

# Diatomeen in versauerten Fließgewässern

Christian Steinberg, Rainer Putz & Claudia Schreiner

## 1. Einleitung

Kieselalgen (Diatomeen) haben sich in vielen paläolimnologischen Studien als hervorragende Bioindikatoren für die Gewässerversauerung erwiesen, mit denen man in datierten Sedimentkernen sowohl die Chronologie als auch das Ausmaß dieser Umweltschädigung rekonstruieren kann (BATTARBEE et al. 1986): Dies gilt für alle Regionen der nördlichen Hemisphäre, die hinsichtlich der Versauerung empfindlich sind. Um einige Beispiele zu nennen: Schweden (RENNBERG & HELLBERG 1982); Norwegen (BERGE 1985; DAVIS et al. 1982); Finnland (MERILÄINEN 1967; TOLONEN & JAAKKOLA 1983; SIMOLA & LIEHU 1985; HUTTUNEN & MERILÄINEN 1986); Niederlande (VAN DAM et al. 1981); Mitteleuropa (ARZET 1987; STEINBERG et al. 1984, 1987); Großbritannien (FLOWER & BATTARBEE 1983; BATTARBEE et al. 1985; JONES et al. 1986); Nordamerika (DEL PRETE & SCHOFIELD 1981; DAVIS et al. 1982; DICKMAN et al. 1984; CHARLES & WHITEHEAD 1986; CHARLES & NORTON 1986).

In klarem Gegensatz zu der wissenschaftlichen (und auch politischen) Akzeptanz der über Diatomeen abgeleiteten Versauerungsgeschichten von Weichwasser-Seen steht die Zahl der Arbeiten, die sich mit diesen Bioindikatoren in versauerten Fließgewässern befassen. International publiziert sind unseres Wissens nach bislang nur zwei Arbeiten: BESCH et al. (1972) und BERGE (1982)<sup>1)</sup>, wobei sich die erste Arbeit mit Bioindikation durch Diatomeen in durch Bergbau versauerten Fließgewässern befaßt, während die zweite versucht, den pH-Wert des Freiwassers durch benthische Diatomeen-Assoziationen auszudrücken. BERGEs Arbeit zeigt zwar auf, daß analog zu den paläolimnologischen Studien auch in Fließgewässern der pH-Wert des Freiwassers durch die epilithischen Kieselalgen-Gesellschaften ausgedrückt werden kann.

Damit eignen sich Diatomeen prinzipiell als Bioindikatoren der Versauerung in Fließgewässern. Da sie schnellwüchsiger als das Makrozoobenthon sind, dürften sie die saisonalen Veränderungen des Säuregehaltes in Fließgewässern besser wiedergeben als die tierischen Bioindikatoren – allerdings bei einem höheren Bearbeitungsaufwand. Würden die epilithischen Kieselalgen jedoch nur den aktuellen pH-Wert des Freiwassers reflektieren, ließen sich die Säureschübe und das Versauerungsgeschehen leichter durch automatisch registrierende Meßgeräte erfassen. In diesem Falle wären die Aufwuchs-Kieselalgen als Versauerungs-Bioindikatoren für die praktische Überwachung wertlos. Arbeiten zu Diatomeen in versauerten Fließgewässern brächten dann nur neue Bausteine zu floristischen Bestandsaufnahmen.

Die Arbeiten von BESCH et al. (1982) und BERGE (1982) zeigen allerdings bereits, daß die Bioindikation durch Diatomeen mehr beinhaltet: BESCH et al. fanden, daß die Algen unterschiedlich Schwermetall- und Aluminium-resistent sind. BERGE (1982) versuchte, über *Index Alpha* [einem empirischen Ausdruck für die Zusammensetzung der Diatomeenassoziationen, der von NYGAARD (1956) für paläolimnologische Studien entwickelt wurde] die Freiwasser-pH-Werte zu berechnen und stellte fest, daß die abgeleiteten pH-Werte zumeist niedriger als die gemessenen waren.

BERGE (1982) interpretiert diese „Mißweisung“ durch die Diatomeen nicht weiter. Aus heutiger Sicht können wir sagen, daß sich hierdurch bereits andeutet, daß die Bioindikation der Versauerung umfassender als pH-Wert-Messungen sein muß. Mit anderen Worten:

Auf die Ausprägung der Kieselalgen-Assoziationen auf dem Boden von versauerten Fließgewässern müssen weitere mit der Versauerung gekoppelte Faktoren wirken. Die Bearbeitung von benthischen Kieselalgen könnte damit ein sinnvolles Instrument bei der Gewässerüberwachung hinsichtlich der Versauerung sein.

Im Rahmen zweier Diplomarbeiten (PUTZ 1988) und SCHREINER (1989) gingen wir der Frage nach, welche Faktoren auf die epilithischen Kieselalgen-Assoziationen in versauerten Fließgewässern prägend wirken.

Oder: Was indizieren die Aufwuchskieselalgen tatsächlich?

## 2. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen im Hinteren Bayerischen Wald (Große Ohe), im Fichtelgebirge (Steinbach bei Martinlamitz) und im Frankenwald (Nordhalbener Ködel). Es handelt sich also um drei versauerungssensible Gebiete mit unterschiedlichen geologischen Verhältnissen.

### 2.1 Fichtelgebirge und Frankenwald

Fichtelgebirge und Frankenwald sind Teile des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges. Dabei wird der nordwestliche Teil dieses Gebirges vom Frankenwald gebildet, während sich das Fichtelgebirge südöstlich daran anschließt. Beide sind durch die Münchberger Hochfläche voneinander getrennt.

1) Die an sich gute Bearbeitung von Aufwuchsdiatomeen in Fließgewässern des Odenwaldes von HOFFMANN (1987) erschien als Diplomarbeit und muß deshalb leider als schwer zugänglich gelten. Ferner stellen BAUER et al. (1987) Ergebnisse von Mikrobenthos-Untersuchungen (Algenaufwuchs auf künstlichen Substraten) in der Oberen Waldnaab vor, gehen aber in der Diskussion nicht weiter auf diese Untersuchungen ein.

Das Gebiet mit Steinbach und Goldbach befindet sich im nordöstlichen Teil des Fichtelgebirges. Es wird im Norden durch die Ortschaft Martinlamitz begrenzt. Die südöstliche Grenze bildet der Große Kornberg (826 m ü. N. N.).

