Ecology*, Backhuys Publishers, Leiden: 39-46.
- BTUC (1998): *Morphologische Leitbilder für kleine Fließgewässer Brandenburgs*. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Gewässerschutz. Projektabschlussbericht für das Landesumweltamt Brandenburg, Referat W5, Dez. 1998: 56 S.+Anhang.
- GLAVAC, V. (1996): *Vegetationsökologie. Grundfragen, Aufgaben, Methoden*. Gustav Fischer Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: 358 S.
- LAWA (1998): *Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für kleine und mittelgroße Gewässer*, erstellt im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser von Th. Zumbroich und A. Müller, Büro f. Umweltanalytik Essen, Rüttenscheider Str. 61, Januar 1998.
- MÜHLENBERG, M. (1989): *Freilandökologie*. 2. Auflage, Heidelberg, Wiesbaden: 431 S.
- MUTZ, M. (1999): *Methodik zur maßstabsübergreifenden Erfassung und Modellierung morphologischer Parameter kleiner Fließgewässer unter Verwendung eines Geoinformationssystems*. In: KAPFER, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): *Gewässerreport (Nr. 5)*. BTUC-AR 1/99: 42-49.
- ORENDT, C. (1999): *Fünf morphologische, naturnahe Bachtypen im norddeutschen Tiefland Brandenburgs*. Tagungsberichte der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (Klagenfurt 1998), Krefeld. (Im Druck).

6 Methodik zur maßstabsübergreifenden Erfassung und Modellierung morphologischer Parameter kleiner Fließgewässer unter Verwendung eines Geoinformationssystems

Michael Mutz

Abstract

Assessment and modelling of stream morphology at various scales by use of a geographic information system

A combination of coordinated methods is presented assessing and modelling various morphological parameters of streams at different scales. The assessment at the larger scales is done by combining interpretation of topographic maps (1:10,000) and aerial photographs (1:3,000). At the medium scale field mapping is done covering various parameters down to a spatial resolution of about ± 5 m. At the smallest scale stream bed topography and structural objects are assessed down to a grain size of about 2.5 cm by classical electronic distance measurement and close-up photogrammetry. All data are combined using a geographic information system (GIS) to produce two different types of stream models. At the large and medium scale the data are linear and therefore modelled by dynamic segmentation along the streams course. The small scaled data are used to build a 3-dimensional model of the streams topography. This model is completed by overlay of different layers representing objects such as woody debris or stream bed substrates. Examples of the small scaled topographic models are given. Aggregated information derived from the models by automatic computing is presented to show the potential of the method.

6.1 Einleitung

Durch das Zusammenspiel von Hydrologie und Gerinnemorphologie werden in Fließgewässern viele der für die Biologie wesentlichen Faktoren determiniert. Hierzu zählen z. B. das Angebot an Substraten, aber auch das kleinräumige Muster der hydrodynamischen Verhältnisse. Die Gewässermorphologie ist daher eine wichtige Größe bei ökologischen Untersuchungen. Im angewandten Gewässerschutz bildet die Kenntnis des morphologischen Status eine der Grundlagen für die Bewertung und die Prognose der Entwicklungsmöglichkeiten von Fließgewässern (LWRP 1994).

Dem Maßstab der Betrachtung kommt bei Untersuchungen zur Gewässermorphologie eine große Bedeutung zu (FRISSELL et al. 1986). Nur die Integration verschiedener Maßstabsebenen ergibt ein umfassendes Bild der Gewässer.

Mit dem vorliegenden Artikel soll eine Methode vorgestellt werden, die ein solches maßstabsübergreifendes Bild der Gewässermorphologie mit einem vertretbaren Aufwand ermöglicht. Die Ziele der Methodenentwicklung waren erstens die möglichst umfassende Erhebung der Morphologie auf verschiedenen Maßstabsebenen, wobei der Schwerpunkt auf der großmaßstäblichen Ebene liegt, welche für die am Lehrstuhl Gewässerschutz laufenden Prozeßuntersuchungen von besondere Relevanz ist. Zweitens sollten die bei den Erhebungen

gewonnen umfangreichen raumbezogenen Daten so flexibel verwaltet werden, daß sie Präsentationen, die Ableitung aggregierter Informationen und insbesondere weiterreichende Analysen ermöglichen.

6.2 Datenquellen und Erhebungsmethoden

Die vorgestellte Methodik erfaßt ausgewählte Parameter der Gewässermorphologie auf drei verschiedenen Maßstabebenen. Das maßstabsübergreifende Gesamtbild wird durch die Kombination abgestimmter Erhebungsmethoden und die Verknüpfung der daraus resultierenden Daten in einem Geoinformationssystem (GIS) erreicht. Das GIS bildet den Kern des Verfahrens. Es erlaubt die Verwaltung und Analyse der raumbezogenen Daten und ermöglicht eine quantitative Parametrisierung morphologischer Gegebenheiten der Gewässer. Als Quellen kleinmaßstäblicher Informationen dienen die allgemein verfügbaren analogen Karten oder digitale topographische Daten und Luftbilder. Der Maßstab dieser Daten liegt im Bereich von 1:10000 bis 1:3000. Die aus diesen Daten abgeleiteten Informationen werden untersetzt durch Freilandkartierungen mit einer räumlichen Auflösung von maximal 1 m, durch kleinräumige Vermessungen und Nahbereichsphotogrammetrie, die beiden letztgenannten mit einer räumlichen Auflösung von 2,5 cm. Die verwendete Parameterauswahl ist ein Kompromiß aus bekannten oder plausiblen Schlüsselparametern der Gewässerentwicklung und dem Wunsch nach einer möglichst effizienten und kostengünstigen Erfassung. Die Kartierung im mittleren Maßstabbereich orientiert sich stark am Parametersystem des Methodenentwurfs zur Kartierung der Gewässerstrukturgüte der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LWRP 1994).

6.2.1 Durchgängige kleinmaßstäbliche Erfassung des gesamten Gewässersystems

Kartenauswertung und Luftbildinterpretation dienen als erste, schnell und kostengünstig verfügbare Informationsquellen. Die bei einer Geländebegehung aufgenommenen Strukturparameter ergänzen diese durchgängig für das gesamte Gewässersystem verfügbaren Daten.

Aus den amtlichen **topographischen Kartenwerken** im Maßstab 1:10000 können die Topographie, Wasserspiegellage, Breite, Tiefe und Sohlbeschaffenheit der Gewässer sowie Brücken, Durchlässe, Stauschleusen und Hochwasserschutzdämme entnommen werden. Überprüfungen ergaben, daß mit Ausnahme der Angaben für die Wasserspiegellage und Sohlbeschaffenheit, die Karten eine hohe Aktualität und Genauigkeit aufweisen. Die relevanten Gewässer werden aus den Karten digitalisiert. Mit zunehmendem Ausbaugrad des Amtlichen Topographischen Kartographischen Informationssystems (ATKIS) können diese Informationen aber bundesweit direkt in digitaler Form bei den Vermessungsverwaltungen der Länder erworben werden.

Die Interpretation von **Luftbildern** ergibt Aufschluß über die Nutzung von Gewässerumfeld und Uferbereich. Aus den stereoskopischen Farbinfrarot-Aufnahmen werden Art und Altersstruktur der Ufergehölze und Grad der Beschattung des Gewässers abgeleitet. Eine weitergehende detailliertere Analyse der gewässerbegleitenden Vegetation, wie sie bei FABER (1989) durchgeführt wurde, ist ohne einen beachtlichen Aufwand an zusätzlicher Geländekartierung nicht möglich. Die aktuellen Luftbilder ermöglichen durch den Vergleich der dort erkennbaren wasserwirtschaftlichen Bauwerke und Brücken mit den Objekten der Karte eine Abschätzung der Kartenaktualität.

Bei einer **Geländebegehung** werden durchgängig die relevanten Gewässerstrukturen mit einer Lagegenauigkeit von ± 10 m erfaßt. Die Kartierung erfolgt nach einem an die Verhältnisse im nordostdeutschen Flachland ausgerichteten Parametersystem, welches am Entwurf der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser für die Erhebung der Gewässerstrukturgüte angelehnt ist und 26 Parameter umfaßt (LWRP 1994; MUTZ et al. 1995). Der Raumbezug der zu kartierenden morphologischen Objekte ist die jeweilige Lauflängenlage am Gewässer, also eine dynamische Stationierung, die vom Kartierer nach Bedarf vor Ort vorgenommen wird. Die räumliche Auflösung der Kartierung wird durch die Orientierung im Gelände begrenzt. In nicht bewaldeten Gebieten ergab sich durch gute Orientierungsmöglichkeiten an Bauwerken und markanten Geländeobjekten eine kleinstmögliche Auflösung von ± 10 m, in den zumeist schlecht zugänglichen Auwaldgebieten naturnaher Gewässer konnten nur ± 25 m mit ausreichender Sicherheit gewährleistet werden. Das Verfahren der dynamischen, an die jeweiligen Bedingungen vor Ort angepaßten Auflösung der Kartierung erwies sich als ausgesprochen ökonomisch sowohl bei der Arbeit im Gelände als auch bei der Überführung der Daten in eine digitale Form. Bei der späteren Verarbeitung der Daten mit einem GIS (Arc/Info) wird dieses Vorgehen durch ein Datenmodell mit multipler dynamischer Segmentierung und Algorithmen der Netzwerkanalyse unterstützt.

6.2.2 Großmaßstäbliche Erhebung repräsentativer Gewässerabschnitte

Eine erste Auswertung der kleinmaßstäblich erfaßten Daten ermöglicht eine Klassifizierung der Gewässersysteme und die Auswahl repräsentativer Gewässerabschnitte für die großmaßstäbliche Erhebung. Bei dieser Auswahl müssen Hintergrundinformationen wie z. B. über die Hydrologie der Gewässer mit berücksichtigt werden.

An diesen repräsentativen Gewässerabschnitten werden mit Hilfe einer an einem tragbaren Stativ kardanisch befestigten **Kamera „Nahbereichsaufnahmen“** des Gewässerbettes aus ca. 6 m Höhe gemacht. Durch das kardanische Gelenk ist die Ausrichtung der Kamera senkrecht nach unten gewährleistet. Die dabei aufgenommene Fläche hat eine Ausdehnung von ca. 3 x 4 m, so daß der jeweilige Gewässerabschnitt durch ein Mosaik von Bildern abgedeckt werden muß. Diese Aufnahmen erfassen die Topographie des Gewässers in ihrer vertikalen Projektion sowie die Lage und Ausbreitung von Sohlenstrukturen wie z. B. Tiefrinnen, Totholz, Fallaubansammlungen und Auflagen feinen organischen Materials. Diese photographischen Aufnahmen können unterlegt werden durch Großaufnahmen der Gewässersohle. Dabei muß durch einen Sichtkasten photographiert werden, um Brechungen und Reflektionen an der Wasseroberfläche zu verhindern. In dunklen bewaldeten Gewässerabschnitten wird eine ausreichende Belichtung durch eine künstliche Lichtquelle gewährleistet. Diese Nahaufnahmen dokumentieren die Situation auf der Gewässersohle mit einer Auflösung von bis zu 1 mm.

Um eine spätere Entzerrung und Georeferenzierung der durch die Optik der Kamera verzerrten Bilder mit den Algorithmen des GIS zu ermöglichen, werden Paßpunkte ausgewählt, die bei der Vermessung mit dem Tachymeter in ihren Koordinaten mit aufgenommen werden. Diese Entzerrung der Photos ist insbesondere bei der Verknüpfung vieler Bilder zu einem flächendeckenden Mosaik erforderlich.

Durch **Vermessung** der ausgewählten Gewässersegmente mit einem elektronischen Tachymeter werden die dreidimensionale Topographie des Gewässerbettes inklusive Uferregion mit hoher Genauigkeit (± 3 cm Lage, ± 1 cm Höhe) in einem lokalen Koordinatensystem erfaßt. Der Schwerpunkt der Erfassung liegt dabei auf Ausbildungen der Gewässersohle wie Tief-

rinnen, Stillen, untergetauchten Längsbänken, Schnellen usw. Entsprechend der späteren Modellierung der Gewässertopographie mit einem Triangular Irregular Network (TIN) muß besondere Aufmerksamkeit auf die Erfassung von Bruchkanten gelegt werden.

6.3 Modellierung und Analyse im Geoinformationssystem (GIS)

6.3.1 Kleinmaßstäbliche Modellierung des gesamten Gewässersystems

Die Verknüpfung der aus den Karten und Luftbildern stammenden Daten bildet ein zweidimensionales topographisches Modell. Erste interaktive Verarbeitungsschritte leiten ergänzende Parameter wie Gewässerordnung, Gefälle etc. aus den Eingangsdaten ab. Die **Daten der Geländekartierung** werden mit den Gewässergeometrien über **dynamische Segmentierung** verknüpft. Durch Ungenauigkeiten bei der Orientierung im Gelände kann es zu Verzerrungen der kartierten Informationen kommen. Im GIS wird daher eine Lagekorrektur der Kartierungsdaten auf die genaue Gewässertopographie vorgenommen. Diese Korrektur erfolgt durch eine Entzerrung anhand von in den Karten verzeichneten und bei der Kartierung aufgenommenen markanten Objekten am Gewässer (Straßenüberführungen, wasserwirtschaftliche Bauwerke).

Weitere verfügbare Informationen über Abflußverhalten, Gewässerpflege, Landnutzung, naturräumliche Einheiten etc. können dieses kleinmaßstäbliche Modell ergänzen.

Explorative Statistik und interaktive Datenverarbeitung ermöglichen eine flexible und auf die Geometrie der Gewässer bezogene Auswertung der vielschichtigen Daten. So kann beispielsweise die Parameterausstattung einzelner Gewässersegmente abgefragt und als Geschäftsgraphik oder als kartographische Darstellungen visualisiert werden.

Auf der Grundlage des kleinmaßstäblichen Modells und den Erfahrungen aus der Kartierung werden repräsentative Gewässerabschnitte für die großmaßstäbliche Erhebung ausgewählt. Je nach Zielsetzung ist dabei die Häufigkeit und Ausprägung dominierender Parameter (z. B. Sturzbäume als ein Indiz für eine naturnahe Morphologie) die Grundlage.

6.3.2 Großmaßstäbliche Modellierung repräsentativer Gewässerabschnitte

Aus den Vermessungsdaten werden **zwei- und dreidimensionale Modelle** (Vektor, Raster und TIN) gebildet. Bei naturnahen Gewässern ist eine große Dichte an Vermessungspunkten erforderlich, um ein realitätsnahes Modell der komplexen Gerinnemorphologie zu erreichen.

Erfahrungsgemäß liegt die mittlere Dichte der erforderlichen Meßpunkte für naturnahe Sandbäche bei 3-5 Meßpunkten pro m², wobei die Meßpunkte sehr ungleichmäßig verteilt sind, da insbesondere Änderungen in der Topographie wie z. B. Bruchkanten im Uferbereich oder bei Tiefrinnen durch eine hohe Anzahl an Meßpunkten erfaßt werden müssen.

Eine erste Programmabfolge von Standardalgorithmen und eigenen Programmen errechnet die Lage und das Gefälle der Wasseroberfläche, die entsprechenden Uferlinien, den Talweg, sowie Gefälle und Exposition der Sohle. Die digitalisierten Photos werden georeferenziert, entzerrt und auf das Modell projiziert. Sie dienen der Plausibilitätskontrolle und Ergänzung des Modells (Lage von Bruchkanten, Uferlinien, etc.). Durch **visuelle Interpretation** werden

Objekte auf der Gewässersohle wie Totholz, Fallaubansammlungen, Makrophytenbestände etc. aufgenommen und ergänzen das Modell (siehe Abbildung 1).

Diese recht aufwendige Modellbildung bietet die Möglichkeit, durch eine ökonomische automatisierte Auswertung aggregierte Daten zu erhalten, welche die Gerinnemorphologie mit hoher Genauigkeit beschreiben. So werden z. B. automatisch die statistischen Verteilungen der üblichen Querprofilparameter der Gerinne ermittelt (Abbildung 2), die dann auch vergleichende Betrachtungen und Analysen verschiedener Gewässer erlauben (Abbildung 3). Darüber hinaus können aber selbstverständlich auch interaktiv Längs- oder Querschnitte durch das Gewässer gebildet werden, um Detailansichten zu gewinnen.

Durch eine Differenzbildung der Gerinnelagen zu verschiedenen Zeitpunkten kann die Dynamik der Gewässersohle quantifiziert werden. Beispielhaft wurde die Änderung der Sohllage eines Abschnittes der Schlaube, Ostbrandenburg, im Zeitraum von April 1997 bis Dezember 1997 errechnet und in Abbildung 4 visualisiert. Die Überlagerung dieser Sedimentdynamik mit den im Gerinne liegenden und lagestabilen größeren Holzelementen macht die Beziehung zwischen Totholz und Veränderungen der in diesem Bach ausschließlich sandigen Sedimente deutlich.

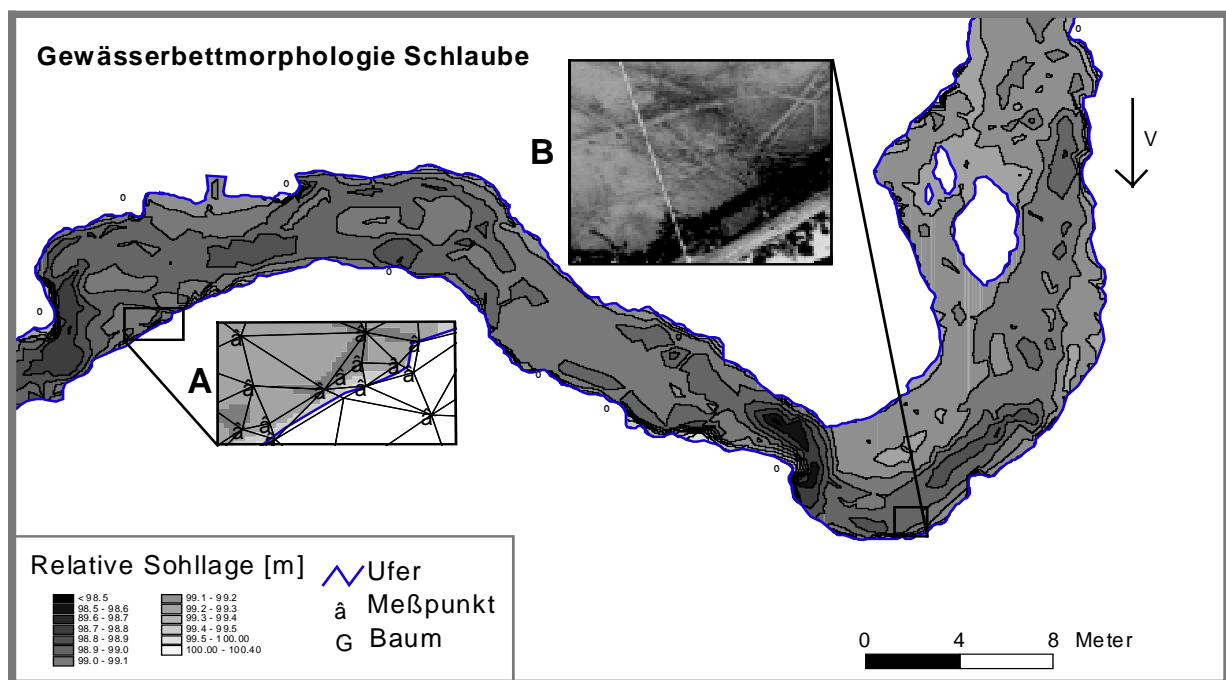


Abbildung 1: Visualisierung eines großmaßstäblichen Modells eines Gewässerabschnittes, Schlaube (Ostbrandenburg). Die Isolinien entsprechen einer relativen Höhendifferenz von 0,1 m. Die Detailansicht A ist ein Ausschnitt des TIN mit den Meßpunkten und der Dreiecksvermaschung. Die Detailansicht B ist ein Ausschnitt aus dem Mosaik der vertikalen Aufnahmen und gibt einen kleinen Ausschnitt des Ufers und der mit Holz belegten Gewässersohle wieder.

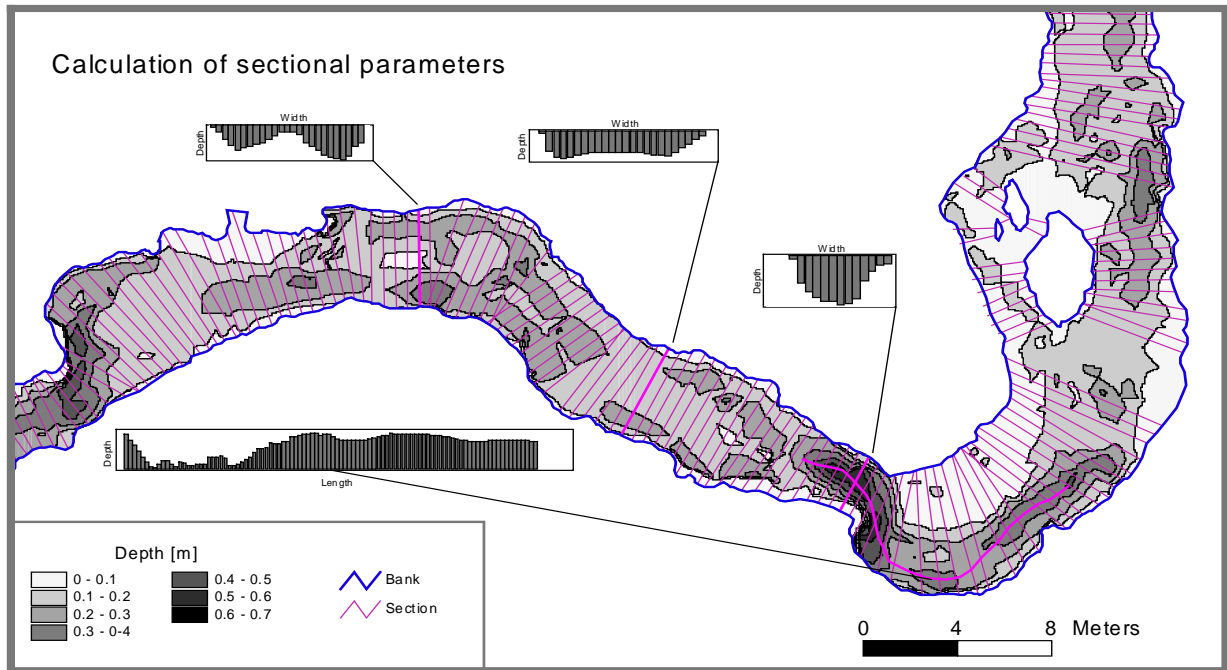


Abbildung. 2: Visualisierung von aus dem großmaßstäblichen Modell abgeleiteten Parametern. Die Isolinien differenzieren Flächen gleicher Wassertiefe mit einer Tiefendifferenz von 0,1 m. Dünne Linien markieren die Lage der automatisch gebildeten Querprofile, aus denen die in Abbildung 3 dargestellten statistischen Verteilungen der Querprofilparameter abgeleitet werden. Die Detailansichten geben die Wassertiefe an interaktiv ausgewählten Quer- und Längsprofilen wieder.

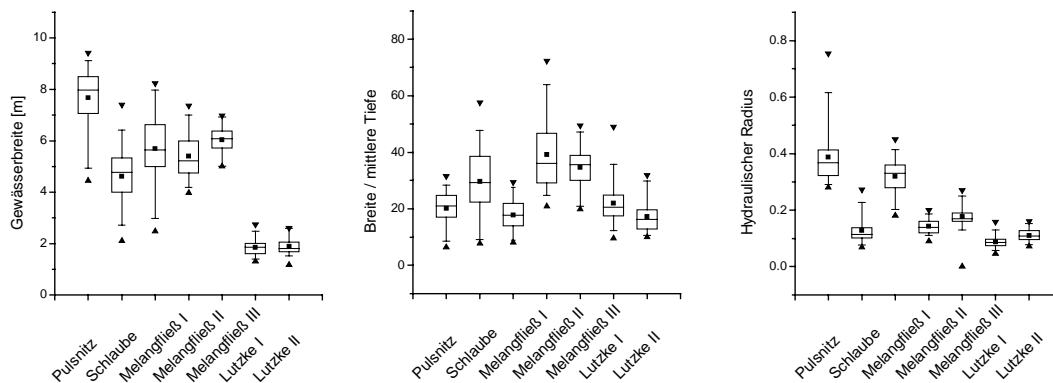


Abbildung 3: Vergleichende Darstellung der Verteilungen ausgewählter Querprofilparameter an verschiedenen naturnahen Gewässerabschnitten in Form von Boxplots. Die Dreiecke markieren das Minimum bzw. das Maximum der Verteilungen, das schwarze Quadrat den Mittelwert, die Box markiert die 25 und 75 Perzentile und die Mediane, das untere bzw. obere Ende der vertikalen Linien entspricht den 5 bzw. 95 Perzentilen. Die statistische Beschreibung der Querprofilparameter wird automatisch aus den Modellen der Gerinnegeometrie abgeleitet (siehe Abbildung 2).

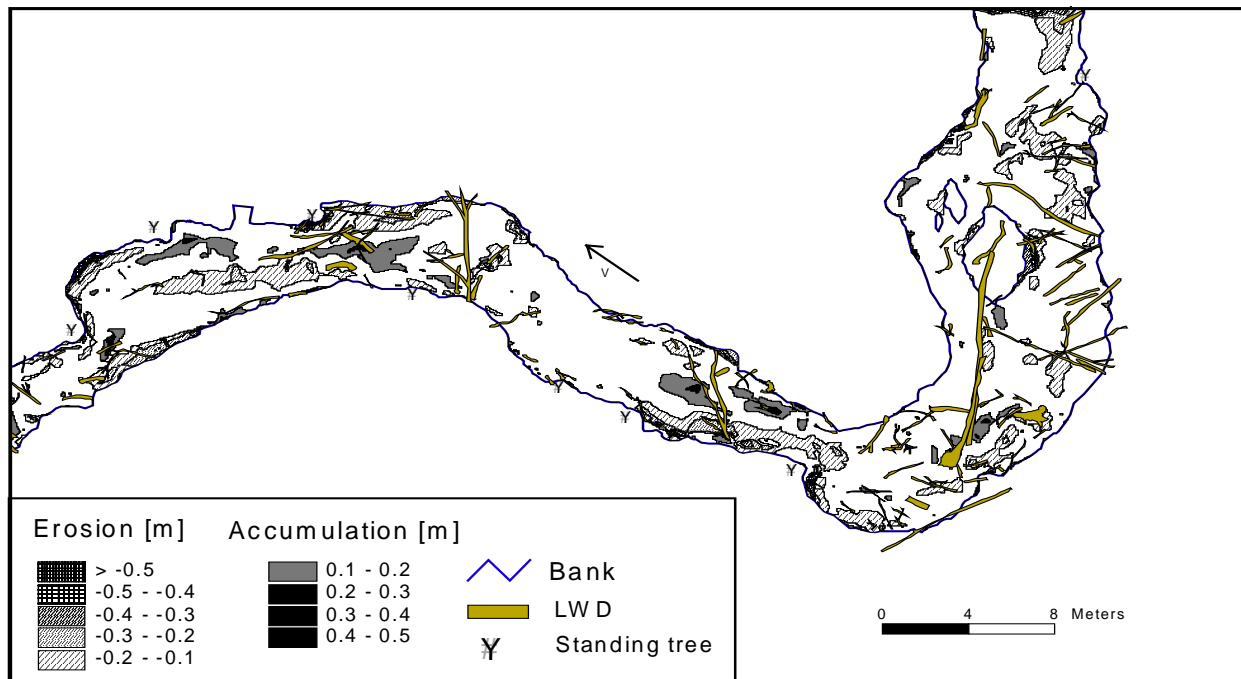


Abbildung 4: Dynamik der Gerinnesohle an einem Gewässerabschnitt der Schlaube, Ostbrandenburg. LWD bezeichnet weitgehend lagestabile Holzobjekte im Gerinne mit einem Durchmesser von mehr als 0,1 m. Erosion and Accumulation bezeichnen eine Ab- bzw. Zunahme der Höhenlage der sandigen Gewässersohle.

6.4 Zusammenfassung und Ausblick

Die Kombination aufeinander abgestimmter Methoden ermöglicht eine maßstabsübergreifende Erfassung der Gewässermorphologie kleiner Fließgewässer. Den Kern des Verfahrens bildet ein Geoinformationssystem (GIS) zur Verwaltung und Analyse der raumbezogenen Daten. Das GIS ermöglicht eine quantitative Parametrisierung morphologischer Gegebenheiten der Gewässer. Im kleinmaßstäblichen Bereich werden parametrisierte Informationen zur Gewässermorphologie durch Karten- und Luftbildinterpretation sowie Strukturkartierungen bei Geländebegehungen erfasst. Diese Daten werden mit Hilfe einer dynamischen Segmentierung im GIS modelliert. Im großmaßstäblichen Bereich erfolgt die Datenerfassung durch traditionelle Vermessung und Nahbereichsphotogrammetrie. Diese Daten werden als dreidimensionales Modell im GIS repräsentiert. Die Analysefunktionen des GIS sowie eigenprogrammierte Software ermöglichen eine ökonomische Auswertung der Daten. Anwendungsbeispiele skizzieren das Potential der Methode.

Die Methode wurde bisher im Rahmen der Leitbildentwicklung für naturnahe Bereiche der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz LENAB, gefördert durch BMBF und LMBV, BTUC – LENAB 1998), bei der Leitbildentwicklung für kleine Fließgewässer Brandenburgs (gefördert durch MUNR Brandenburg, MUTZ et al. 1995) und zur Grundlagenforschung über das Zusammenspiel von Gewässermorphologie, sohlennaher Strömung und Umsatz von feinstpartikulärem organischen Material eingesetzt. In Zukunft soll die Methode insbesondere für die Analyse von raumverschobenen Abhängigkeiten zwischen Holzverteilung und Gewässermorphologie sowie bei der Extrapolation punktförmig gemessener Daten - z. B. zum

Gehalt an feinpartikulärer Substanz oder zur metabolischen Aktivität der Biozönosen - auf die Fläche der Gewässerabschnitte angewendet werden.

Literatur

- BTUC – LENAB (1998): BMBF-Verbundvorhaben LENAB: Leitbilder für naturnahe Bereiche. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Abschlußbericht: Gesamtbericht (88 S.) und Teilprojekt 3 (110 S.) + Anhang.
- FABER, F. T. (1989): Die Luftbildauswertung, eine Methode zur ökologischen Analyse von Strukturveränderungen bei Fließgewässern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 31, Bonn Bad Godesberg: 119 S.
- FRISSELL, C. A., LISS, W. J., WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. (1986): A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* 10: 199-214.
- LWRP (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensvorschlag für kleine und mittlere Fließgewässer der freien Landschaft. Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (Hrsg.), Mainz, 1994: 78 S.
- MUTZ, M., PUSCH, M. H. E., KROLL, H. (1995): Erprobung der Gewässerstrukturgütekartierung in Brandenburg. Abschlußbericht an das Ministerium für Umwelt Naturschutz und Raumordnung Brandenburg, Mai 1995: 154 S.

7 Zur Prognose der Trophieentwicklung in Tagebauseen der Lausitz - Ansätze und Probleme

Brigitte Nixdorf & Dieter Leßmann

Abstract

Approaches and problems to describe trophic conditions in acidic mining lakes

Several hundred geogenically acidified mining lakes of different age and maturity have formed in the lignite mining areas in East Germany during the last hundred years. The lake chemistry is the main determinant for the planktonic composition of the water bodies whereas the trophic state mainly determines the level of algal biomass. The dissolved phosphate-P concentrations are $< 10 \mu\text{g l}^{-1}$ and lake productivity is limited by phosphorus and by carbon. At pH 3 the maximum concentration of CO_2 is approximately 0.1 mg l^{-1} . Nevertheless, almost all lakes are colonized by planktonic organisms at an oligotrophic or mesotrophic level. The extremely acidic limnetic ecosystems ($\text{pH} < 3$) are very sensitive and may respond to changes in abiotic conditions with algal mass developments often in hypolimnion or near the sediment comparable with eutrophic conditions in neutral hardwater lakes.

To overcome the water deficit in the region and to flood the residual holes quickly, they are filled with rising, highly acidic groundwater and also with eutrophic river water. One problem not only because of the further use of the lakes for recreation is the success of neutralization measures and the risk of eutrophication. One aim of our research is to describe trophic conditions and relations between limiting nutrients und algal response as well as phosphorus retention in extremely acidic lakes using the common recommendations (OECD 1982, VOLLENWEIDER 1976). Limitations and problems of these methods and models applied to extremely acidic waters are presented.

7.1 Einleitung

Die Lausitz wäre ohne den intensiven Abbau der Braunkohle eine seenarme Region. Im Gegensatz zur Jungmoränenlandschaft Brandenburgs besitzt dieses zur Altmoränenlandschaft gehörende Gebiet keine natürlichen Seen. So ergab eine Auflistung der besonders schützenswerten Standgewässer (Trinkwassergewinnung, Erholung, Landschaftsschutzgebiete oder Naturschutzgebiete, Zucht von Edelfischen) für den ehemaligen Bezirk Cottbus nur zwei wichtige Gewässer (Senftenberger See, Knappensee), die lt. TGL (1982) für Erholungszwecke in Landschaftsschutzgebieten dienten. Demgegenüber stehen mehrere Hundert schützenswerte Seen glazialer Herkunft im heutigen Nord- und Mittelbrandenburg. Insgesamt wurden bisher in der Jungmoränenlandschaft Brandenburgs ca. 2200 Seen mit einer Fläche über einem Hektar gezählt (MIETZ 1994, 1996). Die meisten dieser Seen sind eu- bis hypertrophe Gewässer und belegen damit die Aktualität der Eutrophierungsproblematik.

Seit 1990 wurde der Braunkohlebergbau drastisch eingeschränkt. Damit ist die Möglichkeit gegeben, die ehemaligen Bergbauregionen durch Flutung der Restlöcher mit Seen zu bereichern, die ökologisch, sozioökonomisch und wasserwirtschaftlich von hohem Wert sein können (s. NIXDORF et al., dieses Heft). Dieser Prozeß der Seenbildung ist in seinen Ergebnis-

sen mit einer Eiszeit zu vergleichen und deshalb von besonderem wissenschaftlichen Reiz für Limnologen.

Derzeit wird im Rahmen eines UBA-Projektes die Anzahl der bereits entstandenen und künftigen Braunkohle-Tagebauseen in Deutschland ermittelt und eine limnologische Charakterisierung der Seen erarbeitet. Schon jetzt ist klar, daß die Tagebauseen eine deutliche Verschiebung in der Rangfolge der größten Seen Deutschlands auslösen werden (NIXDORF & HEMM 1999, STEINBERG et al. 1999).

Die wasserwirtschaftlichen Probleme, die durch die Absenkung des Grundwasserspiegels während und nach dem Braunkohleabbau entstanden sind, haben gewaltige Dimensionen: So ist ein Grundwasser-Absenkungstrichter entstanden, der in der Lausitz eine Fläche von über 2000 km² und ein bergbaubedingtes Wasserdefizit von 13 Mrd. m³ umfaßt (davon 4,5 Mrd. m³ abgebaute statische Grundwasservorräte, LUCKNER 1996). Diese Hohlräume (Restlöcher) werden mit aufsteigendem Grundwasser geflutet, wobei in Abhängigkeit von verfügbaren Wasserressourcen aus Oberflächengewässern zusätzlich eine Fremdflutung mit Flußwasser (Spree, Schwarze Elster, Kleine Spree usw.) erfolgt. Das Hauptproblem der Güteentwicklung dieser Seen ist die extreme Versauerung infolge der Pyritverwitterung. Um dieser zu begegnen und um gleichzeitig eine schnellere Flutung zu bewirken, werden verschiedene Flutungsszenarien durch komplexe hydrogeochemische Analysen und Prognosen zur Gewässergüteentwicklung im Auftrag der LMBV geprüft (BTUC & LMBV 1996, 1997, 1999). Da das Flußwasser in den meisten Fällen nährstoffreich ist, besteht die Gefahr der Eutrophierung dieser Tagebauseen. Deshalb ist im Rahmen der o. g. Projekte neben der Versauerungsprognose auch die Eutrophierungsgefährdung für die künftigen Seen zu bestimmen. Diese Aufgabe umfaßt die wissenschaftliche Begleitung des Füllungsprozesses ebenso wie die Phase nach Einstellung der Flutungen, d. h. bei Erreichen des vorgegebenen Füllstandes der Seen. Darüber hinaus besteht ein nicht unerheblicher Bedarf der Trophieabschätzung bei künftigen technischen oder biogenen Maßnahmen zur Gewässerneutralisierung von Seen, die nicht mit Flußwasser behandelt werden können. Das Vorgehen und die Probleme bei der Prognose der Trophieentwicklung in extrem sauren Bergbauseen sollen Gegenstand dieses Beitrages sein.