Das zweite Untersuchungsgebiet beinhaltet die Zuflüsse der Mauthaustalsperre und liegt im nordwestlichen Frankenwald. Es erstreckt sich westlich der Ortschaft Nordhalben (586 m ü. N. N.) von der Mauthaustalsperre bis an die Grenze zur ehemals Deutschen Demokratischen Republik.

Fichtelgebirge wie Frankenwald sind aus basenarmen Gesteinen aufgebaut. Das Fichtelgebirge wird geologisch stark von Granitvorkommen geprägt. Hauptbestandteile der Fichtelgebirgsgranite sind Feldspat, Quarz und Glimmer. Daneben wurden auch noch Schiefervorkommen nachgewiesen, die sich vorwiegend durch Quarzphyllite auszeichnen.

Bei den im Frankenwald häufig auftretenden Gesteinsformationen handelt es sich im wesentlichen um Quarzite, Sandsteine und Alaunschiefer, wobei die Schiefer überwiegen. Alaunschiefer sind braunschwarze bis schwarze Tonschiefer und enthalten Schwefelkies (Pyrit,  $\text{FeS}_2$ ) sowie Magnetkies ( $\text{FeS}$ ), die bei der Verwitterung Schwefelsäure freisetzen (ZIMMERMANN 1910). Dies führt zu einer Erhöhung der Wasserstoffionen- und Sulfatkonzentration in den davon betroffenen Oberflächengewässern. Im Boden führen die Protonen zu einer Auflösung des Alauns, was sich in erhöhten Konzentrationen von gelösten und teilhydrolysierten Aluminium-Verbindungen im Wasser äußert.

Diese beiden untersuchten Gebiete zählen zum kühlen und feuchten (bis sehr feuchten) Klimabereich mit mäßig kalten Wintern und nur mäßig warmen Sommern (VOGEL & BRUNNACKER 1955). Die mittleren jährlichen Niederschlagssummen liegen im Bereich von 750 bis 1200 mm (KNOCH 1952). Durch Messungen an der Meßstation Schwarzenbach (Förmitztalsperre 585 m ü. N. N.) gilt für das Untersuchungsjahr 1988, daß der März mit 171 mm der niederschlagsreichste Monat des Jahres war. Ab April folgte eine verhältnismäßig trockene Periode (Minimum: 27 mm im Mai), die mit starken Regenfällen (137 mm) erst im Dezember zu Ende geht. Diese Charakteristik gilt allgemein auch für das Untersuchungsgebiet im Frankenwald.

Beide Gebiete zeichnen sich hauptsächlich durch silikatreiche Böden mit geringen Basen- und Nährstoffgehalten aus. Es handelt sich dabei um mittel- bis tiefgründige, podsolierte Sandböden sowie flachgründige Schieferböden. Daneben können aber auch noch Braunerden geringer Sättigung nachgewiesen werden (VOGEL & BRUNNACKER 1955).

## 2.2 Große Ohe (Hinterer Bayerischer Wald)

Im äußersten Südosten der Bundesrepublik befindet sich der sog. „Innere oder Hintere Bayerische Wald“. Hierbei handelt es sich strenggenommen um den Westabfall des Böhmerwaldes zur Donauniederung hin. In diesem Bereich entwässert die Große Ohe ein ca. 20 km<sup>2</sup> großes Gebiet, das größtenteils zu dem im Jahre 1970 gegründeten

Nationalpark Bayerischer Wald gehört. Die Große Ohe ist einer der größeren Quellflüsse der Ilz, die in Passau in die Donau mündet.

Die nachfolgenden Angaben zu Geologie, Böden, Klima und Vegetation stammen im wesentlichen aus ELLING et al. (1976). Die vorherrschenden Gesteinstypen sind silikatischer Natur, in der Hauptsache Granite und Gneise, sowie deren Verwitterungsprodukte. Carbonatgesteine fehlen völlig.

Die Böden sind verhältnismäßig einheitlich und mehr von Höhenlage, Geländegestalt und Wasserführung geprägt als vom Ausgangsgestein. Im einzelnen finden sich hauptsächlich drei Bodentypen:

1. Fels- und Blockböden
2. Sand- und Lehm Böden
3. Mineralische und organische Naßböden (Moore).

Sand- und Lehm Böden sind der meistverbreitete Typ. Sie nehmen fast 75 % der gesamten Nationalparkfläche ein und sind besonders in den Tal- und unteren Hanglagen anzutreffen. Auf die Hochlagen und die oberen Hanglagen beschränkt sind die Fels- und Blockböden. Der dritte Bodentyp nimmt fast ein Viertel des Untersuchungsgebiets ein und kommt im Prinzip in allen Höhenlagen vor. Am häufigsten ist er jedoch in den Tallagen anzutreffen.

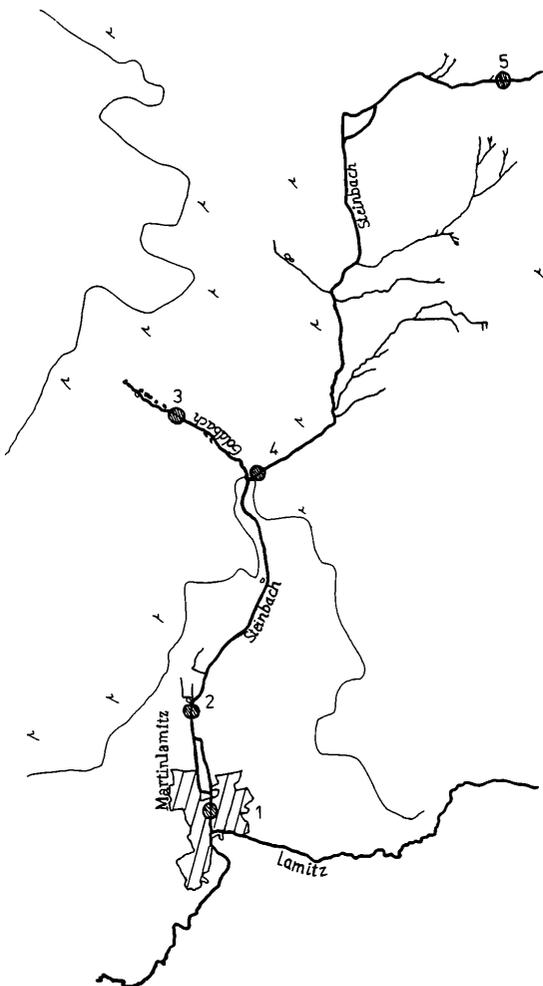
Die Bodenarten werden überwiegend von Braunerden bis hin zu Podsolen mit allen Übergangsstufen gestellt.