7.2 Die Trophieprognose

7.2.1 Methodische Grundlagen für die Untersuchung saurer Tagebauseen

Eine wesentliche Grundlage für die einheitliche Messung und Bewertung von Güteparametern in Tagebauseen stellt die „Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen“ (SCHULTZE et al. 1994) dar, die 1994 im Auftrag der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Wasserwirtschaftliche Planung“ vom UFZ Magdeburg (Sektion Gewässerforschung) und von der BTU Cottbus (Lehrstuhl Gewässerschutz und Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft) erarbeitet wurde. Danach werden alle säure- und trophierelevanten Parameter in Anlehnung an die Untersuchung neutraler, natürlicher Seen bestimmt.

Kontinuierliche Modifizierungen dieser Anleitung an den Stand der Forschung sind notwendig, weil bestimmte Phänomene der Biomasseentwicklung in Tagebauseen andere Ausprägungen zeigen als in neutralen Gewässern, die unmittelbaren Einfluß auf die Seeuntersuchungen haben (z. B. LESSMANN et al. 1997, NIXDORF & HEMM 1999, STEINBERG et al. 1999). Das betrifft z. B.

- meta- und hypolimnische Chlorophyll-Maxima, die auch in neutralen mesotrophen Seen häufig ignoriert werden, jedoch trophische Konsequenzen haben und z. B. Trophieänderungen anzeigen können (GERVAIS 1997, RÜCKER 1999, KLEEBOG et al. 1999),
- die Vielfalt innerhalb der Primärproduzenten (Phytoplankton, chemolithotrophe Bakterien, Makrophyten) und
- die Verschiebung der Bioaktivität in benthische Bereiche (KAPFER 1998, NIXDORF & KAPFER 1998).

Besonderheiten der Konservierung und Aufbereitung von sauren Gewässerproben werden für die Chlorophyllanalyse und Phytoplanktonbestimmung von LIEPELT (1997) und LIEPELT et al. (1997) aufgezeigt. Danach erwies sich die sofortige Filtration der Proben zur Vermeidung von Chl a-Verlusten im sauren Milieu als notwendig. Phänomene der Maskierung oder Ausfällung von Phosphor sowie Probleme bei der Bestimmung des gesamten anorganischen Kohlenstoffes (TIC) von Proben aus extrem sauren und stark eisenhaltigen Gewässern und bei der Aufbereitung sind ebenfalls zu berücksichtigen. HERZSPRUNG et al. (1998) zeigen die Besonderheiten in der Verteilung und Untersuchung von Eisenverbindungen auf. Für die angesprochenen Probleme und darüber hinaus ist eine Aktualisierung der Methodik von SCHULTZE et al. (1994) erforderlich.

7.2.2 Ermittlung des limnologischen Istzustandes der Tagebauseen

Neben hydrochemischen Analysen zur Gewässerbeschaffenheit werden in einem breit angelegten Monitoring Untersuchungen zur Planktonbesiedlung durchgeführt. Die Probennahme in Tagebauseen erfolgt nach den bewährten Methoden limnologischer Untersuchungen. Nach Bestimmung der Sichttiefe werden Schichtungen mittels einer Multiparametersonde (z. B. HYDROLAB H20) ermittelt und entsprechend die Entnahmetiefen für Mischproben aus dem Epi- und Hypolimnion oder aus der gesamten Wassersäule festgelegt. Treten Besonderheiten in der Phytoplanktonverteilung auf, werden gesonderte Einzelproben aus bestimmten Tiefenhorizonten entnommen. Anhand der aktuellen vertikalen Fluoreszenzsignale (z. B. mit HAARDT BackScat) als Ausdruck der Phytoplanktonverteilung in den Tagebauseen werden die Schichten für diese Probenentnahme in Abhängigkeit von der Ausprägung der Chl a-Peaks bestimmt. Aus den Einzel- oder Mischproben werden dann alle trophierelevanten und weiteren hydrochemischen Parameter analysiert.

Die Ergebnisse dazu waren z. T. überraschend und lassen sich hinsichtlich des Phyto- und Zooplanktons bereits in eine erste Klassifizierung bzw. in eine Bioindikation der Säuregrade einteilen (LESSMANN & NIXDORF 1997, NIXDORF et al. 1997, LESSMANN & NIXDORF in BTUC & LMBV 1999). Wünschenswert ist ebenfalls die Bestimmung der benthischen Besiedlung und der Sedimentcharakteristik. Diese Parameter können aus Kapazitätsgründen nur selten ermittelt werden. Erste Ergebnisse aus Sedimentuntersuchungen weisen beispielsweise auf nicht unerhebliche P-Gehalte hin (GRÖSCHKE in BTUC & LMBV 1999, KAPFER et al. 1999), die durchaus mit neutralen, eutrophierten Seen vergleichbar sind.

7.2.3 Berechnung der topographischen und morphometrischen Zustandsgrößen und von Referenzsichttiefen

Verhältnis von Hypo- zu Epilimnionvolumen

Die Tatsache, daß Seebeckenform und -größe die Ausbildung von Reaktionsräumen und damit die Ausprägung der Trophie in einem See mitbestimmen, muß bei der Prognose der Trophieentwicklung nach den Vorgaben der TGL (1982) berücksichtigt werden. Das Verfahren zur Abschätzung des Trophiepotentials besteht in der Ermittlung des Verhältnisses von Hypo- zu Epilimnionvolumen bereits während der Flutung unter Einbeziehung des hypolimnischen Sauerstoffvorrats. Insbesondere die sehr großen Tagebauseen weisen meist ein sehr günstiges Volumenverhältnis und damit relativ hohe Sauerstoffvorräte im Hypolimnion auf. Unsere Messungen haben ergeben, daß in Sedimentnähe bzw. im Hypolimnion von Tagebauseen sauerstofffreie Verhältnisse auftreten können, die im Vergleich mit neutralen eutrophen Seen jedoch weniger auf biogene Sauerstoffzehrungen, sondern auf chemische Umsätze zurückzuführen sind. Am Beispiel des in Flutung befindlichen Tagebausees Gräbendorf konnte gezeigt werden, daß seit Erreichen eines bestimmten Hypolimnionvolumens und Überschreiten des Verhältnisses Hypo- zu Epilimnionvolumens von 1 im Jahre 1998 keine sommerliche Anoxie während der Stagnation mehr auftrat (HEMM & NIXDORF 1998). Der hypolimnische Sauerstoffvorrat stieg während des Füllungsprozesses innerhalb eines Jahres um über 100 % (von 149 auf 278 t O₂).

Weitere seebeckenmorphometrische Kenngrößen nach LAWA (1998)

Daneben werden seebeckenmorphometrische Kenngrößen zur Ermittlung des trophischen Referenzzustandes aus folgenden Parametern ermittelt (LAWA 1998):

Mittlere und maximale Tiefe, theoretische Epilimniontiefe, effektive Achsenlänge aus effektiver Länge und Breite eines Sees als ein Maß für die Angriffsmöglichkeit des Windes auf die Wasserfläche und der Tiefengradient. Für den Tiefengradienten gilt, daß Werte > 1,5 im Sommer in der Regel thermisch stabile Schichtung bedeutet. Nach diesen Kalkulationen werden die meisten Tagebauseen der Lausitz stabil geschichtete Gewässer sein.

Ein wertvolles Hilfsmittel zur Prognose der zu erwartenden Gewässergüte anhand der Sichttiefe bildet die Möglichkeit der Ermittlung einer Referenzsichttiefe, die anhand von Werten aus Seen in weitgehend unbelasteten Gebieten (Glaziales Braslaver Seengebiet in Weißrussland, 2 Einwohner/km², extensive Landwirtschaft – MIETZ 1996, LAWA 1998) geeicht wurde. Diese wird unter Berücksichtigung der mittleren Tiefe und des Tiefengradienten kalkuliert und gibt Auskunft über die potentiell mögliche Klarheit eines Gewässers unter Beachtung seiner Morphometrie und Topographie.

7.2.4 Nährstoffeinträge in Tagebauseen durch Zuflüsse aus Grund- und Oberflächenwasser sowie weitere potentielle Stoffeintragspfade

Der trophische Zustand eines Standgewässers wird hauptsächlich durch den Eintrag von Pflanzennährstoffen (meist Phosphor und Stickstoff) und deren assimilatorische Verwertung durch Primärproduzenten bestimmt. Jeder See erfährt einen natürlichen Nährstoffeintrag aus seiner Umgebung (ober- und unterirdisches Einzugsgebiet) und aus der Luft und ist damit in Abhängigkeit vom geochemischen Charakter und den klimatischen Verhältnissen auch ohne den Menschen einer Trophiebeeinflussung ausgesetzt.

Um das Ausmaß der Eutrophierungsgefährdung infolge der Flutungsmaßnahmen abschätzen zu können, wird neben den trophischen Hauptmeßdaten (u. a. TP-Konzentration, Chlorophyll a-Konzentration, Sichttiefe) auf detaillierte Wasserbilanzen und Prognosen der pH-Entwicklung zurückgegriffen. Die für die Flutung der einzelnen Tagebaurestlöcher zur Verfügung stehenden Wassermengen werden durch das Programm GRMDYN des Landesumweltamtes Brandenburg vorgegeben, wobei Veränderungen des Wasserdargebots und Rangfolgen bei den Flutungsmaßnahmen Berücksichtigung finden. Unter Einbeziehung der GRMDYN-Vorgaben werden von der LMBV mit dem Programm GEOFIM die geohydraulischen Verhältnisse in der Umgebung der Tagebauseen ermittelt, woraus sich zeitvariable Wasserbilanzen für den einzelnen See ableiten lassen (REICHEL und UHLMANN in BTUC & LMBV 1999 und REICHEL & UHLMANN 1995). Dabei werden die Grundwasserströme zum und vom Tagebausee und damit die Füllprozesse im Detail ausgewiesen. Die Grundwasserzu- und -abflüsse werden für den Hangendgrundwasserleiter, in der Kippe und im Liegendgrundwasserleiter berücksichtigt. Oberflächeneinleitungen und nach Erreichen des Stauziels auch die Abflüsse der Seen werden ebenso kalkuliert wie die klimatische Wasserbilanz. Aus diesen Bilanzen lassen sich die ober- und unterirdischen Wasserfrachten der Seen über mehrere Jahrzehnte entnehmen. Sie bilden damit eine wesentliche Grundlage der Trophieprognosen, bei der die TP-Frachten des Oberflächenwassers ebenso wie die des Grundwassers zunächst aus den Zu- bzw. Abflüssen und den mittleren TP-Konzentrationen bilanziert werden. Die TP-Frachten des Flutungswassers sind durch die Datenreihen der Landesämter und eigene Messungen meistens gut belegt.

Das Grundwasser wird in drei Typen (aus dem Gewachsenen, bergbaulich beeinflusstes Grundwasser und Kippengrundwasser) unterteilt. Es ist häufig anoxisch und dadurch neutral bis schwach sauer (pH zwischen 5 und 6,5, UHLMANN in BTUC & LMBV 1999, REICHEL & UHLMANN 1995). Nach DRIESCHER & GELBRECHT (1993) beträgt der geogene Background-Wert für flaches oxidiertes Grundwasser 0,01-0,02 mg P/l, für tieferes anoxisches Grundwasser etwa 0,08-0,25 mg P/l. In den Grundwasserproben der Lausitz wurden in der Regel diese hohen Werte ebenfalls erreicht, teilweise wurden TP-Konzentrationen über 1 mg P/l gemessen. Bei der Berechnung des TP-Importes durch das Grundwasser in die Tagebauseen ergibt sich ein Problem aus der Tatsache, daß zwar relativ hohe TP-Konzentrationen in den Grundwasserproben ermittelt werden, diese jedoch bei Eintritt in die extrem sauren Seen nicht wirksam werden. Welche chemischen und mikrobiellen Prozesse im Einzelnen beim Übergang in die belüfteten und meist extrem sauren Seen stattfinden, ist bislang nur in Ansätzen geklärt. Hier bilden Versuche mit Dialyse-Sammlern zur Ermittlung der Veränderung der Porenwasserchemie hilfreiche Ansätze zur Lösung dieser Fragen (KAPFER 1998). Wegen der Unsicherheit dieser Kalkulationen unter Berücksichtigung von Säurefreisetzungen aus den Kippenbereichen hat es sich als vorteilhaft erwiesen, verschiedene Szenarien (einschl. eines „Worst Case“) zu berechnen, um die Spanne der möglichen Gewässerreaktionen bezüglich Versauerung und Eutrophierung zu erfassen.

Das zumindest in der Anfangsphase der Flutung noch saure Seewasser und aus den Kippen zuströmendes potentiell saures Grundwasser wirken einer Eutrophierung durch die Ausfällung von Phosphor durch Eisen bis zur Neutralisierung bei hohen Eisenkonzentrationen entgegen, was bei der Trophieprognose zu berücksichtigen ist. Die Prognose der pH-Entwicklung erfolgt durch die Erstellung von Säure-Base-Bilanzen auf der Grundlage der Wasserbilanzen und der chemischen Untersuchungsdaten unter Berücksichtigung zahlreicher hydrochemischer und geochemischer Randbedingungen mit den vom Programm PHREEQC (PARKHURST 1995) zur Verfügung gestellten hydrogeochemischen Modellen (UHLMANN in BTUC & LMBV 1999).

Weitere Einträge von Nährstoffen werden direkt durch nasse und trockene Deposition (atmosphärischer Eintrag) über den Luftpfad ($0,3 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$), durch Erholungssuchende (Badende pro Tag: $94 \text{ mg TP}/\text{Badender}$ bzw. $40 \text{ mg TP}/\text{Badender}$ (TGL 1982)) und Wasservögel (bis zu $380 \text{ mg TP}/\text{Ente}$, TGL 1982) verursacht. Diese Werte stellen sehr grobe Schätzungen dar und bedürfen nach Einstellung eines bestimmten Nutzungszieles (Badesees, Vogelschutz) einer Konkretisierung bezüglich der Trophiegefährdung. Wie bedeutsam z. B. Phosphoreinträge durch überwinterte, nordische Gänse sein können, hat RÖNECKE (mdl. Mitteilung) für den Arendsee ermittelt. Danach sind TP-Einträge von $1,8\text{-}3 \text{ t P}/\text{a}$ mit Abstand die größte Phosphorbelastung für dieses Gewässer.

Der potentielle natürliche Nährstoffeintrag aus den meist nährstoffarmen, sandigen Einzugsgebieten kann in Anlehnung an LAWA (1998) mit $0,1 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ kalkuliert werden, falls für die Zuflüsse keine ausreichenden hydrochemischen Untersuchungsdaten vorliegen. Unter Benutzung der von DRIESCHER & GELBRECHT (1993) ermittelten TP-Background-Werte für flaches oxidiertes und tieferes anoxisches Grundwasser ergibt sich bei einer Grundwasserneubildung von ca. 100 mm ($= 100 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) ein spezifischer Eintrag über das Grundwasser von $0,1$ bis $0,2 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ bzw. $0,8\text{-}2,5 \text{ kg P}/(\text{ha} \cdot \text{a})$; d. h. der Wert nach LAWA kann als unterer Grenzwert für den potentiell natürlichen P-Eintrag in Seen mit hohem Anteil an Grundwasserzufluß betrachtet werden. Die Gefahr einer Phosphorverlagerung und -freisetzung aus Kippenböden wird nach PÖTHIG et al. (1999) als gering eingeschätzt.

7.2.5 Nährstoffverfügbarkeit und Trophiegefährdung in Tagebauseen

Folgende Nährstoffe gelten als trophiebestimmend, wobei ihre Rolle und ihr Schicksal in Tagebauseen kurz umrissen wird:

Stickstoff: Aufgrund der relativ hohen Stickstoffkonzentrationen (TN ca. $2\text{-}5 \text{ mg}/\text{l}$) in den Tagebauseen wird eine Limitation der Primärproduktion durch Stickstoff weitgehend ausgeschlossen. Die dominierende Stickstoffkomponente ist in diesen Fällen Ammonium, das zum einen geogenen Ursprungs ist, zum anderen aufgrund der im sauren Milieu gehemmten Nitrifikation mikrobiell nicht in Nitrat umgewandelt werden kann. Wie sich die relativ hohen Ammoniumkonzentrationen auf den Sauerstoffhaushalt der neutralisierten Seen bzw. Fließgewässer auswirken werden, soll Forschungsgegenstand künftiger Projekte sein.

Phosphor: Allgemein wird Phosphor als der am stärksten bzw. häufigsten limitierende Faktor für die Primärproduktion angesehen. Ob dieser Sachverhalt einer vorwiegenden P-Limitation auch für Tagebauseen gilt, soll im folgenden geprüft werden. In der Abbildung 1 sind die Chl a-Konzentrationen den entsprechenden TP-Konzentrationen zugeordnet, wobei eine Unterscheidung in Proben aus dem Epi- und Hypolimnion und in meromiktische Seen vorgenommen wurde. Zum Vergleich sind die entsprechenden Werte aus den OECD-Analysen (OECD 1982) sowie aus den neutralen eutrophierten Gewässern des Scharmütelseegebietes in die Graphik aufgenommen worden. Die Daten aus den Tagebauseen zeigen zum einen eine hohe Streuung und zum anderen einen deutlichen Trend zur Ausbildung relativ hoher Chl a-Konzentrationen bei geringen TP-Angeboten. Die trophische Umsetzung der Ressource Phosphor in Algenbiomasse scheint demnach sehr effizient zu verlaufen. Welche Gründe im einzelnen zu diesem abweichenden Verhalten führen (z. B. hoher spezifischer Chl a-Gehalt des Phytoplanktons, geringer P-Gehalt der Biomasse), konnte bislang nicht geklärt werden. Eine ähnliche Beobachtung konnten wir auch in der Beziehung Biovolumen und Chl a-Konzentration machen.