Das Klima des Hinteren Bayerischen Waldes ist als feucht-kühl mit ozeanischen, aber auch bereits starken kontinentalen Einflüssen zu bezeichnen. Die Winter sind kalt und schneereich. Schneehöhen bis zu 3 Metern sind keine Seltenheit. In den Hochlagen liegt der Schnee oft von Mitte Oktober bis in den Juni hinein. Bedingt durch die großen Höhenunterschiede weisen die Jahresmitteltemperaturen beträchtliche Spannbreiten auf. Sie reichen von 3° C in den Gipfellen bis 6,5° C in den Tallagen. Dort kann es zu ausgeprägten Kaltluftstauungen kommen, die sehr häufig Spätfröste verursachen. Allein der Monat August gilt als frostsicher. Die Jahressumme der Niederschläge schwankt zwischen 1300 und 1800 mm, wobei der Nebelniederschlag außer acht gelassen wurde, in den Hochlagen und zwischen 1100 und 1300 mm in den Tallagen.

Das Untersuchungsgebiet ist fast vollständig bewaldet. In den Hochlagen trifft man den charakteristischen Bergfichtenwald an. Darunter, in Höhen zwischen etwa 1100 und 750 m breitet sich der Bergmischwald mit seinen Hauptbaumarten Fichte, Tanne und Buche aus. In den Tallagen findet man häufig den frostresistenten Aufichtenwald. Die gewässerbegleitende Vegetation wird von einer typischen Hochstaudengesellschaft geprägt mit geländespezifischen Sauergras-, Farn-, Pestwurz- und Waldgeißbartbeständen – um nur die auffälligsten zu nennen.

## 2.3 Kurzbeschreibung der Probestellen

Die Lage der Probestellen ist den nebenstehenden Karten (Abb. 1 bis 3) zu entnehmen. Nachfolgend werden nur die Stellen, die wesentliche Ergebnisse zur Beantwortung der oben angeführten Frage lieferten, ausführlicher beschrieben.



**Abbildung 1**  
Lage der Probestellen im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)

### 2.3.1 Fichtelgebirge und Frankenwald

Im Fichtelgebirge wurden der Steinbach und sein Nebengewässer, der Goldbach, an insgesamt fünf Stellen untersucht (SCHREINER 1989). Die nördlichen Zuflüsse der Mauthaustalsperre besaßen sechs Probestellen. Neben der summarischen Darstellung aller Probestellen aus diesen Gebieten wird auf drei Stellen im Frankenwald näher eingegangen.

#### Steinbach

Das Quellgebiet des Steinbachs befindet sich im Spitalwald, drei Kilometer südlich von Pilgramsreuth in einer dichten Fichtenschonung. Auf dem Fließweg nimmt der Steinbach einige Nebenbäche auf, darunter einen aus einem nördlich gelegenen Schiefergebiet, den Goldbach. Das Vorkommen der Napfschnecke *Ancylus fluviatilis* (BAUER et al. 1987) signalisiert, daß der pH-Wert im Goldbach nie unter pH 6,0 fällt, auch nicht episodisch, da die Schnecke durch ihr Kalkgehäuse keine niedrigeren pH-Werte toleriert.

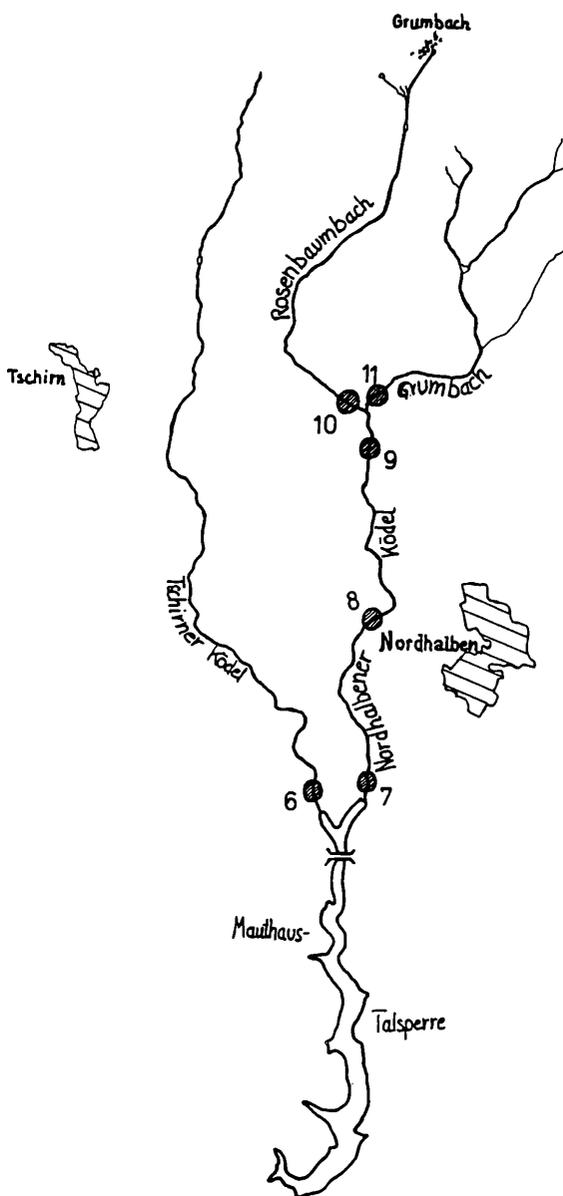
#### Nordhalbener Ködel

In der Ergebnisdarstellung wird detailliert nur auf die obere Region der Nordhalbener Ködel eingegangen, die Probestellen 9-11 der Frankenwald/Fichtelgebirgs-Untersuchung.