Auffällig in der Abbildung 1 sind die extrem hohen Chl a-Werte der meromiktischen Seen. Sollten sich die Prognosen zur Ausbildung meromiktischer Seen in Bergbaufolgelandschaften künftig bestätigen, muß diesem Phänomen und der trophischen Klassifizierung dieser Seen mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden.

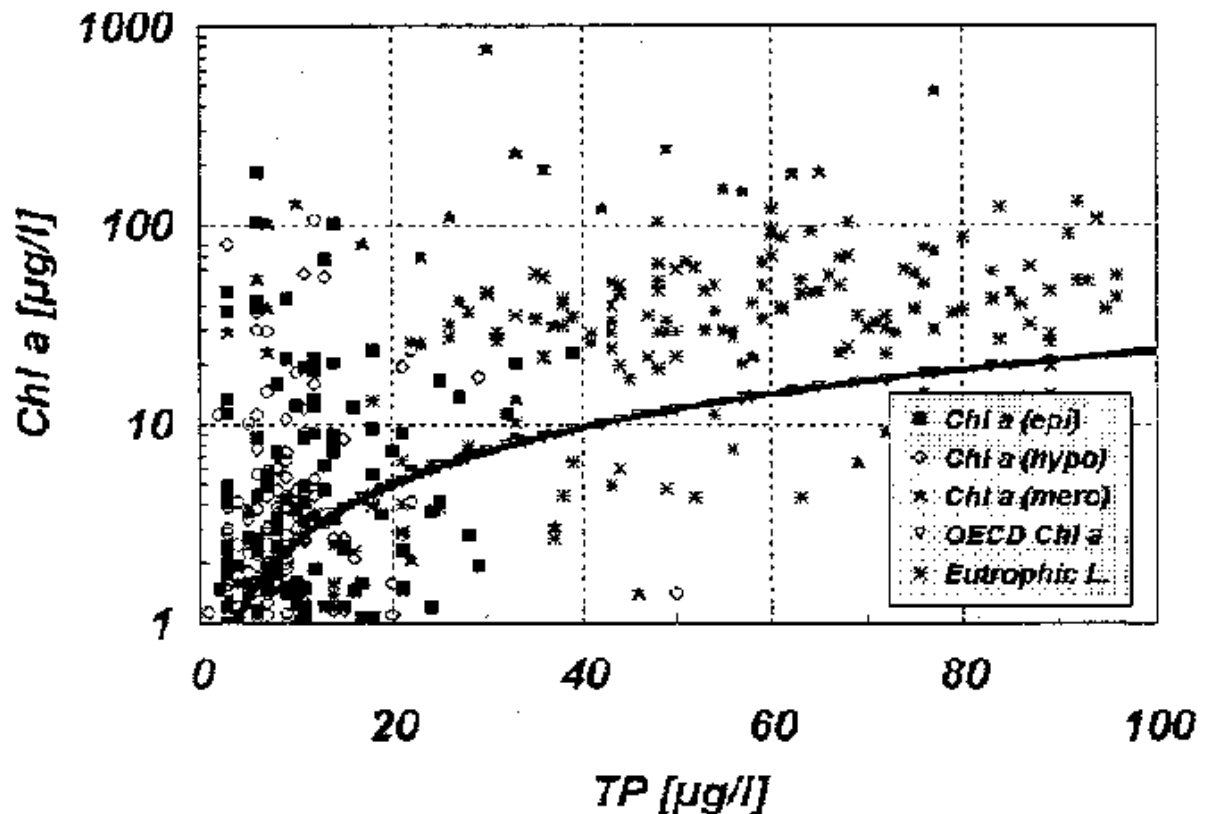


Abbildung 1: Beziehung zwischen der TP-Konzentration und der Chlorophyll a-Konzentration in Tagebauseen der Lausitz im Vergleich mit eutrophierten Gewässern des Scharmützelseegebietes und den Ergebnissen der OECD-Untersuchungen (OECD 1982).

Kohlenstoff: Eine Besonderheit bezüglich der Limitierung der Primärproduktion in sauren Tagebauseen stellen die äußerst geringen Konzentrationen anorganisch gelösten Kohlenstoffes dar, der als gesamter anorganischer Kohlenstoff (TIC), also ohne Filtrationsschritte, gemessen werden muß. Während in normalen Hartwasserseen eine gute Pufferung durch das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht gegeben ist, fällt diese Art der Pufferung in extrem sauren Gewässern aus. Statt dessen treten die Eisen- und Aluminium-Puffer auf, die ebenfalls sehr wirksam sein können, jedoch weitreichende Folgen für den Kohlenstoffhaushalt dieser Gewässer haben. In pH-Bereichen unter 4,3 stellen sich Konzentrationen an anorganischem Kohlenstoff ein, die der normalen Gleichgewichtskonzentration entsprechen und nur durch die druck- und temperaturbedingte Löslichkeit von Gasen variieren. Die Werte liegen unter

1 mg C/l, meist sogar unter 0,5 mg C/l. Anhand dieser geringen TIC-Konzentration wird eine C-Limitation der Primärproduktion vermutet. SCHINDLER & HOLMGREN (1971), GOLDMAN et al. (1974), SATAKE & SAIJO (1974) und OHLE (1981) haben kohlenstoffbedingte Limitationen der Entwicklung bei Primärproduzenten in Gewässern unterschiedlicher Versauerungsgrade beschrieben. Eine Erhöhung der ¹⁴C-Primärproduktion durch Zugabe anorganischen Kohlenstoffes konnte KRUMBECK in KAPFER et al. (1997) in verschiedenen Proben aus Tagebauseen durch Bioassay-Experimente nachweisen. Die produktionsbiologischen Konsequenzen derartiger Ressourcenverknappungen sind in KRUMBECK et al. (1998) beschrieben. Es ist derzeit nicht geklärt, in welcher Häufigkeit und Intensität anorganischer Kohlenstoff im Ökosystem zur Verfügung steht. Unsere Messungen deuten auf eine Entkopplung der Ressourcenbereitstellung und der Biomassebildung bzw. -erhaltung hin. Deshalb lassen sich keine Zusammenhänge zwischen der Algenbiomasse und der TIC-Konzentration herstellen. Aus dem gleichen Grund ist die Verwendung von Jahres- oder Saisonmittelwerten für diese Betrachtungen sinnlos. Rein theoretisch ergibt sich aus der REDFIELD-Ratio (REDFIELD 1934) und den gemessenen TIC- (hier: 500 µg/l) und TP- (hier: 5 µg/l)-Konzentrationen in Tagebauseen der Lausitz ein C:P-Verhältnis (Masse) von etwa 100:1, d. h. es liegt etwa viermal unter der von REDFIELD ermittelten Beziehung und untermauert damit die Hypothese der C-Limitation. Für die Einbeziehung des beschriebenen Sachverhaltes der C-Limitation in Trophieberechnungen fehlen derzeit noch die wissenschaftlichen Grundlagen.

7.2.6 Anwendung des VOLLENWEIDER-Modells zur Trophieprognose extern belasteter Tagebauseen

In Ermangelung von Trophiemodellen speziell für säuredominierte Gewässer wird bei der Ermittlung des Trophiegrades auf das in der Limnologie und Gewässerpraxis bewährte VOLLENWEIDER-Modell (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982, OECD 1982, SAS 1989) sowie auf die Modifizierungen zur Bewertung der Trophie nach LAWA (1998) zurückgegriffen. Eine Voraussetzung für die Anwendung dieses Modells ist das Vorherrschen von Phosphorlimitation der Primärproduktion. Phosphor wird dabei stets als Gesamtphosphor (TP) berücksichtigt. Eine weitere Voraussetzung ist, daß die Phosphorbelastung aus externen Quellen stammt. Dabei spielt die TP-Jahresfracht des externen Nährstoffimportes eine wesentliche Rolle, weil diese in Verbindung mit der Höhe der Abflüsse (Q) die mittlere Zuflußkonzentration des Gesamtphosphors bestimmt. Letztere wird berechnet aus dem Quotienten der mittleren Phosphor-Jahresfracht und der mittleren Abflußsumme eines Jahres:

mittlere TP-Konzentration im Zufluß (P_i) = TP-Jahresfracht : mittlere Jahresabflußsumme

Die mittlere TP-Konzentration (P_λ) in einem See stellt sich nach VOLLENWEIDER (OECD 1982) unter Einbeziehung der theoretischen Aufenthaltszeit eines Gewässers nach folgender Beziehung ein:

$$P_\lambda = P_i / (1 + \sqrt{R_t})$$

P_λ = mittlere TP-Konzentration im See

P_i = mittlere TP-Konzentration im Zufluß

R_t = theoretische Verweilzeit (Aufenthaltszeit) des Wassers (V/Q)

Die Berechnung der Aufenthaltszeiten erfolgt aus den Wasserbilanzen (s. Abschnitt 7.2.4), wobei der Tagebausee als Mischreaktor betrachtet wird. Schwierigkeiten bereitet die Ermittlung der Aufenthaltszeit eines in Füllung befindlichen Restsees wegen der Unsicherheiten der Bestimmungen des Grundwasserzu- und -abflusses und der z. Z. oft noch ungeklärten Menge des Oberflächenabflusses nach dem Erreichen des Endfüllstandes.

Trotzdem lassen sich mittlere Aufenthaltszeiten kalkulieren, die z. B. für den Tagebausee Gräbendorf im Jahre 2009 etwa 16 Jahre betragen. Für den Flutungssprozeß der Seen ergibt sich somit eine hohe Dynamik dieser Werte, die auch nach dem Füllen der Seen im Falle einer Nachsorge durch Flutungswasser aus Flüssen keine stationären Strömungsverhältnisse bedingen werden. Welchen Einfluß diese Dynamik in der Aufenthaltszeit auf die Ausbildung trophischer Verhältnisse hat, ist nicht erforscht.

Ob das für neutrale Gewässer entwickelte Modell von VOLLENWEIDER auch unter den Bedingungen extremer Säuregrade gilt, ist aus verschiedenen Gründen fraglich. Diese offenen Probleme betreffen dabei die Art und Intensität des P-Entzuges aus dem Ökosystem See. Nach den von VOLLENWEIDER (1976) quantifizierten Zusammenhängen gestaltet sich dieser Prozeß in Seen mit hoher Aufenthaltszeit über biogene Transformation und Sedimentation besonders effizient; die Seen gelten als gute Phosphorsenken. Solange die Tagebauseen derart sauer sind, überwiegt die rein chemische Elimination des Phosphors aus dem Pelagial über die Prozesse Flockung und Fällung. Wie sich dieser Prozeß im Vergleich zur saisonalen Dynamik der Transformation gelöster in partikuläre Fraktionen (Biomasse, Detritus) und ihrer Sedimentation in neutralen bzw. alkalinen Seen gestaltet und von welchen hydrochemischen, hydrodynamischen und biogenen Faktoren er beeinflusst wird, ist eine Aufgabe der limnologischen Grundlagenforschung. Diese Problematik wird in der Abbildung 2 schematisch verdeutlicht.

Da sich das VOLLENWEIDER-Modell aus der Massenbilanz für einen Mischreaktor ableitet, sollte es zunächst auch für Tagebauseen generell anwendbar sein. Es wird jedoch vermutet, daß die Parameter des Modells ($1 t^{0,5}$) aufgrund der unterschiedlichen Kinetik und Abhängigkeiten der Eliminationsprozesse nicht die gleichen sind. Die Anwendung dieses Modelltyps für extrem saure Tagebauseen ist demnach prinzipiell möglich, in dieser mathematischen Form aber wahrscheinlich nicht zulässig, weil bislang nicht nachgewiesen werden konnte, welche Parameterausprägungen chemisch dominierte Gewässer zeigen.

7.2.7 Abschätzung der Trophieentwicklung am Beispiel des Tagebausees Gräbendorf

Das Flutungsregime und die Versauerungsprognosen für den Tagebausee Gräbendorf sind in BTUC & LMBV (1996, 1998) und HEMM & NIXDORF (1998) ausführlich beschrieben. Der See erhält seit 1996 neben dem Grundwasserwiederanstieg beträchtliche Mengen an Flutungswasser aus der Spree. Eine detaillierte Kalkulation der Nährstoffeinträge wurde auf der Grundlage der in diesem Beitrag dargestellten Verfahren vorgenommen. Danach würde die obere Grenze („Worst Case“-Szenario) der zu erwartenden TP-Konzentration durch den rein hypothetischen Zustand beschrieben, daß das TP der ober- und unterirdischen punktuellen Einträge durch Zuflüsse und der diffusen Einträge (z.B. atmosphärisch) in keiner Weise ausgewaschen oder festgelegt würde und damit vollständig bioverfügbar wäre, also in anorganisch gelöster Form im gesamten Wasserkörper verteilt wäre. Dann ergäbe sich eine TP-Kon-

zentration im See von 92-132 $\mu\text{g P/l}$, was in Anlehnung an OECD (1982) und die Modifikation durch LAWA (1998) im eutrophen Bereich (e2) liegt und nach dem LAWA-Entwurf (1998) für tiefe, geschichtete Seen Sichttiefen zwischen 1,30 und 1,62 m bedeuten würde.

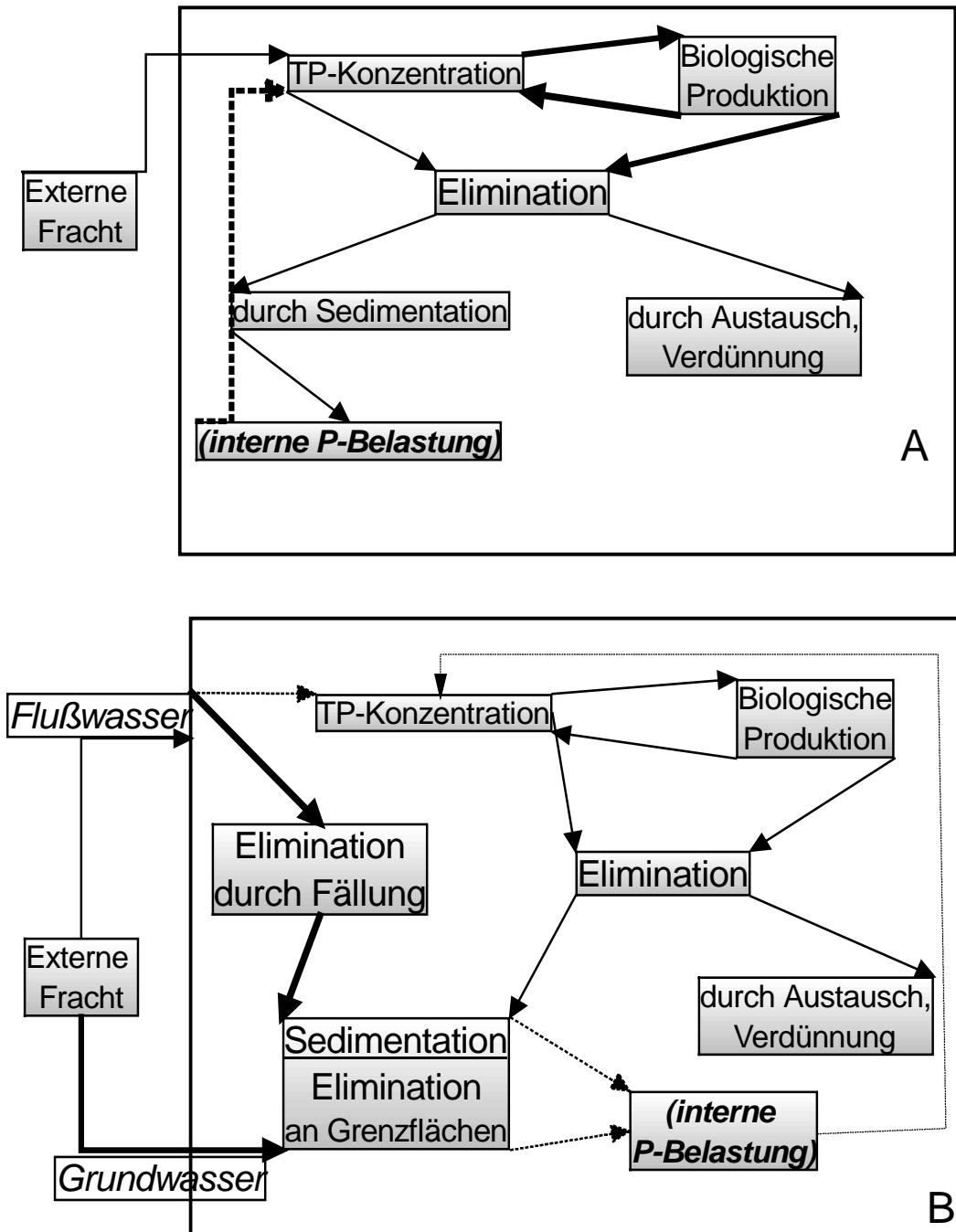


Abbildung 2: Vergleich der Phosphor-Eliminationsmechanismen in "normalen" Seen (nach OECD 1982, A) und in extrem sauren Tagebauseen (B).

Wendet man das VOLLENWEIDER-Modell zur Kalkulation der TP-Konzentration im See an, erhält man wesentlich geringere TP-Werte unter der Voraussetzung, daß das abfließende Wasser anteilig die gleichen Phosphatfraktionen abführt, wie sie im See vorliegen. Das ist bei Grundwasserabfluß nicht immer gegeben, weil in diesem Fall nur die gelösten Phosphorfraktionen den See verlassen. Eine Möglichkeit zur Berechnung dieses Effektes ist bei BEHRENDT & OPITZ (1996) beschrieben, wo das Verhältnis des gelösten Phosphors zum gesamten Phosphor in das VOLLENWEIDER-Modell eingeht. In welchem Maße in einem Tagebausee Eisenockerbildungen am Sediment und/oder biogene Kolmationen wirksam werden, ist bislang nicht untersucht worden und wird deshalb in den Kalkulationen nicht berücksichtigt. Nach verschiedenen Berechnungsvarianten ergibt sich im ungünstigsten Fall eine TP-Konzentration von 33 µg P/l, im günstigsten um 15 µg P/l. Berücksichtigt man weiterhin den atmosphärischen Eintrag in den See (etwa 150 kg P/a), erhält man eine TP-Konzentration zwischen 17 und 35 µg P/l. Diese Werte liegen im mesotrophen Bereich und sind aufgrund der günstigen morphologischen Verhältnisse des Sees als unbedenklich einzustufen. Eine Wasseraufbereitung des Flutungswassers ist deshalb nicht erforderlich. Im Gegenteil: Solange der See noch über das gute Flockungsvermögen durch Eisen verfügt, was auch noch im neutralen Bereich nachwirken soll, wird fast das gesamte Phosphat aus dem Pelagial durch Flockung entfernt und im Sediment festgelegt. Von den bisher eingetragenen Frachten aus der Spree (ca. 50 Mio m³ Wasser mit rd. 4,5 t P) finden sich weniger als 10 % im Freiwasser und Phosphor begrenzt damit zur Zeit neben den geringen anorganischen Kohlenstoffkonzentrationen die Primärproduktion.

7.3 Schlußfolgerungen

Folgende Hauptaussagen über die ökologischen Besonderheiten von Tagebauseen mit Konsequenzen für die Trophieprognosen und eine mögliche Sanierung können aus unseren Untersuchungen bisher abgeleitet werden:

Alle bisher untersuchten sauren Tagebauseen sind in ihrem trophischen Niveau mit oligotrophen bzw. mesotrophen Seen vergleichbar. Es wurden auch Algenbiomassenentwicklungen auf eu- bis hypertropher Stufe beobachtet, die jedoch deutliche Entkopplungen von den Ressourcen und ungewöhnliche abiotische Steuerungen aufweisen (NIXDORF et al. 1998a, b). Die extremen chemischen Bedingungen in sauren Tagebaugewässern schaffen besondere biologische Strukturen und Umsetzungen:

- spezielle Artenzusammensetzungen bei sehr niedriger Diversität (MUTZ & NIXDORF 1999, LESSMANN & NIXDORF 1999)
- hohe Abundanzen und Umsetzungsraten bei ausreichend CO₂-, TOC- und PO₄-Ressourcen (KRUMBECK et al. 1998)²
- relativ hohe Chl a-Konzentrationen im Vergleich zu den TP-Konzentrationen und den entsprechenden Biovolumina des Phytoplanktons
- Schwerpunkt der chemischen und biogenen Umsetzungen sind Grenzflächen (Sedimente) (KAPFER 1998, NIXDORF & KAPFER 1998)

² Chl a – Konzentrationen über 600 µg/l sind in meromiktischen Tagebauseen gemessen worden. Diese Werte werden sehr selten in hypertrophen neutralen Seen erreicht.

Die Ausprägung von trophischen Beziehungen ist aufgrund der Kohlenstoff- und Phosphorlimitation abweichend von den Beobachtungen der Seen aus dem OECD-Projekt. Im unteren Phosphorbereich (bis 20 µg P/l) übersteigen die Chl a-Werte in Tagebauseen in den meisten Fällen die OECD-Werte. Das VOLLENWEIDER-Trophiemodell ist nur bedingt anwendbar, weil chemische Prozesse im sauren Milieu die Trophieentwicklung derzeit mehr bestimmen als biogene Retentionsmechanismen und die Berechnungen dadurch im allgemeinen zu ungünstigen Trophieprognosen führen. Derzeit stehen jedoch noch keine allgemein geeigneten Modelle bzw. Modifikationen zur Beschreibung der Trophieentwicklung in sauren Gewässern zur Verfügung, so daß der Rückgriff auf das VOLLENWEIDER-Modell dennoch berechtigt ist, um eine Begrenzung der Nährstoffzufuhr bei Flutungsmaßnahmen gewährleisten zu können.

Für die weiteren Prognosen der trophischen Beschaffenheitsentwicklung der Tagebauseen sind folgende Probleme zu berücksichtigen:

- Die trophische Ausprägung des Zusammenhanges TP/Chl a ist für saure Gewässer zu präzisieren. Dabei sind sowohl interne C- und P-Gehalte des Phytoplanktons zu bestimmen als auch die Diskrepanz zwischen den relativ hohen Chl a-Konzentrationen und den geringen TP-Konzentrationen bzw. Biovolumina zu klären.
- Die große morphometrische Vielfalt von Tagebauseen verursacht Probleme bei der Typisierung von Seen, in denen tiefe Randschläuche mit großen Flachwasserbereichen wechseln (Lohsa II, Spreetal NO) und damit innerhalb eines Sees trophisch unterschiedliche Reaktionsräume vorherrschen, die jedoch im Austausch miteinander stehen.
- Der möglichen Ausbildung meromiktischer Zustände ist verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Diese Seetypen sind bezüglich ihrer trophischen Eigenschaften anders zu behandeln als dimiktische neutrale Seen (FYSON & RÜCKER 1998).
- Die kalkulierten Aufenthaltszeiten für die künftigen Seen berücksichtigen derzeit keine Kolmationseffekte durch Eisenockerbildungen oder biogene Kolmation. Genauso wenig sind bislang die Grenzflächenphänomene beim Eintritt oder Austritt von Wasser bezüglich der Festlegung oder Freisetzung von Pflanzennährstoffen geprüft. In welchen Sedimentschichten welche Phosphorfraktion gebunden ist, bestimmt in entscheidendem Maße ihr Rücklösungspotential.
- Neben Phosphor ist die Frage der C-Limitation der Primärproduktion zu untersuchen und hinsichtlich der Ausprägung von Phytoplanktonentwicklungen zu quantifizieren. Das betrifft sowohl die zeitliche Komponente der Ressourcenbereitstellung als auch die Regulation der Algenentwicklung über die Bioverfügbarkeit von anorganischem Kohlenstoff.
- Primärproduktion in sauren Tagebauseen ist nicht nur photosynthetische Fixierung von anorganischem Kohlenstoff, sondern in vielen Fällen auch Fe(II)- und Sulfidoxidation. Hier muß das methodische Rüstzeug verbessert werden, um diese Prozesse zu quantifizieren (z. B. Dunkelfixierungsraten). Im Zuge der Neutralisation wird die Nitrifikation als weiterer Prozeß der Primärproduktion an Bedeutung gewinnen und Auswirkungen auf den Sauerstoffhaushalt der Gewässer haben.
- Es sollte geprüft werden, welche Konsequenzen die Verlagerung der maximalen biologischen Aktivität an Grenzflächen oder Hypolimnia auf die trophische Situation des gesamten Sees und auf die Modifizierung der Meßprogramme hat.

Inwieweit das VOLLENWEIDER-Modell zur Beschreibung der P-Retention in Tagebauseen angewendet werden kann, muß geprüft werden. Chemische Flockung und Fällung im extrem sauren Milieu unterliegt anderen kinetischen Gesetzmäßigkeiten als die biogene Transformation gelöster P-Verbindungen in Biomasse und deren Entzug durch Sedimentation. Dieser biogen gesteuerte Entzug von Phosphor aus dem System ist sehr stark von Mixisereisierungen, meteorologischen Bedingungen und biogenen Interaktionen innerhalb der Nahrungsnetze abhängig. Die Parameter zur Beschreibung der P-Elimination aus Tagebauseen müssen für einzelne Phasen quantifiziert werden.

Literatur

- BEHRENDT, H. & OPITZ, D. (1996): Ableitung einer Klassifikation für die Gewässergüte von planktondominierten Fließgewässern und Flußseen im Berliner Raum. Studie im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz.
- BTUC & LMBV (1996): Erarbeitung von Grobassagen zur Gewässergüteentwicklung von Tagebauseen der Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Januar 1996 (unveröffentlicht).
- BTUC & LMBV (1997): Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1996. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Februar 1997 (unveröffentlicht).
- BTUC & LMBV (1999): Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1997/98. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Januar 1999 (unveröffentlicht).
- DRIESCHER, E. & GELBRECHT, J. (1993): Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germany). *Wat. Sci. Techn.* 28, 3-5: 337-347.
- FYSON, A. & RÜCKER, J. (1998): Die Chemie und Ökologie des Lugteichs – eines extrem sauren, meromiktischen Tagebausees. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 18-34.
- GERVAIS, F. (1997): *Cryptomonas undulata* (Cryptophyceae) – a new species living near the freshwater chemocline. *Nova Hedwigia*, 65: 353–364.
- GOLDMAN, J. C., OSWALD, W. J. & JENKINS, D. (1974): The kinetics of inorganic carbon limited algal growth. *Journal WPCF* 46, 3: 554-574.
- HEMM, M. & NIXDORF, B. (1998): Entwicklungschancen für Tagebauseen am Beispiel Gräbendorfs in der Niederlausitz. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 50-59.
- HERZSPRUNG, P., FRIESE, K., PACKROFF, G., SCHIMMELE, M., WENDT-POTTHOFF, K. & WINKLER, M. (1998): Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 6: 253-262.
- KAPFER, M. (1998): Das Litoral von extrem sauren Tagebauseen als Lebensraum für benthische Aufwuchsalgen. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 35-49.
- KAPFER, M., MISCHKE, U., WOLLMANN, K. & KRUMBECK, H. (1997): Erste Ergebnisse zur Primärproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III), BTUC-AR 5/97.
- KAPFER, M., NIXDORF, B., FYSON, A. & BARTENBACH, B. (1999): Die Bedeutung des Benthals für das limnologische Entwicklungspotential von Tagebauseen. In: HÜTTL, R.F., KLEM, D. & WEBER, E. (Hrsg.): Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften.

- DeGruyter Verlag, Berlin, New York: 205-218. (Im Druck)
- KLEEBERG, A., JENDRITZKI, D. & NIXDORF, B. (1999): Ursachen und Ausmaß der Erhöhung der Phosphormobilität im Sediment eines Brandenburger Klarwassersees (Tiefer See, Scharmützelseegebiet) - Indikation des Wechsels in ein höheres trophisches Niveau. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands. (Im Druck).
- KRUMBECK, H., NIXDORF, B. & FYSON, A. (1998): Ressourcen der Bioproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz - Angebot, Verfügbarkeit und Umsetzung. In: SCHMITT, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 4). BTUC-AR 5/98: 7-17.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (1998): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. (Entwurf).
- LESSMANN, D. & NIXDORF, B. (1997): Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 9-18.
- LESSMANN, D., CHMIELEWSKI, R. & KÜHNE, M. (1997): Probenahmetechniken in Tagebaurestseen der Lausitz. GBL-Gemeinschaftsvorhaben (Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder), Heft 4: 50-55.
- LESSMANN, D. & NIXDORF, B. (1999): Acidification control of phytoplankton diversity, spatial distribution and trophy in mining lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27. (Im Druck).
- LIEPELT, A. E. (1997): Entwicklung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz 1995 und 1996 - Erfassung durch mikroskopische Bestimmungen und HPLC-Pigmentanalysen. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 19-30.
- LIEPELT, A. E., LESSMANN, D. & MISCHKE, U. (1997): Die Vertikalverteilung des Phytoplanktons in Tagebauseen der Lausitz - Vergleich von ‚in situ‘-Fluoreszenzmessung, HPLC-Pigmentanalytik und mikroskopischer Bestimmung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1996: 640-644.
- LUCKNER, L. (1996): Lausitzer Braunkohlenrevier: Flutungskonzept für die Tagebaurestlöcher. Z. Wasserwirtschaft Wassertechnik 4/96: 18-28.
- MIETZ, O. (1994): Aufbau und Entwicklung eines Seenkatasters als Grundlage zur Lösung wichtiger gewässerökologischer Fragestellungen im Land Brandenburg dargestellt am Beispiel des Teupitzer Seengebietes Brandenburg. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands 1: 10-39.
- MIETZ, O. (1996): Allgemeiner hydrogeographisch-limnologischer Überblick über Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des Norddeutschen Tieflandes. Studien und Arbeitsberichte aus dem Inst. f. angewandte Gewässerökologie, Heft 2: 1-336.
- MUTZ, M. & NIXDORF, B. (1999): Leitbilder und Bewertung für Fließ- und Standgewässer in der technogenen Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: WIEGLEB, G. et al. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. Springer-Verlag: 84-97.
- NIXDORF, B., LESSMANN, D., GRÜNEWALD, U. & UHLMANN, W. (1997): Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) and their fate between acidity and eutrophication. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada, Vol. IV: 1745-1760.
- NIXDORF, B. & HEMM, M. (1999): Besonderheiten im Stoffhaushalt künstlicher Klarwasserseen Südostbrandenburgs (Tagebauseen der Lausitz) - ein Überblick. Beiträge zur Gewässerökologie Norddeutschlands. (Im Druck).
- NIXDORF, B. & KAPFER, M. (1998): Evidence of sediment processes in acidic mining

- lakes for enhancement of phototrophic pelagic and benthic metabolism. *Water, Air and Soil Pollution* 108: 317-330.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D. (1998a): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370: 315-327.
- NIXDORF, B., WOLLMANN, K. & DENEKE, R. (1998b): Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia. In: GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (Hrsg.): *Acidic Mining Lakes*. Springer, Berlin: 147-167.
- NIXDORF, B., MUTZ, M. & WIEGLEB, G. (1999): Die Bewertung von Tagebaugewässern und ihrer Entwicklung im Spiegel ökologischer und wasserwirtschaftlicher Rahmenbedingungen. In: KAPFER, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): *Gewässerreport (Nr. 5)*. BTUC-AR 1/99: 65-81.
- OECD (1982): *Eutrophication of waters*. OECD report, Paris.
- OHLE, W. (1981): Photosynthesis and chemistry of an extremely acidic bathing pond in Germany. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 21: 1172-1177.
- PARKHURST, D. L. (1995): User's guide to PHREEQC – a computer program for speciation, reaction-path, advective transport, and inverse geochemical calculations. *US Geol. Ser. Water Resources Investigations Report 95-4227*. Lakewood/Colorado.
- PÖTHIG, R., LADEMANN, H. & BEHRENDT, H. (1999): Akkumulation, Sorptionskapazität und Mobilität von Phosphor in rekultivierten, landwirtschaftlich genutzten Kippenböden des Braunkohlentagebaues in der Niederlausitz. *Arch. Nat. Landschaft*. (Im Druck).
- REDFIELD, A. C. (1934): On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Johnstone Memorial Volume*, Liverpool University Press, Liverpool: 176-192.
- REICHEL, F. & UHLMANN, W. (1995): *Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen*. Landesumweltamt Brandenburg, Studien und Tagungsberichte, Band 6: 86 S.
- RÜCKER, J. (1999): *Der Tiefe See (Scharmützelseegebiet) - Besonderheiten der phototrophen Besiedlung eines Klarwassersees*. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands. (Im Druck).
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: expectations, experiences, extrapolations. *Academia-Verlag Richarz GmbH*, St. Augustin.
- SATAKE, K. & SAIJO, V. (1974): Carbon dioxide content and metabolic activity of microorganisms in some acid lakes in Japan. *Limnol. Oceanogr.* 19: 331-338.
- SCHINDLER, D. W. & HOLMGREN, S. K. (1971): Primary production and phytoplankton in the experimental lakes area, northwestern Ontario, and other low-carbonate waters, and a liquid scintillation method for determining ¹⁴C activity in photosynthesis. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 28: 189-201.
- SCHULTZE, M., KLAPPER, H., NIXDORF, B., MISCHKE, U. & GRÜNEWALD, U. (1994): *Methodik zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Bergbaurestseen*. Bund-Länder-Arbeitsgruppe Wasserwirtschaftliche Planung (Eigenverlag).
- STEINBERG, C. E. W., FYSON, A. & NIXDORF, B. (1999): *Extrem saure Seen in Deutschland*. *Biologie in unserer Zeit* 29 (2): 98-109. (Im Druck).
- TGL 27885/01 (1982): *Fachbereichsstandard „Nutzung und Schutz der Gewässer“ - STEHENDE BINNENGEWÄSSER - Klassifizierung*. Berlin, 30.04.1982.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 33: 53-83.
- VOLLENWEIDER, R. A. & KEREKES, J. (1982): *OECD cooperative programme for monitoring of inland waters (eutrophication control)*. Synthesis Report, Paris. 154 S.

8 Die Bewertung von Tagebaugewässern und ihrer Entwicklung im Spiegel ökologischer und wasserwirtschaftlicher Rahmenbedingungen

Brigitte Nixdorf, Michael Mutz & Gerhard Wiegleb

Abstract

Problems to evaluate acidic waters considering ecology and water management

The Lusatian region (East Germany, Brandenburg) has been one of the most important open-cast lignite mining area in East Germany since the end of the 19th Century. As a consequence of the reduction of the coal production after 1990 a number of holes were filled with water (mainly rising groundwater and water from rivers) and are expected to become lakes in the near future. Therefore, a new type of a landscape is originating from a formerly region poor in lakes to a lake district. Most of these mining lakes are connected by rivers. Because of the geogenic potential of acidification due to pyrite oxidation most of these waters are extremely acid ($\text{pH} < 3.5$). There is a discrepancy to evaluate these waters by managers and ecologists deriving from a different opinion about anthropogenic landscapes and the claim of their close-to-naturalness designing. For a number of lakes neutralization is a main aim for restoration. It will take decades of years to achieve a neutralization status by autocatalysed processes or technological measures. Therefore, we confine our discussion to the following questions: Which water is „good“ for a landscape, for recreational uses and for regions close-to-naturalness? Which methods do exist to evaluate these states and the water quality?

8.1 Das Problem im Umgang mit schwefelsauren Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft

8.1.1 Die Zielstellungen zur Gestaltung von Tagebaugewässern aus wasserwirtschaftlicher Sicht (bewertet durch den Ökologen)

Die großflächige Umgestaltung der Bergbaugelände Ostdeutschlands während und nach dem intensiven Abbau der Braunkohle erfordert eine umfassende Sanierung und ökologische Gestaltung dieser Regionen. Während unter Sanierung in den meisten Fällen die bergtechnische Sicherstellung der setzungsfließgefährdeten Kippen und die Wiederherstellung eines ausgeglichenen, sich selbst regulierenden Wasserhaushaltes verstanden wird, existieren vielfältige und z. T. widersprüchliche Vorstellungen über ökologische Ziele bei der Gestaltung (vgl. auch BLUMRICH et al. 1998, VORWALD & WIEGLEB 1998). So heißt es beispielsweise im Rahmenkonzept zur „Wiederherstellung eines ausgeglichenen Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlebergbau beeinträchtigten Flusseinzugsgebieten in der Lausitz und in Mitteldeutschland“ (Rahmenkonzept Wasserhaushalt) in der Zielstellung: „in den betroffenen Flusseinzugsgebieten unter Berücksichtigung der ökologischen Bedingungen und notwendiger Wassernutzungen solche Verhältnisse herzustellen, die einen sich weitgehend selbst regulie-

renden Wasserhaushalt ermöglichen.” (BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE Wasserwirtschaftliche Planung 1994).