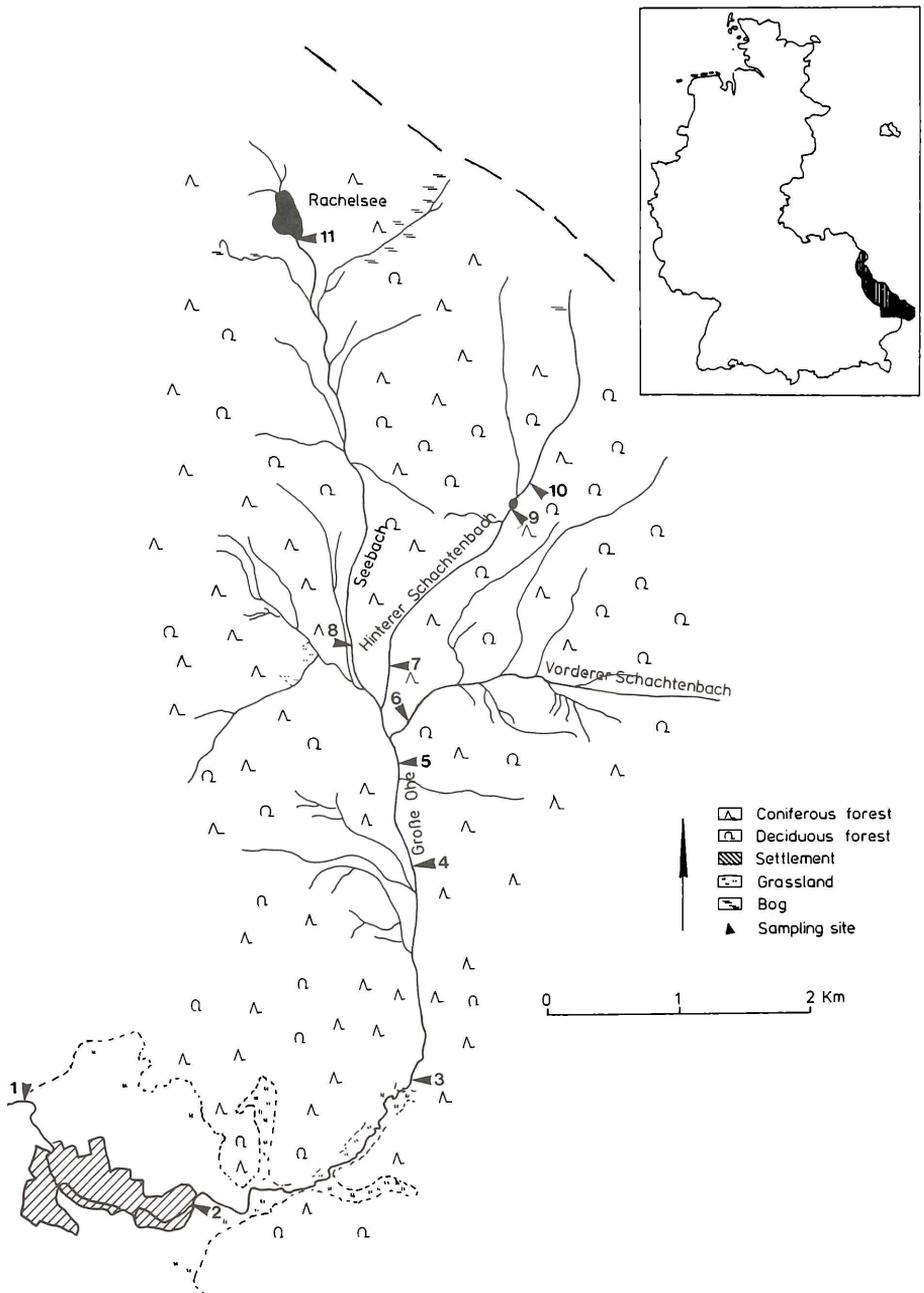
#### Probestellen 9-11

Der Grumbach (Stelle 11) bildet gemeinsam mit dem Rosenbaumbach (Stelle 10) die Nordhalbener Ködel (Stellen 9-7). Beide Quellbäche entspringen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Während im Bett des Grumbaches größere Felsbrocken liegen, die für eine unregelmäßige Strömung sorgen, ist das des Rosenbaumbaches mit Schieferplatten ausgekleidet. Der Grumbach ist an der Probenstelle von Fichten eingesäumt, der Rosenbaumbach mit Petasites.

Von diesen beiden Quellbächen zeichnet sich der Grumbach durch relativ hohe Aluminium-Konzentrationen und niedrigen pH-Werten aus. Der Rosenbaumbach dagegen, der die thüringische Ortschaft Grumbach entwässert, besitzt vergleichsweise hohe Alkalinitätswerte, was zu einer weitgehenden Neutralisierung der Nordhalbener Ködel führt, die nach Zusammenfluß mit dem Grumbach entsteht. Die gelösten Aluminium-



**Abbildung 2**  
Lage der Probestellen im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)



**Abbildung 3**

**Lage der Probestellen im Gebiet der Großen Ohe (Bayr. Wald)**

Verbindungen fallen aus und bilden einen weißlichen Überzug auf den Steinen der oberen Nordhalbener Ködel.

Die gesamte Nordhalbener Ködel ist mit flachen, glatten Schieferplatten ausgekleidet, was zu einer Vergleichmäßigung der Fließgeschwindigkeit führt.

### 2.3.2 Bayerischer Wald

Im Bayerischen Wald wurde das Gewässersystem der Großen Ohe an 11 Stellen untersucht (PUTZ 1988). Sie umfassen den Auslauf des Rachelsees hinunter bis zur ersten Ortschaft (Riedelhütte). Auch die Große Ohe nimmt auf ihrem Fließweg weniger saure Nebenbäche wie den Vorderen Schachtenbach auf.

#### *Probestelle 11: Seebach beim Rachelsee*

Diese Probestelle liegt nur wenige Meter unterhalb des 1071 m hoch gelegenen Rachelsees am Seebach. Im dichten, ganzjährig schattenspendenden Bergfichtenwald bahnt sich der Seebach im steilen Gelände seinen Lauf zwischen größeren Felsblöcken und ausgeprägten Treibholzanisammlungen.

#### *Probestelle 6: Vorderer Schachtenbach*

Die Ufer sind wegen einer Straße nicht vollständig bewaldet, so daß der Bach mittags und am frühen Nachmittag im vollen Sonnenlicht liegt. Das Bachbett besteht aus kleineren und mittleren, z. T. stark gerundeten Felsstücken.