Was heißt dabei „unter Berücksichtigung der ökologischen Bedingungen“? Damit sind im erwähnten Papier u. a. folgende Aspekte schlagwortartig benannt:

1. Ökologische Mindestanforderungen (z. B. an die Wasserführung der Spree)
2. Wiederherstellung naturnaher Gewässersysteme, naturnahe Gestaltung der Fließgewässer
3. Anforderungen des Gewässerschutzes
4. Limnologische Untersuchungen
5. Sanierung und ökologische Gestaltung der Bergbaufolgelandschaften

Diese Zielstellungen scheinen zunächst akzeptabel und vernünftig. Sie erweisen sich jedoch bei näherer Betrachtung als „halbherzig“ und unklar, weil hier die Ökologie als Begründung für wasserwirtschaftliche und arbeitsmarktpolitische Ziele erhalten muß (1, 5). Anforderungen des Gewässerschutzes bleiben unkonkret (3). Bezüglich der limnologischen Untersuchungen ist (4) ein Erfolg zu verbuchen, da 1994 im Auftrag der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Wasserwirtschaftliche Planung“ ein Methodenprogramm zur limnologischen Untersuchung von Tagebaugewässern erstellt wurde (SCHULTZE et al. 1994). Nach den Vorgaben dieses Methodenpaketes sind alle Untersuchungen in Tagebauseen, Kippen - und Grundwässern unter limnologischen Gesichtspunkten durchzuführen. Die Daten und Ergebnisse aller so standardisierten Untersuchungen sind demnach für Auswertungen zur Ökologie der Bergbaugewässer vergleichbar und bilden einen wertvollen Grundstein zur Lösung aktueller und künftiger Fragen zur Ökologie und Wasserwirtschaft dieser neuen Art von anthropogenen Gewässern.

8.1.2 Der Interessenkonflikt der Akteure bei der Bewertung und Gestaltung von Gewässern in der Bergbaufolgelandschaft

Die Richtung und Intensität von Eingriffen, die im Rahmen der Sanierung als das praktische Ergebnis einer Leitbildvorgabe erfolgen, wird wesentlich von der Beurteilung der Art und des Ausmaßes der „Störung“ durch den Bergbau oder daraus folgenden „Störindikationen“ bestimmt. Es gibt bei der Sanierung eine ganze Spanne von Grundmotivationen, die im Extremfall zwischen „Bewahren“ und „Beseitigen der Störindikationen“ liegen können. Deshalb soll an dieser Stelle zunächst eine Beurteilung der divergierenden Betrachtungsweisen verschiedener Akteure der Sanierung der Bergbaufolgelandschaft vorgenommen werden (vgl. auch WIEGLEB in Vorbereitung).

Grundlegende Diskrepanzen scheinen bei der Bewertung der bergbaulichen Eingriffe bezüglich der gegenwärtigen und künftigen Störung in der Landschaft selbst zu liegen: Planer, Re-kultivierer und Sanierer verstehen z. B. die anhaltende Pyritverwitterung als anhaltende anthropogene Störung und müssen deshalb weiterhin „verbessernd“ eingreifen. Dieser Standpunkt betrachtet den Status Quo als inakzeptabel. Aus dieser Sicht wird das Gebiet immer unnatürlich bleiben, solange man den bergbaulichen Eingriff als Abweichung von bestehenden natürlichen oder kulturell gewachsenen Landschaften „sehen“ oder „messen“ kann. Folglich ist für eine derartige Betrachtung die Säure in den Gewässern „schlecht“. Ein gegensätzlicher Standpunkt, der sich durchaus auch durch ökologische Argumente untermauern läßt, betrachtet die durch den Bergbau geschaffenen Rahmenbedingungen als unveränderliche Vor-

gaben für eine daran angepaßte und künftig störungsarme Entwicklung von Natur für einen sehr langen Zeitraum. Das wertgebende Kriterium ist dabei insbesondere die künftig ungestörte Entwicklung von Natur und den zugrunde liegenden ökologischen Prozessen. Von diesem Standpunkt aus betrachtet ist das „saure Gewässer“ zunächst ein wertfreier Zustand. Allein die Feststellung eines wie immer auch gearteten Gewässerzustandes und der damit im Detail verbundenen Ökologie erlaubt uns nicht, von guter oder schlechter Qualität zu sprechen. Damit würden wir z. B. in der Natur vorkommende Salzseen in Wüsten oder vulkanische Kraterseen negativ bewerten.

8.1.3 Das LENAB-Programm – ein erster Schritt zur wissenschaftlichen Lösung der Bewertungsprobleme

Zu den wesentlichen Forschungsaufgaben des Projektverbundes LENAB (BTUC - LENAB Leitbilder für naturnahe Bereiche in der Bergbaufolgelandschaft, Teilprojekt Limnologie, Berichte 1997, 1998) gehörte es deshalb, grundlegende Fragen zum Problemkreis Zustandsbeschreibung und Bewertung auch für Gewässer der Bergbaufolgelandschaft zu klären. Dazu zählte in erster Linie die Erforschung der aquatischen Lebensräume und ihrer Besiedlung, d.h. die Beschreibung des Istzustand. Aufgrund der extrem dynamischen Natur der Gewässer in der noch sehr jungen Bergbaufolgelandschaft mußten auch Aussagen zum Besiedlungspotential der Gewässer sowie Aussagen zu den darin künftig wahrscheinlichen Stoffumsetzungen getroffen werden. Auf der Grundlage von Erkenntnissen über den Istzustand und der naturgemäß unsicheren und unscharfen Prognosen sollten in einem diskursiven Prozeß Leitbilder für die Gewässer in naturnahen Bereichen der Bergbaufolgelandschaft entwickelt werden (vgl. WIEGLEB 1996, VORWALD & WIEGLEB 1996, 1998).

Die ersten Schritte zur Lösung dieses Aufgabenkomplexes waren dabei mit den folgenden Erkenntnissen verbunden, daß a) schwefelsaure Bergbauseen einen eigenständigen Seentypus innerhalb der Gewässer darstellen (GELLER et al. 1998, NIXDORF et al. in Vorbereitung) und b) zahlreiche etablierte Methoden der Gewässerforschung in diesen Extremhabitaten nicht anwendbar sind und modifiziert werden mußten (LESSMANN et al. 1997, KAPFER et al. 1997, HERZSPRUNG et al. 1998, NIXDORF & HEMM 1999, SIEFERT & MUTZ eingereicht).

Waren also die Forscher zunächst mit vielfältigen methodischen Schwierigkeiten konfrontiert, erforderte der zweite Schritt, die eigentliche Leitbildfindung, den Mut zur Auseinandersetzung mit herkömmlichen Auffassungen zur Einschätzung der Gewässergüte in Tagebaugewässern. Desweiteren bedeutete dieser Schritt für die Forscher, „Farbe“ zu bekennen. Normalerweise üben sich (insbesondere Grundlagen-) Forscher gern in wissender und weiser Zurückhaltung bei der praktischen Umsetzung ihrer Forschungsergebnisse, was verständlicherweise auf die Kritik der Geldgeber und umsetzende Einrichtungen stößt.

Im Mittelpunkt der folgenden Betrachtungen sollen dabei folgende Fragen stehen: Welchen Wert haben Bergbaugewässer im Status Quo? Welchen Wert können sie unter den veränderten Rahmenbedingungen besitzen, die sich bei verschiedenen denkbaren Eingriffen einstellen?

Dazu werden zunächst die spezifischen ökologischen und wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen für Bergbaugewässer dargestellt. Daraus leiten sich dann Fragen zur eigentlichen Entwicklung von Leitbildern und vor allem zu den Grundmotiven aus ökologischer Sicht ab.

8.2 Beschreibung wesentlicher Rahmenbedingungen für die Beurteilung und Kategorisierung von Gewässerzuständen in der Bergbaufolgelandschaft

8.2.1 Defizite bei der Anwendung standardisierter Methoden zur Gewässerbeurteilung

Die Beurteilung von Gewässern bzw. Gewässerzuständen ist ein wertneutrales Verfahren zur Quantifizierung von Istzuständen ausgewählter Teilbereiche des Gesamtsystems. Diese Zustandserfassung erfolgt durch standardisierte Verfahren anhand von möglichst parametrisierten Indikatoren. Derartige Beurteilungsinstrumentarien existieren beispielsweise für die Trophieeinschätzung von Standgewässern (LAWA 1998, OECD 1982, TGL 1982), für die Erfassung der Saprobie (DIN 38 410), die Erfassung der morphologischen Struktur von Fließgewässern (LWRP 1994). In der terrestrischen Ökologie sind solche anwendungsorientierten Indikatoren weniger verbreitet, mit Ausnahme der Ellenberg'schen Zeigerwerte (ELLENBERG et al. 1991).

In der Bergbaufolgelandschaft Ostdeutschlands finden wir im Gegensatz zu natürlichen Gewässern des eiszeitlich geprägten Tieflandes weitgehend „unnatürliche“ Rahmenbedingungen vor, unter denen sich die Gewässersysteme künftig entwickeln werden (MUTZ 1998, MUTZ et al. in Vorbereitung, NIXDORF & HEMM 1999). Aufgrund dieser Besonderheit können die bestehenden und in der Bundesrepublik etablierten Techniken zur Bewertung von Gewässern in dieser Landschaft nicht oder nur eingeschränkt verwendet werden. Es mußten sozusagen künstliche Referenzzustände in Form von Leitbildern geschaffen werden (s. u.).

8.2.2 Probleme bei der Bewertung von Gewässerzuständen in der Bergbaufolgelandschaft

Als zweiter Schritt nach der wertneutralen Zustandserfassung erfolgt die kategoriespezifische Bewertung des ermittelten Istzustandes. Dazu werden üblicherweise die zu bewertenden Gewässer anhand von Schlüsselparametern in Kategorien mit vergleichbaren Parameterausprägungen eingeteilt, z. B. in flache oder tiefe, klare oder trübe Standgewässer für die Trophiebewertung, Hügellandbäche in Kerbtälern oder Tieflandbäche in Muldentälern für die Strukturbewertung. Für diese Kategorien werden dann spezifische Bewertungsmaßstäbe angelegt. Bei Standgewässern und dem Bewertungsparameter Trophie ist dies beispielsweise die potentiell natürliche Trophieklasse, die sich aus der Belastung aus dem Einzugsgebiet und der Beckenstruktur sowie der Art der Durchströmung ableiten läßt. Es ist also die Bewertung der Parameterausprägungen, in der sich die kategoriespezifischen Bewertungsmaßstäbe unterscheiden.

Voraussetzung für eine solche, in der Bundesrepublik übliche kategoriespezifische Bewertung ist:

1. eine bestehende Klassifikation oder Kategorisierung der Gewässer, und

2. das Vorhandensein von Leitbildern für die Gewässerkategorien gewissermaßen als Eichpunkt für den Bewertungsmaßstab.

Die etablierten Regelwerke zur Klassifizierung und Bewertung von Standgewässern sind jedoch gar nicht bzw. sehr eingeschränkt auf saure Standgewässer anwendbar (LAWA 1998, NIXDORF & LESSMANN 1999, MUTZ & NIXDORF 1999). Bei Fließgewässern basiert die gängige Kategorisierung auf dominierenden Parametern wie Talform, Abflußregime, Sedimentcharakteristik, Temperaturregime etc. Auch für die Fließgewässer gilt, daß die in der Bergbaufolgelandschaft wirksamen besonderen Rahmenbedingungen (s. u.) bei gängigen Klassifikationsverfahren nicht berücksichtigt werden.

Bei dem Versuch einer Übertragung dieser verhältnismäßig etablierten Methoden der Gewässerbewertung auf die Gewässer der Bergbaufolgelandschaft treten eine Reihe von Schwierigkeiten auf, welche für diese Regionen ein modifiziertes Vorgehen erforderlich machen. Verursacht werden diese Schwierigkeiten durch die speziellen Rahmenbedingungen für Gewässer der Bergbaufolgelandschaft, aber auch durch Unsicherheiten und/oder Unschärfen über Wege und Resultate der künftigen **Naturentwicklung in der technogenen Landschaft**. Die Rahmenbedingungen der Gewässerentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft sind in MUTZ & NIXDORF (1999) ausführlich beschrieben.

8.3 Ökologisch begründeter Referenzzustand für Tagebaugewässer als Grundlage für Bewertungen und Handlungsmaßnahmen

Sowohl für Stand- als auch für Fließgewässer steht die erforderliche Kategorisierung der Gewässer der Bergbaufolgelandschaft als eine wesentliche Grundlage für Bewertungen noch aus. Erste Ansätze für ein derartiges Vorgehen finden sich für die Tagebauseen bei LESSMANN & NIXDORF (1997) und NIXDORF et al. (1997). Will man aus diesen Ansätzen Bewertungen und nutzungsorientierte Behandlungsmaßnahmen für die vielfältigen Seentypen ableiten, ergibt sich die Frage nach einem Referenzzustand für Tagebaugewässer. Der aktuelle Zustand eines Gewässers muß zunächst erst einmal wertfrei als gegeben hingenommen werden. **Als Grundlage für die Bewertungen und die Ableitung von Behandlungsmaßnahmen muß ein Leitbild bzw. ein ökologisch begründeter Referenzzustand für Tagebaugewässer formuliert werden.** Dieser kann sich, wie durch die Gesetzgebung aber auch die Sanierungsplanungen für die Bergbaufolgelandschaft vorgegeben, am sogenannten „naturnahen Zustand“ orientieren (s. Kapitel 8.4). In Abweichung von dem Leitbild „Naturnähe“, wird das konkrete Entwicklungsziel auch durch Nutzungsanforderungen und ökologische oder ökonomische Einschränkungen der Entwicklungsmöglichkeit der konkreten Gewässer bestimmt.

Als Resümee bleibt, daß alternative Leitbilder nebeneinander gestellt werden können, um auf diese Weise Unterschiede transparent zu machen. Die vergleichende Betrachtung erleichtert die interdisziplinäre Diskussion und Bewertung und zeigt auf, wo Sanierungs- bzw. Nutzungsvorstellungen unrealistisch sind. Die endgültige Festlegung von Leitbildern, die dann vergleichbar den naturnahen Leitbildern außerhalb der Bergbaufolgelandschaft als künftiger Bewertungsmaßstab für die Gewässer dienen, ist dem fachlich interdisziplinären Diskussionsprozeß und der politischen Diskussion vorbehalten. Diesen diskursiven Teil der Leitbildentwicklung, den man auch als Leitbildauswahl betrachten kann, verstehen wir nicht als neutrale wissenschaftliche Expertenaufgabe, sondern als Unterstützung eines gesellschaftlichen Abstimmungsprozesses (vgl. WIEGLEB 1997).

Durch das Fehlen einer Gewässertypologie oder -kategorisierung der Vielzahl der Gewässer der Bergbaufolgelandschaft haben die entwickelten Leitbilder keine scharf abgegrenzte Gültigkeit. Sie sind eine Generalisierung der Erkenntnisse an einzelnen untersuchten Gewässersystemen (zum Generalisierungsproblem im terrestrischen Bereich, vgl. ERHARD et al. 1997). Die Zuordnung der Leitbilder zu einem bestimmten Gewässer muß individuell und kritisch geprüft werden. Wir gehen davon aus, daß im Zuge der weiteren Erforschung der Bergbaufolgelandschaft auch die dringend erforderliche Kategorisierung der Gewässer erfolgt und dann die präzisere Zuordnung von Leitbildern zu den Gewässerkategorien vorgenommen werden kann. Damit unterscheiden sich die Probleme im Gewässerbereich nicht grundsätzlich von denen in terrestrischen Bereichen, die ebenfalls, und nicht nur in naturnahen Bereichen (Renaturierungsflächen) unzureichend klassifiziert sind (BTUC - LENAB 1998, FELINKS et al. 1999, MRZLJAK & WIEGLEB 1999).

8.4 Naturnähe und nutzungsorientierte Leitbildentwicklung für die Gewässer der Bergbaufolgelandschaft – ein Widerspruch?

8.4.1 Naturnähe als Grundmotiv der Leitbildfindung - Worthülse oder tatsächliches Bewertungsmaß ?

Naturnähe wird auch zumindest für die „naturnahen Bereiche“ der Bergbaufolgelandschaft (Renaturierungs- und Sukzessionsflächen) als der Hauptwert verstanden und findet sich in allen Sanierungsplänen und den wasserwirtschaftlichen Rahmenplänen zur Sanierung des Wasserhaushaltes in Bergbaufolgelandschaft als Vorgabe (s. Kapitel 8.1). Die zur Eichung der Bewertungsmaßstäbe erforderlichen naturnahen **Leitbilder** sind Abstraktionen von parametrisierten Beschreibungen von Gewässern, die dem heute potentiell natürlichen Gewässerzustand in seiner naturraumtypischen Ausprägung entsprechen. Dieser Naturnähebegriff unterscheidet sich durchaus von anderen Naturnähebegriffen, die in der terrestrischen Ökologie angewandt werden (BLUMRICH et al. 1998).

Wie im vorigen Kapitel gezeigt wurde, ergeben sich bei der Leitbildentwicklung für Gewässer der Bergbaufolgelandschaft Schwierigkeiten durch die sehr speziellen Rahmenbedingungen. Diese bedingen auch Unsicherheiten und/oder Unschärfen über Wege und Resultate der künftigen Naturentwicklung in der technogenen Landschaft. Trotzdem ist als allgemeines übergeordnetes Leitbild auch für die Bergbaufolgelandschaft „Naturnähe“ in den gesetzlichen Vorgaben und abgestimmten Sanierungsplänen festgeschrieben. Was nicht erkannt wird, ist, daß diese Festschreibung das Problem ja nicht löst, sondern erst erzeugt, da Naturnähe vielfältig ausgelegt werden und demzufolge ganz unterschiedliche Handlungskonzepte nach sich ziehen kann.