#### *Probestelle 1: Große Ohe bei Riedelhütte*

Nach etwa 13 km Fließweg erreicht die Große

Ohe das Ortsende von Riedelhütte. Der Fluß ist an dieser Stelle durch den Holztriftverbau des vergangenen Jahrhunderts nur ca. 4 m breit, jedoch im gesamten Querschnitt bei Mittelwasser etwa 1 m tief. Das Gefälle ist gering. Das Bachbett besteht aus kleineren, leicht gerundeten Granitbrocken. Auffallend ist besonders im Herbst bei Niedrigwasserstand die deutlich huminbraune Färbung des Wassers – ein Hinweis auf den Einfluß des großen Moores, das etwa 4 km flußaufwärts durchflossen wird.

### 3. Material und Methoden

#### 3.1 Biologische Methoden

Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den drei Gebieten wurden nur die epilithischen Diatomeen untersucht. Der Florenvergleich von steinigem und hölzernen Substraten im Rachelsee-Ablauf (Abb. 16 a und 16 b) zeigt, daß die Diatomeen auf Steinen von acidobionten Formen dominiert werden, während der Anteil dieser Gruppe auf Holz deutlich zurückgeht. Holz mildert durch die Verwitterung offenkundig den Säurestreß im Fließgewässer.

Alle Stellen wurden in monatlichem Abstand beprobt, und zwar die an der Großen Ohe von Mai bis Oktober 1987, die an Steinbach und Nordhalbener Ködel von Mai bis Dezember 1988.

Mit einer weichen Zahnbürste wurde der Aufwuchs von der gesamten wasserüberströmten Stein-, seltener auch Holzoberfläche vorsichtig über einer Schale abgebürstet. Anschließend wurde das Substrat mit einer Spritzflasche abgespült und der Aufwuchs zusammen mit etwa 40 ml Wasser in ein Plastikschnappgläschen überführt. Zur Fixierung des Materials dienten einige Tropfen Formalin. Je nach Bewuchsdichte wurden 2-4 Steine an den einzelnen Probestellen abgebürstet. Es wurde generell darauf geachtet, daß Substrate aus Bereichen mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten abgesammelt wurden.

Die Aufbereitung der Proben erfolgte in der bei ARZET (1987) beschriebenen Art.

Zur Bestimmung der Diatomeen wurden folgende Standard-Werke benutzt: KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988), HUSTEDT (1927-1965, 1937-1939), FOGED (1974, 1977), GERMAIN (1981) und die Ikonographie des PIRLA-Projekts (1986). Pro Präparat wurden mindestens 400 Kieselschalen gezählt. Die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten wurden auf 0,1% genau ermittelt, so daß sich bei der Summe der relativen Häufigkeiten pro Probe Abweichungen von maximal 1 % ergaben. Parallelzählungen ergaben sehr gute reproduzierbare Ergebnisse (PUTZ 1988).

Die Arten wurden anschließend zu den von HUSTEDT (1937-1939) aufgestellten und später vielfach bestätigten (u. a. ARZET 1987, NYGAARD 1956, RENBERG & HELLBERG 1982, VAN DAM et al. 1981) Säure-Präferenzgruppen (s. u.) zusammengefaßt. pH-Wert-Berechnungen erfolgten über die empirische Beziehung, dem Index B, von RENBERG & HELLBERG (1982), die von ARZET (1987) auf mitteleuropäische Verhältnisse geeicht worden war.

Diese Beziehungen lauten:

$$\text{Index B} = [\% \text{circ} + 5 \% \text{acf} + 40 \% \text{acb}] [\% \text{circ} + 3,5 \% \text{alk}]^{-1},$$

$$\text{pH} = 6,23 - 0,78 \log \text{Index B.}$$

In dieser Gleichung bedeuten:

acb = acidobiont, Verbreitungsoptimum  $\text{pH} \leq 5,5$

acf = acidophil, Verbreitungsoptimum  $\text{pH} \geq 5,5$

circ = circumneutral, Verbreitungsoptimum um oder knapp unter dem Neutralpunkt

alk = alkaliphil, Verbreitungsoptimum knapp oberhalb des Neutralpunktes.

#### 3.2 Chemische Methoden

Die Bestimmungen wichtiger wasserchemischer Kenngrößen erfolgten nach den untenstehenden Verfahren (PUTZ 1988, FRANK 1989).

Parameter	Analysenverfahren
pH-Wert	elektrochemisch nach der Probenahme
Alkalinität <sup>2)</sup>	Gran-Titration im Labor
Fe	Atomabsorption/Emission im Labor
Mn	Atomabsorption/Emission im Labor
Al	Atomabsorption/Emission im Labor
DOC	UV-Oxidation, IR-Detektion im Labor.

#### 4. Ergebnisse und Diskussion

Die in der nachstehenden Tabelle aufgeführten Kieselalgen wurden auf Steinen in den drei Untersuchungsgebieten gefunden. Die Artenliste wird zu Referenzzwecken möglichst ausführlich wiedergegeben.

In allen drei Untersuchungsgebieten sind die wichtigsten Taxa nahezu identisch. Bei der Einordnung seltener Taxa ergeben sich geringe Unterschiede, die auf das Ergebnis keinen Einfluß haben. Die unterschiedliche Säure-Präferenzgruppen-Einteilung beruht auf regionalen Unterschieden hinsichtlich des Verhaltens der fraglichen Taxa gegenüber dem pH-Wert. Möglicherweise zeigt sich hierin bei diesen Formen eine breite ökologische Spannbreite mit regional unterschiedlich reagierenden Sippen.

Vergleicht man nun die im Freiwasser der Bäche gemessenen pH-Werte mit denen, die sich aus den epilithischen Kieselalgen-Assoziationen ergeben, so fällt auf, daß die Kieselalgen-pH-Werte fast durchweg niedriger als die elektrochemisch gemessenen liegen. Dies ist exemplarisch für die Probestellen Rosenbaumbach (Abb. 4), Grumbach (Abb. 5) und die Nordhalbener Ködel nach dem Zusammenfluß der beiden Quellbäche (Abb. 6) verdeutlicht. Diese Abweichungen sind im Grumbach mit bis zu 3 pH-Wert-Einheiten am stärksten. Lediglich im Dezember weisen die Freiwasser-pH-Werte im Rosenbaumbach und in der Ködel niedrigere Werte auf als über die Diatomeen ablesbar ist. Die Ursache ist eine unmittelbar vor der Probenahme vorangegangene Schneeschmelze, auf die sich die Diatomeen noch nicht eingestellt haben.