Die Basis für Prognosen von naturnahen Zuständen sind die Resultate aktueller Untersuchungen über den ökologischen Zustand bereits bestehender Tagebaugewässer. Im Rahmen des Forschungsvorhabens „LENAB“ sind erstmalig zahlreiche und vielfältige Ergebnisse über Besiedlungstypen und -mechanismen der Gewässersysteme erhoben worden (NIXDORF et al. 1998, WOLLMANN et al. eingereicht, PACKROFF et al. in Vorbereitung, MUTZ et al. in Vorbereitung). Diese stellen eine Basis für die Erarbeitung von Leitbildern für diesen Gewässertypus dar. Sie sind jedoch noch nicht ausreichend, um genaue und sichere Vorhersagen über deren weitere Entwicklung oder gar die Entwicklung noch nicht bestehender Gewässer zu machen. In Programmen, in denen derartige Prognosen erstellt werden (Projekt „Gewässergüte von Tagebauseen“, BTUC & LMBV 1996, 1997, 1999), weiß man um den

vorläufigen Charakter dieser Grobaussagen. Sie sind für Planungen jedoch unerlässlich und werden beständig verifiziert und verbessert. Aufgrund der genannten Kenntnisdefizite beinhalten die prognostizierten Leitbilder eine Reihe intuitiver Annahmen. Hinzu kommen die o. g. beachtlichen Spannen in den Angaben für wesentliche Hauptfaktoren der Gewässerentwicklung, wie z. B. dem künftigen Abfluß von Fließgewässern oder Unwägbarkeiten von Kippenrutschungen und Setzungsfleßen in den Tagebauseen. Letztere können ebenso wie Änderungen im Flutungsregime extreme Eingriffe in die Entwicklung dieser Gewässer darstellen.

8.4.2 Gerinne oder Fluß ? – Probleme der Leitbildentwicklung für Fließgewässer

An dieser Stelle soll diese Besonderheit für die Leitbildentwicklung der Fließgewässer kurz dargestellt werden: Die stark unetige Topographie des Bergbaugeländes mit unnatürlichem Gefälle und dem sehr kleinräumigen Wechsel von Kerb- und Muldentälern sowie Niederungen (RUCH & MUTZ 1997) sowie die enge Abfolge von kleinen Fließgewässern, kleinen durchflossenen Tümpeln und sehr großen tiefen Seen ist nur in der technogenen Landschaft zu finden.

Ein natürlicher Referenzzustand besteht für solche Bedingungen nicht. Da zudem beispielsweise die Angaben über die künftige Hydrologie der Gewässer der Bergbaufolgelandschaft mit Unsicherheiten behaftet sind, können Leitbilder in für die Bergbaufolgelandschaft nur Prognosen der natürlichen Entwicklung unter den gegebenen Bedingungen der Bergbaufolgelandschaft sein. Die bisher entwickelten Leitbilder für **Fließgewässer** der Bergbaufolgelandschaft umfassen die wesentlichen Parameter der Gewässermorphologie, geben aber auch Prognosen zur Biologie. Dabei bilden zunächst die folgenden Parameter die Vorgaben: Hydrologie, Talform, Gefälle und Wasserchemie, weil diese in der Bergbaufolgelandschaft die wichtigsten gerinneprägenden Größen sind.

Da bei der größtenteils noch ausstehenden Fließgewässergestaltung wesentliche Entwicklungsvorgaben für die Gewässer noch in verschiedener Weise gesetzt werden können, wurden alternative Leitbildszenarien entwickelt. Diese alternativen Leitbilder sind unterlegt durch die zugehörigen Ausprägungen von Naturhaushaltsfunktionen und bewußt auch durch wertende Aussagen zu Nutzungsfunktionen. Dies soll eine vergleichende Bewertung im Zuge der Leitbilddiskussion und Leitbildfindung erleichtern. Eine für die Sanierung sehr wichtige Information, die den „Wert“ von Gewässern der Bergbaufolgelandschaft mitbestimmt, ist der Zeithorizont, der zum Erreichen des Szenarios erforderlich ist. Eine Abschätzung der Dynamik zum Leitbild hin ist daher Bestandteil der Szenarien.

8.4.3 Die Notwendigkeit von Objektszenarien am Beispiel der Fließgewässer

Der besondere Schwerpunkt der gerinneprägenden Größen begründet sich darin, daß die Gestaltung der Fließgerinne gegenwärtig nicht nur das Hauptaugenmerk der Fließgewässerplanung ist, sondern die Gerinnegestaltung in der konkreten Sanierungspraxis auch bereits umgesetzt wird. Dies ist auch der Grund dafür, daß verstärkt ein Bedarf für die Entwicklung von Objektszenarien besteht (STIERAND in BTUC - LENAB 1998), welche die verschiedenen Möglichkeiten der Entwicklung von konkreten Gewässerabschnitten beschreiben. Solche sehr arbeitsaufwendigen Objektszenarien konkretisieren die alternativen Leitbilder und können konkrete Planungsvorgaben für alternative Zielstellungen sein. Sie werden als Vorschläge für

mögliche Entwicklungsziele aus der Sicht der Wissenschaft verstanden. Durch die spezielle Situation der sehr dynamischen Sanierung unter gesellschaftlichem Druck vermischt sich die Diskussion um Objektszenarien und übergeordnete Leitbilder.

Insbesondere durch die Experten, welche die konkrete Sanierung betreiben, wird die Diskussion um Objektszenarien bevorzugt. Dies erscheint für Fließgewässer im momentanen Stand der Dinge auch durchaus sinnvoll, da durch die konkreten Objektplanungen und Ausführungen „Testfälle“ der Gewässergestaltung geschaffen werden. Die Erfahrungen bei der Ausführung dieser ersten konkreten Planungen und (genügend genaue Beobachtung vorausgesetzt) das Wissen über die Mechanismen der beginnenden Entwicklung dieser Gewässer werden die Unsicherheiten reduzieren und die Prognoseschärfe von Objektszenarien aber auch von allgemeinen Leitbildern erheblich verbessern. Natürlich müssen dann auch Leitbildprognosen bei besserem Kenntnisstand über die Naturentwicklung in der Bergbaufolgelandschaft weitergeführt werden.

8.4.4 Was heißt: Naturnähe für Tagebauseen in der Lausitz?

Am Beispiel der Tagebauseen soll an dieser Stelle die Frage nach der Auslegung des ökologischen Zieles „Naturnähe“ präzisiert werden: Naturnähe ist zumeist implizit definiert als ein Zustand ohne oder mit nur geringem menschlichem Einfluß. Derart ungestörte Gewässer existieren in der heutigen Kulturlandschaft nur in den seltensten Fällen, deshalb müssen Leitbilder mit wissenschaftlichen Methoden erarbeitet werden. Ein wesentlicher Schritt dieser Leitbildbeschreibung ist die Analyse von historischen und aktuellen, zumindest in Teilen noch ungestörten Gewässern, den sogenannten Referenzgewässern. Aus den Resultaten dieser Analysen wird dann in einem Generalisierungsprozeß das Leitbild konstruiert. Dieser Weg scheidet für die Bergbaufolgelandschaft aus.

Was bedeutet nun Naturnähe für Tagebauseen in der technogenen Bergbaufolgelandschaft? Potentiell natürliche Zustände als Betrachtung eines vom Menschen weitgehend ungestörten Systems wie sie in der LAWA-Richtlinie (1998) für natürliche glazigene Seen formuliert werden, kann man hierbei ausschließen. Die Altmoränenlandschaft der Lausitz wäre unter natürlichen Bedingungen eine seenarme Region.

In einem nächsten Schritt wollen wir den nachbergbaulichen Zustand als „Stunde Null“ im Sinne des in Kapitel 8.1 genannten ökologischen Argumentes akzeptieren, daß der Bergbau Rahmenbedingungen geschaffen hat, die als weitgehend unveränderliche Vorgaben für eine daran angepaßte und künftig störungsarme Entwicklung von Natur zu betrachten sind. Nach dieser Argumentation stellen die Restlöcher in der Bergbaufolgelandschaft das anthropogen vorgegebene geogene und morphologische Potential für die Ausbildung von Seen dar. Aus der Sicht der Limnologen kann dann die Beantwortung der Frage nach „Naturnähe“ zunächst aus der Beschreibung des (natürlichen) Entwicklungspotentials der bestehenden oder künftigen Tagebauseen abgeleitet werden, das sich ohne nachhaltige Eingriffe allein durch den Grundwasserwiederanstieg herausbilden würde. An dieser Stelle ergäbe sich folglich die Konsequenz, den hydrogeochemisch bedingten Zustand der Seen einschließlich der extremen Versauerung als naturnah zu definieren. Deshalb wird im folgenden ein Kunstgriff angewendet, um die anthropogen geprägte technogene Landschaft nicht zur Natur (oder Naturnähe) an sich zu erklären und damit zum Maßstab aller Folge(öko)systeme zu machen. Aus der Sicht der Autoren kann man eine Aushöhlung (Restlöcher) von Landschaften als Grundlage für die Entstehung von Seenplatten akzeptieren, unabhängig von glazigenen oder technogenen Ursprüngen.

Die Art der Landschaftsformung wird folglich toleriert, während die Ausbildung der hydrogeochemischen Gewässerzustände als weitere Grundlage für die Ausprägung von Ökosystemen nur bedingt oder gar nicht als naturnah charakterisiert werden. Die Freilegung und Durchströmung tertiärer Schichten würde unter natürlichen Bedingungen derartige Uргewalten erfordern, die wahrscheinlich jedes höhere Leben auslöschen würden.

Folglich wird der Prozeß der Pyritverwitterung nicht als naturnah für Bergbaufolgelandschaft definiert. Statt dessen wird gefragt, welcher Typus von Seen sich in der Lausitz herausbilden würde, wenn z. B. die Eiszeit hier mehr Wirkung gezeigt hätte bzw. Hohlformen durch natürlich anstehendes Grundwasser gefüllt worden wären. Aus den bekannten Gegebenheiten des Einzugsgebietes (eisen- und sulfatreiches Grundwasser, aber auch relativ hohe Phosphorkonzentrationen) leitet sich somit ab, daß der typische naturnahe Lausitzer See ein mesotrophes und leicht saures, d.h. schwach gepuffertes Gewässer mit einem relativ hohen Härtegrad wäre.

Neben dem Grundmotiv „Naturnähe“ spielen weitere Motive, z. B. freie Sukzession, die eng zur Naturnähe assoziiert ist, Diversität, morphologische Vielfalt (Habitatdiversität: komplexe Uferstruktur und Verzahnung Land-Wasser), Biotopvernetzung, Schutz standorttypischer Lebensgemeinschaften bei der Leitbildfindung eine Rolle. Auf diese und weitere grundlegende Wertvorgaben bei der Leitbildentwicklung wird in diesem Kapitel nicht eingegangen.

8.4.5 Nutzungsorientierte Leitbildentwicklung – ein Kompromiß der Ökologen zur Minderung von Interessenkonflikten

Neben dem im vorigen Kapitel beschriebenen Kunstgriff erweitern die Bergbaufolgelandschaft-Limnologen ihr Instrumentarium noch um einen Kompromiß, der häufig auf die Ablehnung von Naturschutzfachleuten und Gewässerbewertern stößt. Es handelt sich dabei um die Einbeziehung der Nutzungsaspekte in die Leitbildfindung, womit wir uns von den ökologisch begründeten Leitsätzen der Ökosystembewertung im Interesse einer breiten Nutzbarmachung der Gewässer in Bergbaufolgelandschaften entfernen. Wenn Naturschutz auch eine Nutzung, d.h. Allmendenutzung im Sinne von BLUMRICH et al. (1998) ist, verschwindet dieser Gegensatz. Im Gegensatz zu den etablierten Instrumenten der Gewässerbeurteilung und -bewertung ist dieser nutzungsorientierte Ansatz ein wichtiges Bindeglied zwischen Sanierern und Ökologen. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß es sich bei den Tagebauseen um künstliche Gewässer handelt, für die mit herkömmlichen Methoden keine Beurteilung und Bewertung vorzunehmen ist (s. o.). Am Beispiel des wichtigsten planerischen Zieles, der pH-Neutralität der Gewässer, soll dieses Vorgehen begründet werden: Wenn wir auch pH-Neutralität des Wassers als wertgebenden Parameter zulassen, bedeutet das z.T. Eingriffe in das System. In welchem Maße diese Eingriffe im Einklang mit ökologisch begründeten Forderungen und finanziell tragbaren Maßnahmen stehen, ist Gegenstand künftiger Forschungsvorhaben.

Es werden also nutzungsbezogene, d. h. anthropozentrische Ansätze favorisiert, die dann z. B. den Naturschutz als eine Nutzungsvariante zulassen (BTUC – LENAB 1997, MUTZ & NIXDORF 1999). Der Badeseesee als ein aus sozioökonomischer Sicht sehr wertvolles Gewässer geht somit als eine Hauptnutzungsvariante in den Komplex der Leitbildfindung ebenso ein wie der Speicher oder Landschaftssee. In der Tabelle 1 sind Versuche zur nutzungsorientierten Bewertung von Tagebauseen aufgelistet. Sie zeigen, welche Unterschiede in den Ansprüchen für Gewässer auftreten und welche Wertigkeiten ausgewählte Grundmotive und Kriterien für die einzelnen Varianten der Gewässernutzung haben.

Eine Erweiterung dieses Ansatzes auch auf terrestrische Bereiche findet sich in BLUMRICH et al. (1998). Diese Ansätze stellen weitere Schritte bei der Entwicklung von Leitbildern in technogenen Landschaften dar. Darüberhinaus sollen sie dazu beitragen, die Betrachtungsebenen zu erweitern und vor allem die Entscheidungsfindungen für praktische Gestaltungsmaßnahmen auf eine breitere, ökologisch fundiertere Grundlage zu stellen.

8.5 Entscheidungsansätze aus ökologischer Sicht

Neben der Schaffung von Bergbaufolgelandschaft-spezifischen Leitbildern und der Erzeugung von Akzeptanz für ökologische Denkmuster ist unser Hauptanliegen, für Strukturreichtum und natürlicher Strukturndynamik als Grundlage für ökologische Vielfalt zu werben. Dies begründet sich in der ansonsten leider allgemein zunehmenden Einheitlichkeit von kulturell und technisch überformten Landschaften, der Tatsache, daß junge Landschaften häufig durch große strukturelle Vielfalt und deren Dynamik gekennzeichnet sind und dadurch, daß eine solche Vielfalt auch die beste Voraussetzung für eine reichhaltige ökologische Eigenentwicklung darstellt.

Insbesondere an Fließgewässern sollte eine dynamische Entwicklung wo immer möglich gestattet werden. Das betrifft besonders das Initialstadium der Eigenentwicklung dieser nicht natürlichen Systeme. Die zunächst starke Dynamik, z. B. der Gewässermorphologie, ist dann die Voraussetzung für ökologische Vorgänge wie Primärbesiedlungen und Sukzessionsprozesse, die in unserer heutigen fast völlig anthropogen kontrollierten Landschaft einen hohen Seltenheitswert besitzen. Für naturnahe Fließgewässer ist eine solche Dynamik absolut typisch.

Tabelle 1: Bewertungskriterien zur Nutzung von Tagebauseen.

- nicht erwünscht, -(X) keine Bedeutung, X - erwünscht, XX - förderlich, XXX - notwendig, XXXX - absolutes „Muß“, TW - Trinkwasser

Forderung / Ziele	Natur- schutz	Erho- lung	Angeln	Baden Surfen	Tau- chen	Motor- sport	Nutz- wasser	Spei- cher
„Naturnähe“	XXX	XX	X	-(X)	XX	-(X)	-(X)	-(X)
freie Sukzession	XXX	XX	(X)	-(X)	(X)	-(X)	-(X)	-(X)
biol. Diversität	X	XX	XX	-(X)	XX	-(X)	-(X)	-(X)
morpholog. Vielfalt	X	XX	XX	-(X)	XX	-(X)	-(X)	-(X)
hohe Biomasse	-(X)	-(X)	XX	-(X)	-(X)	-(X)	-(X)	-
Plankton		-(X)	XX	-*	-	-(X)	-*	-(X)
Makrophyten		X	XX	-*	XX	-*	-(X)	-(X)
Fische		X	XXX	-(X)	(X)	-(X)	-(X)	-(X)
Verzahnung Land-Wasser	XX	XX	XX	-(X)	X	-(X)	-(X)	-(X)
Biotopvernetzung	XX	XX	X	X	X	-(X)	-(X)	-(X)
Schutz von Biozönosen	XXXX	XX	-(X)	-(X)	-(X)	-(X)	-(X)	-(X)
Neutralität	-(X)	-(X)	XXXX	XXX ??	(X)		TW:XXX	??
Toxisch und hygienisch un- bedenklich	-(X)	-(X)	X	XXXX	(X)		TW:XXX	??

-* nicht erwünscht und sogar untersagt bei Überschreitung gewisser Grenzen (z. B. EU-Baderichtlinie)

Bei der Gestaltung und Sanierung der Fließstrecken kann durch die Unterstützung naturgemäßer Rahmenbedingungen wie z. B. durch eine Initialbestückung mit Fallholz oder durch andere ingenieurbio-logische Methoden kostengünstig mit einiger Wahrscheinlichkeit ein nachhaltiger Zustand erreicht werden. Hier ergäbe sich die Möglichkeit, in Bergbaufolgelandschaft mit dem zumindest in den naturnahen Bereichen verhältnismäßig geringem Nutzungsdruck Testfälle für neue Methoden der Gewässersanierung und -gestaltung zu erproben. Die daraus resultierende Erfahrung und Kenntnisse wären sicherlich auch ein äußerst nutzbringender „Exportschlager“ für die Sanierung von Tieflandgewässern außerhalb der Bergbaufolgelandschaft.

An Tagebauseen sind derartige Eingriffe wegen der vorgegebenen Strukturierung (Morphometrie, Hydrologie) nur in begrenztem Umfang möglich. Hier wäre ein konstruktiver Dialog zwischen den Betreibern der noch aktiven Tagebaue und den Ökologen sinnvoll und hilfreich.