Auffallend ist beim Grumbach ferner, daß sich minimale pH-Werte bei den epilithischen Kieselalgen, d. h., daß sich die stärker säuretoleranten Formen maximal durchsetzen, erst mit einer deut-

2) Definition siehe weiter unten.

Tabelle 1

## Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

	-----Gewässersystem-----			
	Gr. Ohe	Steinb.	Nrdh.	Ködel
Acidobiont (acb, pH 5,5)				
Anomoeoneis serians (Bréb. ex Kütz.) Cleve	+	-	-	
Eunotia exigua (Bréb.) Rabenh.	++	++	++	
Navicula subtilissima Cleve	+	+	+	
Pinnularia subcapitata var. hilseana (Janisch) O. Müller	++	++	++	
Acidophil (acf, pH 5,5-7,0)				
Achnanthes austriaca var. helvetica Hust.	++	++	+	
Achnanthes austriaca var. parallela Krass.	+			
Achnanthes subatomoides (Hustedt) Lange-Bertalot (= A. detha Hohn & Hellerman)	-	+	+	
Achnanthes marginulata Grunow	++	+	++	
Anomoeoneis brachysira (Bréb.) Grunow	+	+	+	
Cymbella perpusilla Cleve	-	+	+	
Eunotia bigibba Kütz.	+	-	-	
[Eunotia bilunaris (Ehrb.) Krammer & Lange-Bertalot		++	+	
Eunotia diodon Ehrb.	-	+	-	
Eunotia faba (Ehrb.) Grunow	+			
Eunotia fallax Cleve	+	-	-	
Eunotia glacialis Meister		+	+	
Eunotia incisa Gregory ex W. Smith (= E. veneris (Kütz.) O.Müller)	+	+	+	
Eunotia kocheliensis O.Müller	-	+	+	
Eunotia meisteri Hust.	+	+		
Eunotia naeglyi Migula (=E. alpina (Nägeli) Hust.)		+	-	
Eunotia paludosa Grunow	-	+	+	
Eunotia pectinalis incl. var minor (Kütz.) Rabenh.	++	++	+	
Eunotia praerupta Ehrb.	+	+	+	
Eunotia rhomboidea Hust.	+	++	+	
Eunotia robusta var. tetraodon (Ehrb.) Ralfs	-	+	+	
Eunotia septentrionalis Østrup	+	+	-	
Eunotia sudetica O. Müller	++	-	+	
Eunotia tenella (Grunow) Hust.	+	++	+	
Eunotia tridentula Ehrb. (= E. polydentula Brun)	+	+	+	
Eunotia trinacria Krass.	-	++		
Eunotia triodon Ehrb.	+	-	-	
Frustulia rhomboides (Ehrb.) De Toni	+	+	+	
Frustulia rhomboides var. saxonica (Rabenh.) De Toni	+			
Frustulia rhomboides var. amphipleuroides (Grun.) De Toni		+	+	
Frustulia rhomboides var. crassinervia (Bréb.) Ross		+	+	
Frustulia rhomboides var. viridula (Bréb.) Cleve	-	+	+	
Melosira distans var. nivalis (W. Smith) Kirchner	++	-	-	
Navicula angusta Grun.		+	+	
Navicula arvensis Hust.	+	-	-	
Navicula bryophila Boye Petersen	+	+	+	
Navicula contenta Grun. in Van Heurck		+	+	
Navicula festiva Krass.		+		
Navicula heimansii Van Dam & Kooyman	-	+		
Navicula järnefeldtii Hust.	+	-	-	
Navicula mediocris Krass.	+	+	+	
Navicula roteana Hust.	+	-	-	
Navicula soehrensii Krass.	-	++	+	
Navicula soehrensii var. hassiaca Krass.	+			
Navicula subatomoides Hust. (=Achnanthes subatomoides)	+	-		
Neidium affine var. longiceps (Gregory) Cleve	-	+		
Neidium alpinum Hust.	+	+	-	
[Neidium hercynicum A. Mayer		+	+	
[Pinnularia appendiculata (Agardh) Cleve		++	+	

Tabelle 1 (1. Fortsetzung)

## Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenb.	-	+	+
<i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cleve	+	+	
<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grun.) Cleve	+	-	-
<i>Pinnularia gibba</i> Ehr.	+	+	+
<i>Pinnularia interrupta</i> W. Smith (= <i>P. biceps</i> ) Gregory	+	+	
<i>Pinnularia maior</i> (Kütz.) Rabenh.		+	-
[ <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrb.) Cleve	-	+	++]
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	++	++	+
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyng.) Kütz.	+		
Circumneutral (circ, pH um 7.0)			
<i>Achnanthes biasolettiana</i> Grun.	-		++
<i>Achnanthes flexella</i> var. <i>alpestris</i> (Kütz.) Brun.	+	-	
<i>Achnanthes levanderi</i> Hust.	-	+	-
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	++	++	++
<i>Achnanthes pusilla</i> (Grun.) De Toni	-	+	+
<i>Achnanthes saxonica</i> Krass.	++	+	+
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grun.) Ross	-	+	++
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cleve	+	+	-
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrb.) Kütz.		+	+
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenh.		+	++
<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auersw.) Cleve		+	+
[ <i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch in Rabenh.		+	+] ]
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	-	+	-
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh	+	-	-
<i>Diatome hiemale</i> (Lyngbye) Heiberg	++	+	+
<i>Eunotia arcus</i> Ehrb.	+		
[ <i>Eunotia lunaris</i> (= <i>E. bilunaris</i> )	+] ]		
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	++	++	+
<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>exigua</i> Grun.		++	+
<i>Frustulia weinholdii</i> Hust.		+	-
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrb.		+	+
[ <i>Gomphonema gracile</i> Ehrb.		+	+] ]
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	++	++	++
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh			
incl. var. <i>constricta</i> Agardh	++	+	++
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs		+	-
<i>Navicula fossalis</i> var. <i>fossalis</i> Krass.		+	+
[ <i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i> (Grun.) Lange-Bertalot			+] ]
<i>Navicula molestiformis</i> Hust.		-	+
<i>Navicula pseudocutiformis</i> Hust.	-	+	+
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	+	+	
<i>Navicula pupula</i> var. <i>mutata</i> (Krassk.) Hust.		+	-
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	-	+	+
<i>Navicula subrotundata</i> Hust.	+	-	
<i>Neidium biscalatum</i> (Lagerst.) Cleve	+	+	+
[ <i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot		+	+] ]
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch		+	+
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch		+	
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	-	+	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	+	++	+
<i>Nitzschia pusilla</i> Grun.	-	+	
[ <i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	+] ]		
[ <i>Pinnularia gibba</i> Ehrb.		+	+] ]
[ <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrb.) Cleve	+] ]		
<i>Pinnularia obscura</i> Krass.	-	+	-
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	+	+	+
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrb.	+	+	+
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrb.	+	+	-
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrb.	+	-	+
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	++	+	+
<i>Synedra rumpens</i> Kütz.	++	+	+