Folgende Maßnahmen können vorgeschlagen werden:

- Schaffung oder Zu- bzw. Belassen von Strukturen im Gewässer, am Ufer und im Land-Wasser-Übergangsbereich (geschwungene und kleinräumig gegliederte Uferlinie, Normal-Flach- oder Steilufer, Insel, Tümpel und weitere Strukturelemente, Flachwasserbereiche für Kleinbiotope und Buchten z. B. als bevorzugte Laichgebiete von Amphibien),
- Ausbringung von Substraten zur Ansiedlung erwünschter Organismen im Ufer- und Land-Wasser-Übergangsbereich (in naturnahen Bereichen jedoch als Ausnahme zu betrachten),
- Initialbepflanzung von windexponierten Ufern mit Röhrichtarten wie z. B. *Typha latifolia*,
- Testen neuer auf Strukturreichtum und naturgemäße Dynamik ausgerichteter Wege der Initialgestaltung von Fließstrecken. Hierzu gehören eine naturgemäße Dimensionierung der Gerinne sowie ein naturgemäßer Holzeintrag zur Gerinnestabilisierung. Grundlagen hierzu sind aus der Leitbildentwicklung im LENAB Projekt verfügbar,
- Ausweisung von Schutzgebieten (Inseln, Feuchtgebiete usw.) als eine Grundlage für den Erhalt der ökologischen Vielfalt (z. B. Wasservögel),
- Eine Abstimmung zwischen den Naturhaushaltfunktionen unter der aktuellen und künftigen Morphologie und der geplanten Nutzung.

Im Schema (Abbildung 1) ist ein Entscheidungsbaum für Handlungsmaßnahmen im Bereich der Standgewässerbeeinflussung dargestellt. Hierbei wird der Versuch unternommen, die verschiedenen Ansätze zur Neutralisierung von Tagebauseen zu prüfen, mit den Istzuständen und dem Entwicklungspotential abzugleichen und unter Berücksichtigung verschiedener Leitbildszenarien ökologisch begründete Handlungsmaßnahmen abzuleiten. Dabei muß berücksichtigt werden, daß derartige Maßnahmen mit dem Schwerpunkt „Ökotechnologie“ noch in der Entwicklung sind und nur in einer sinnvollen Kombination von Flutungseingriffen und technischen Maßnahmen zur Neutralisierung angewendet werden sollen. Ähnlich wie in der Terrestrik (BLUMRICH et al. 1998) geht es dabei zunächst um die beiden Handlungsalternativen:

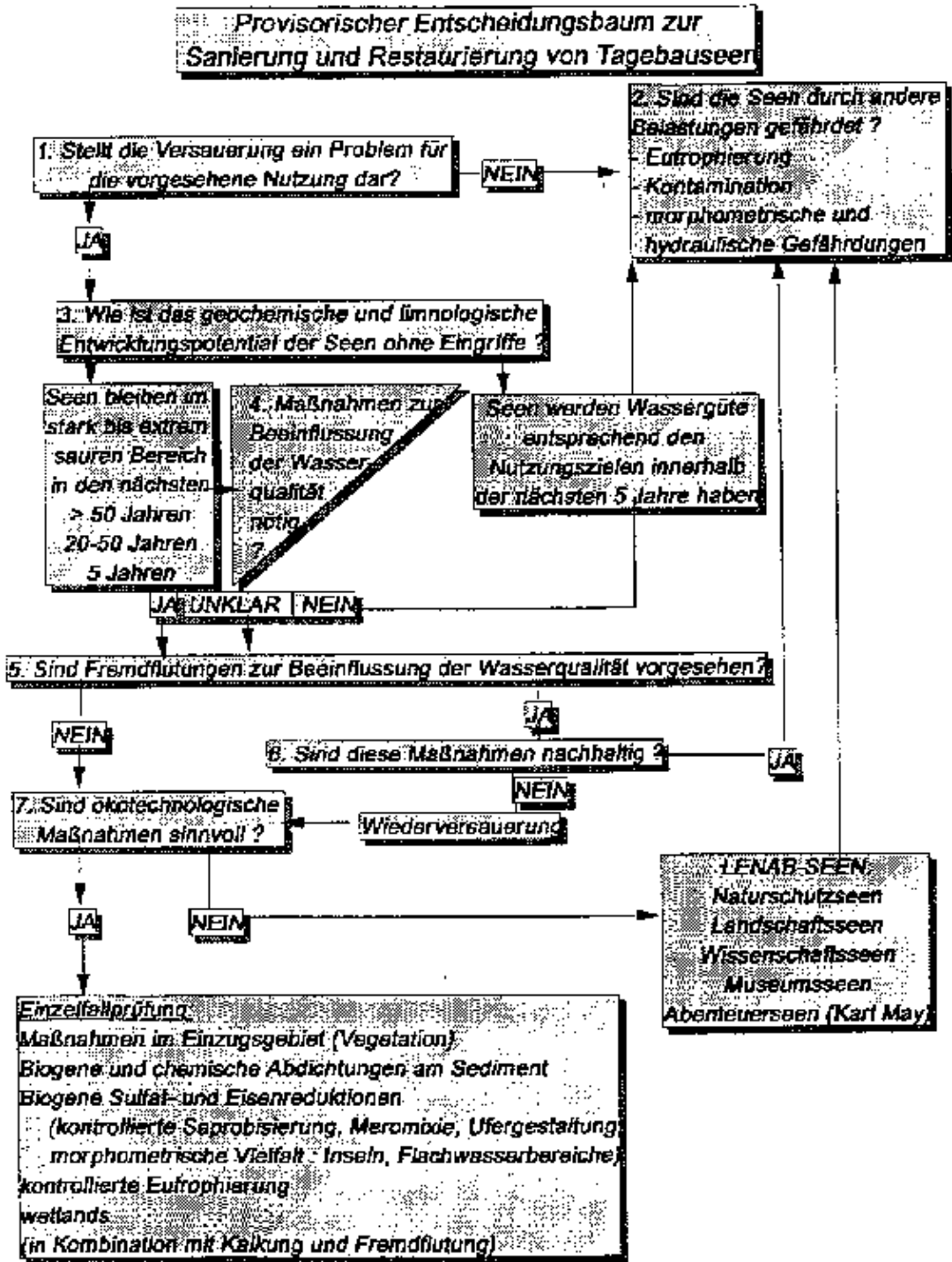


Abbildung 1: Handlungsalgorithmus zur Bewertung und Behandlung saurer Tagebaugewässer nach ihrem Versauerungsgrad und dem ökologischen Entwicklungspotential.

1. Ökologische Prozesse ablaufen lassen, mit ungewissem Ausgang über das genaue Ergebnis und die Zeitdauer (FELINKS & WIEGLEB 1998). Zu den Prozessen gehören dann auch die biogene Neutralisation genauso wie die Rückversauerung.
2. Bestimmte Strukturen fördern oder erhalten (egal ob Flachufer, Inseln, Mäander, Totholzبانke. Jeder Parameter kann in Bezug auf eine taxonomische oder funktionale Gruppe begründet werden und ist dann mehr dem Ziel „Erhalt der Biodiversität“ verpflichtet.)

Beide Ansätze erbringen Leitbild-konforme Ergebnisse. Es ist zu prognostizieren, wann und unter welchen Rahmenbedingungen das der Fall sein wird. Unlösbare innerfachliche Konflikte können so vermieden werden.

Neben der Förderung bestimmter Strukturen wird in der Limnologie eine dritte Handlungsalternative vorgeschlagen, die Eingriffe in Prozesse und damit in wesentliche Komponenten des Stoffhaushaltes einbezieht. Dieser Schritt geht über das Ziel „Erhalt von Biodiversität“ hinaus und hat in der Regel einen anderen Gewässertypus bezüglich des chemischen Regimes oder der Mixisphänomene zur Folge. Dabei bedient man sich ungewöhnlicher Mittel und Methoden, z. B. der kontrollierten Eutrophierung oder Saprobisierung (s. Abbildung 1).

Aus der Sicht des überregionalen Gewässerschutzes ist bei allen Maßnahmen die Gefahr einer starken Eutrophierung dieser Seen zu kalkulieren und zu vermeiden, weil mit der Entstehung der „Lausitzer Seenplatte“ die Chance gegeben ist, unsere Region mit den bisher seltenen oligo- bis mesotrophen Seen zu bereichern.

Der ökologische Wert saurer Bergbaugewässer als einem eigenständigen Gewässertypus ist bislang unabhängig von den Diskussionen um Naturnähe unterschätzt worden. Um künftig den limnologischen Besonderheiten dieser Gewässer besser gerecht zu werden, wäre nach GELLER et al. (in Vorbereitung) sogar die Forderung nach einem besonderen Schutzstatus denkbar. Die zukünftige Lausitzer Seenplatte mit ihren spektakulären schwefelsauren Seen ist nach GELLER et al. als eine regionale Besonderheit von weltweit einmaliger Qualität anzusehen. Die Ambivalenz in der Betrachtung und Bewertung saurer Gewässer kommt in diesen Stellungnahmen sehr deutlich zum Ausdruck und zeigt, daß nur eine offene Auseinandersetzung unter Tolerierung und Akzeptanz auch bislang ungewöhnlicher Diskussionsansätze hier zu einer Lösung führen wird.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im BMBF-Verbundprojekt LENAB (Förderkennzeichen 0339648) durchgeführt. Für die finanzielle Förderung dieses Vorhabens möchten wir uns beim Projektträger und bei der LMBV bedanken. Die Koordination und Verwaltung des Verbundes bzw. der Projekte des Lehrstuhles Gewässerschutz lag in den Händen von Frau Dr. Friederike Schulz in Cottbus bzw. Frau Beate Müller in Bad Saarow. Ihnen gebührt unser Dank ebenso wie den Kollegen, die für die Probenahme und –aufbereitung verantwortlich waren. Stellvertretend seien hier Thomas Wolburg, Simone Peterson, Mike Hemm und Jörg Koebecke genannt. Für die zahlreichen wissenschaftlichen Anregungen und kritischen Diskussionen bedanken wir uns bei Dr. Ute Mischke, Dr. Gabriele Packroff und Maria Kapfer.

Literatur

- BLUMRICH, H., BRÖRING, U., FELINKS, B., FROMM, H., MRZLJAK, J., SCHULZ, F., VORWALD, J. & WIEGLEB, G. (1998): Naturschutz in der Bergbaufolgelandschaft – Leitbildentwicklung. Studien und Tagungsberichte 17: 1-44.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGRUPPE Wasserwirtschaftliche Planung (1994): Rahmenkonzept zur „Wiederherstellung eines ausgeglichenen Wasserhaushaltes in den vom Braunkohlebergbau beeinträchtigten Flußeinzugsgebieten in der Lausitz und in Mitteldeutschland (Rahmenkonzept Wasserhaushalt).
- BTUC - LENAB (1997): BMBF-Verbundvorhaben LENAB: Leitbilder für naturnahe Bereiche. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Zwischenbericht.
- BTUC - LENAB (1998): BMBF-Verbundvorhaben LENAB: Leitbilder für naturnahe Bereiche. Brandenburgische Technische Universität Cottbus. Abschlußbericht: Gesamtbericht (88 S.) und Teilprojekt 3 (110 S.) + Anhang.
- BTUC & LMBV (1996): Erarbeitung von Grobaussagen zur Gewässergüteentwicklung von Tagebauseen der Lausitz. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Januar 1996 (unveröffentlicht).
- BTUC & LMBV (1997): Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1996. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Februar 1997 (unveröffentlicht).
- BTUC & LMBV (1999): Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1997/98. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Senftenberg/Cottbus, Januar 1999 (unveröffentlicht).
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobot. 18: 1-248.
- ERHARD, M., GROTE, R., WEBER, E. & WIEGLEB, G. (1997): Vom Punkt zur Fläche: Theoretische und praktische Probleme bei der räumlichen Integration ökologischer Daten. Aktuelle Reihe BTU Cottbus 4/97: 65-85.
- FELINKS, B. & WIEGLEB, G. (1998): Welche Dynamik schützt der Prozeßschutz? Aspekte unterschiedlicher Maßstabebenen - dargestellt am Beispiel der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Naturschutz u. Landschaftsplanung 30: 298-303.
- FELINKS, B., HAHN, B. & WIEGLEB, G. (1999): Vegetationstypen der terrestrischen Bereiche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Arch. f. Natursch. u. Landschaftsforschung. (Im Druck).
- GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (Hrsg.) (1998): Acidic Mining Lakes. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: 435 p.
- GELLER, W., FRIESE, K., SCHULTZE, M. & WENDT-POTTHOFF, K.: Bewertung des Zustandes von schwefelsauren Bergbaurestseen und die Einordnung von Maßnahmen zu deren Restaurierung und Sanierung. Positionspapier, Februar 1999. (In Vorbereitung).
- HERZSPRUNG, P., FRIESE, K., PACKROFF, G., SCHIMMELE, M., WENDT-POTTHOFF, K. & WINKLER, M. (1998): Vertical and annual distribution of ferric and ferrous iron in acidic mining lakes. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 6: 253-262.
- KAPFER, M., MISCHKE, U., WOLLMANN, K. & KRUMBECK, H. (1997): Erste Ergebnisse zur Primärproduktion in extrem sauren Tagebauseen der Lausitz. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III), BTUC-AR 5/97: 31-40.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (Hrsg.) (1998): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. (Entwurf).

- LESSMANN, D. & NIXDORF, B. (1997): Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung. In: DENEKE, R. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 9-18.
- LESSMANN, D., CHMIELEWSKI, R. & KÜHNE, M. (1997): Probenahmetechniken in Tagebaurestseen der Lausitz: GBL-Gemeinschaftsvorhaben (Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder), Heft 4: 50-55.
- LWRP (Hrsg.) (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer der freien Landschaft. Mainz.
- MRZLJAK, J. & WIEGLEB, G. (1999): Konflikte bei der naturschutzfachlichen Bewertung aufgrund unterschiedlicher Zielarten – Fakt oder Fiktion. In: WIEGLEB, G. & BRÖRING, U., Implementation naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren in Verwaltungshandeln. (In Vorbereitung).
- MUTZ, M. & NIXDORF, B. (1999): Leitbilder und Bewertung für Fließ- und Standgewässer in der technogenen Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. In: WIEGLEB, G., SCHULZ, F. & BRÖRING, U. (Hrsg.): Naturschutzfachliche Bewertung im Rahmen der Leitbildmethode. Physica-Verlag, Berlin: 84-97.
- MUTZ, M. (1998): pH Wert 2,8 und Strukturgüte I - Leitbildentwicklung für Fließgewässer der technogenen Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1997: 700-704.
- MUTZ, M., PUSCH, M. H. E. & SIEFERT, J.: Ausgewählte Aspekte der Morphologie und Ökologie von Fließgewässern der Bergbaufolgelandschaft. In: WIEGLEB, G. & BRÖRING, U. (Hrsg.): Leitbilder für naturnahe Bereiche der Bergbaufolgelandschaft. (In Vorbereitung).
- NIXDORF, B. & HEMM, M. (1999): Besonderheiten im Stoffhaushalt künstlicher Klarwasserseen Südostbrandenburgs (Tagebauseen der Lausitz) - ein Überblick. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands. (Im Druck).
- NIXDORF, B. & LESSMANN, D. (1999): Methoden zur Bestimmung der Trophieentwicklung und Einschätzung der Gefährdung in fremdgefluteten Tagebauseen. In: KAPFER, M. & NIXDORF, B. (Hrsg.): Gewässerreport (Nr. 5). BTUC-AR 1/99: 50-64
- NIXDORF, B., LESSMANN, D., GRÜNEWALD, U. & UHLMANN, W. (1997): Limnology of extremely acidic mining lakes in Lusatia (Germany) and their fate between acidity and eutrophication. Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada, Vol. IV: 1745-1760.
- NIXDORF, B., WOLLMANN, K. & DENEKE, R. (1998): Ecological potential for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia. In: GELLER, W., KLAPPER, H. & SALOMONS, W. (Hrsg.): Acidic Mining Lakes. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg: 147-167.
- NIXDORF, B., PACKROFF, P., MUTZ, M. & WIEGLEB, G.: Zur Ökologie in extrem sauren Tagebaugewässern der Bergbaufolgelandschaft – Besiedlungsmuster und Leitbilder. In: WIEGLEB, G. & BRÖRING, U. (Hrsg.): Leitbilder für naturnahe Bereiche der Bergbaufolgelandschaft. (In Vorbereitung).
- OECD (1982): Eutrophication of waters. OECD report, Paris.
- PACKROFF, G. et al.: Limnologie und Gewässerchemie von ausgewählten, geogen schwefelsauren Tagebauseen der Niederlausitz. In: WIEGLEB, G. & BRÖRING, U. (Hrsg.): Leitbilder für naturnahe Bereiche der Bergbaufolgelandschaft. (In Vorbereitung).
- RUCH, K.-U. & MUTZ, M. (1997): Morphologischer Zustand von Fließgewässern im Einflußbereich des Braunkohletagebaus Schlabendorfer Felder, Niederlausitz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 1996: 523-526.

- SIEFERT, J. & MUTZ, M.: Processing of leaf litter in acid waters of the post-mining landscape, Lusatia, Germany. *Ecological Engineering*. (Eingereicht).
- TGL 27885/01 (1982): Fachbereichsstandard „Nutzung und Schutz der Gewässer“ - STEHENDE BINNENGEWÄSSER-Klassifizierung. Berlin, 30.04.1982.
- VORWALD, J. & WIEGLEB, G. (1996): Anforderungen an Leitbilder für die Entwicklung von Bewertungsverfahren im Naturschutz. *Aktuelle Reihe BTU Cottbus* 8/96: 38-49.
- VORWALD, J. & WIEGLEB, G. (1998): Beispielhafte Entwicklung von Leitbildern in der Bergbaufolgelandschaft. *Aktuelle Reihe BTU* 4/98: 1-55.
- WIEGLEB, G. (1996): Leitbilder des Naturschutzes in Bergbaufolgelandschaften am Beispiel der Niederlausitz. *Verh. Ges. Ökol.* 25: 309-319.
- WIEGLEB, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 43-62.
- WIEGLEB, G.: Umweltbewertung und naturschutzfachliche Bewertung – monetärer Minimalismus oder ökologisch begründete Spitzfindigkeiten. In: G. WIEGLEB & U. BRÖRING, *Implementation naturschutzfachlicher Bewertungsverfahren in Verwaltungshandeln*. (In Vorbereitung).
- WOLLMANN, K., DENEKE, R., NIXDORF, B., & PACKROFF, G.: Dynamics of planktonic food webs in 3 lakes of different acidity (pH 2-4). *Hydrobiologia*. (Eingereicht).