Tabelle 1 (2. Fortsetzung)

## Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

## Alkaliphil (alk, pH&gt;7,0)

<i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun.	+	+	+
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>rostrata</i> Grun.	+	-	
<i>Amphora libyca</i> Ehrb.		+	-
<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun.		-	+
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	-	+	
<i>Caloneis silicula</i> (Grun.) Mills	+		-
<i>Ceratoneis arcus</i> Kütz.	+	-	+
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrb.		+	+
<i>Cymbella mesiana</i> Choinoky		+	
<i>Cymbella microcephala</i> Grun.	-	+	
<i>Diploneis ovata</i> (Hilse) Cleve	+	-	
<i>Diploneis pseudovalis</i> Hust.	-	+	
<i>Fragilaria brevistriata</i> Grun.	+	+	-
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	+	++	++
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrb.) Grun.	+	+	+
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (Ehrb.) Grun.	+	++	+
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>binodis</i> (Ehrb.) Grun.	-	+	
<i>Fragilaria intermedia</i> Grun.	+	+	
<i>Fragilaria oldenburgiana</i> Hust.	+	-	-
<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrb.	+	+	+
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Ehrb.		+	++
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> (Kütz.) Lange-Bertalot		+	+
[ <i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni		+	+] ]
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrb.		+	+
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabenh.		-	+
<i>Gomphonema minutum</i> (C. Agardh) Agardh		+	+
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrb.	-	+	+
<i>Navicula atomus</i> (Kütz.) Grun.	+	+	-
<i>Navicula accomoda</i> Hust.		+	+
<i>Navicula capitata</i> var. <i>capitata</i> Ehrb.		+	
<i>Navicula cari</i> Ehrb.	-	+	-
<i>Navicula cryptocephala</i> Kütz.	+	+	+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot		+	-
<i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H.L. Smith		+	+
[ <i>Navicula gregaria</i> Donkin		+	+] ]
[ <i>Navicula minima</i> Grun. in van Heurck		+	+] ]
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kütz.	+	+	+
<i>Navicula rotunda</i> Hust.	+	-	
<i>Navicula seminulum</i> Grun.		+	-
[ <i>Navicula tenelloides</i> Hust.		+	-] ]
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F. Müller) Bory		+	-
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.		+	+
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grun.		+	-
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenh.		+	+
<i>Nitzschia microcephala</i> Grun.		+	
<i>Nitzschia paleacea</i> Grun.		+	-
<i>Nitzschia perminuta</i> Grun.	-	+	+
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	+	-	
<i>Nitzschia</i> cf. <i>supralithorea</i> Lange-Bertalot		+	
<i>Stauroneis smithii</i> Grun.		+	
<i>Surirella angusta</i> Kütz.		+	

Indifferent (keiner Gruppe zugehörig oder ökologische Daten für Klassifikation zu spärlich)

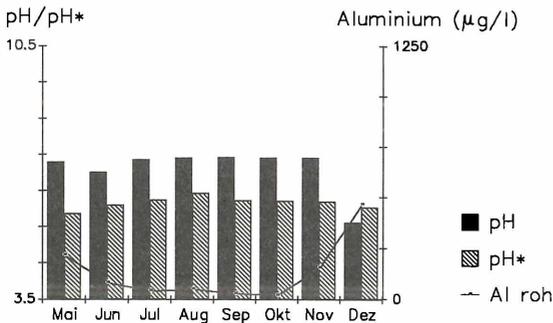
[ <i>Achnanthes detha</i>			
(= <i>A. subatomoides</i> )	+] ]		
<i>Achnanthes gibberula</i> Grun.	+	+	-
<i>Achnanthes lapidosa</i> Krass.	-		+
<i>Amphora ovalis</i> Kütz.	+	-	
<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh		+	
<i>Cymbella falaisensis</i> (Grun.) Krammer & Lange-Bertalot	-	+	
<i>Cymbella</i> cf. <i>paucistriata</i> Cleve-Euler	+		
[ <i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch in Rabenh.	+] ]		
<i>Diatoma anceps</i> (Ehrb.) Kirchner	-	+	+
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kütz.) Lange-Bertalot	-	+	+
[ <i>Frustulia vulgaris</i> (Thwait.) De Toni	+] ]		

Tabelle 1 (3. Fortsetzung)

## Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

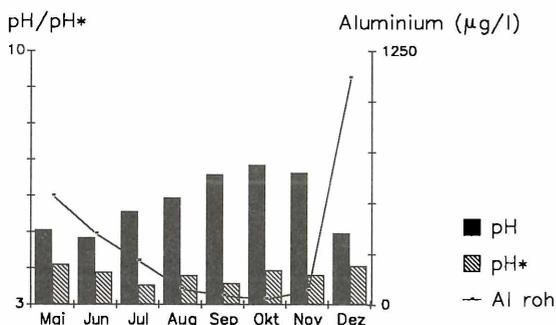
- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

Gomphonema affine Kütz.	+	+	
[Gomphonema gracile Ehr.	+]		
Gomphonema insigne Gregory	+		-
Gomphonema olivaceum (Hornem.) Bréb.		-	+
Gyrosigma acuminatum (Kütz.) Rabenh.	-	+	
Navicula abiscoensis Hust.	+	-	
Navicula agrestis Hust.		+	
Navicula cf bahusiensis Grun.		-	
Navicula bremensis Hust.		+	
Navicula cohnii (Hilse) Lange-Bertalot		+	-
Navicula decussis var. decussis Østrup		-	+
Navicula detenta Hust.		+	
Navicula digitulus Hust.	+		
Navicula eliginensis (Gregory) Ralfs	+		
Navicula gallica var. laevisissima Hust.	+		
[Navicula gallica var. perpusilla Hust.	+]		
[Navicula gregaria Donkin	+]		
Navicula krasskei Krass.	+		
Navicula laevisissima Kütz.	+	+	
Navicula lapidosa Krass.	+	-	
Navicula medioconvexa Hust.	+	+	
[Navicula minima Grun.	+]		
Navicula naumannii Hust.	+	-	
Navicula cf preaterita Hust.		+	
Navicula pseudobryophila Hust.	+		
Navicula pseudokotschii Hust.	+	-	
Navicula cf pseudoventralis Hust.	-	+	
Navicula pupula var. pupula Kütz.	+		
Navicula pupula var. aqueductae Kütz.	+	-	
Navicula similis Krass.	-	+	
Navicula soehrensensis var. soehrensensis Krass.	+		
Navicula cf submuralis Hust.	+		
[Navicula tenelloides Hust.	+]		
Navicula tridentula Krass.	+	-	
Neidium dubium (Ehrb.) Cleve	-	+	
[Neidium hercynicum	+]		
Neidium productum (W. Smith) Cleve	+		
[Nitzschia cf acidoclinata	+]		
Nitzschia bremensis Hust.	-	+	
Nitzschia capitellata Hust.		+	-
Nitzschia communis Rabenh.		-	+
Nitzschia commutata Grun.	-	+	
Nitzschia gandersheimiensis Krass.	+	-	
Nitzschia lacuum Lange-Bertalot		+	
Nitzschia pura Hust.		+	-
Nitzschia subacicularis Hust.		+	+
Nitzschia sublinearis Hust.		+	
Nitzschia terrestris (Petersen) Hust.		+	
Nitzschia umbonata (Ehrb.) Lange-Bertalot		+	
Pinnularia legumen (Ehrb.) Ehrb.		+	
Pinnularia lundii Hust.	-	+	
Pinnularia stomatophora Grun.	+		
Rhoicophenia abbreviata (Kütz.) Grun.	+		
Stauroneis gracillima Hust.	+		
Stauroneis cf kriegerii Patrick	+		
Stauroneis legumen (Ehrb.) Kütz.	+		
Stauroneis cf pseudoobtusoides Germain	+		
Stauroneis obtusa Lagerstedt	+	-	
Stauroneis thermicola (Petersen) Lund		+	
Stenopterobia delicatissima (Lewis) Bréb. ex van Heurck	-	+	
Surirella elegans Ehrb.	+		
Surirella minuta Bréb.		+	-
Surirella roba Leclercq		+	+



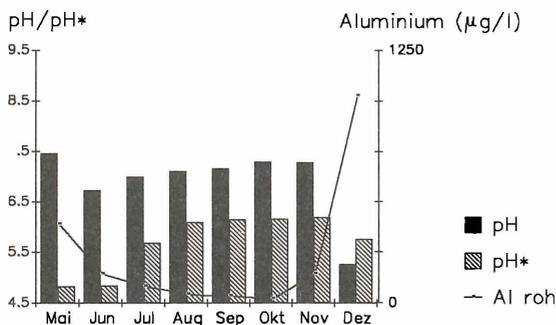
**Abbildung 4**

Vergleich der im Freiwasser gemessenen mit den aus der Diatomeen-Assoziation abgeleiteten **pH-Werte (=pH\*) im Rosenbaumbach** (Frankenwald).



**Abbildung 5**

Vergleich der im Freiwasser gemessenen mit den aus der Diatomeen-Assoziation abgeleiteten **pH-Werte (=pH\*) im Grumbach** (Frankenwald)



**Abbildung 6**

Vergleich der im Freiwasser gemessenen mit den aus der Diatomeen-Assoziation abgeleiteten **pH-Werte (=pH\*) in der Nordhalbener Ködel** nach dem Zusammenfluß von Rosenbaumbach und Grumbach (Frankenwald)

lichen Zeitverzögerung nach dem minimalen Freiwasser-pH-Wert einstellen. Im Grumbach waren die minimalen Freiwasser-pH-Werte bereits im Juni 88 anzutreffen, während bei den Aufwuchs-Kieselalgen die größten Anteile von acidobionten Arten von Juli bis September auftraten. Für diese Diskrepanz gibt es folgende Deutungsmöglichkeiten:

1. Der Index B ist auf Fließgewässer nicht anwendbar.

Abb. 7, in der die über Index B abgeleiteten pH-Werte gegen die aktuell gemessenen aufgetragen sind, beweist allerdings das Gegenteil, wenn auch die Beziehung statistisch schlechter als für Seen ist (ARZET 1987).

- Die epilithischen Diatomeen zeigen die Protonengehalte mit einer zeitlichen Verzögerung an und/oder
- die Diatomeen indizieren außer den Protonen weitere versauernde Substanzen.

Trägt man die Daten (pH und pH\*) für Frankenwald und Fichtelgebirge getrennt auf, zeigt sich, daß sich die Beziehung für die Frankenwalddaten gegenüber der Gesamtdarstellung (Abb. 8) verschlechtert, während sie für die des Fichtelgebirges besser wird (Abb. 9). Auf die Ausprägung der benthischen Diatomeen-Assoziationen wirken in den beiden Fließgewässern neben den Protonen des Freiwassers offensichtlich weitere, regional unterschiedliche chemische Komponenten. Um die wirksamen Komponenten herauszufinden, wurde der log Index B, quasi als Ersatz für pH-Wert des Freiwassers, gegen

- den negativen log ( $[H^+] + 3[Al^{3+}]$ ) (Abb. 10, 13: pH\*),
- den negativen log ( $[H^+] + 3[Al^{3+}] + 2[Fe^{2+}] + 2[Mn^{2+}]$ ) (Abb. 11, 14: pH\*\*) und
- die Alkalinität (Abb. 12, 15) aufgetragen.

Unter Alkalinität ist die Summe aller Basen zu verstehen, die mit einer starken Säure bis zu einem definierten Äquivalenzpunkt titriert werden kann. Sie wird bestimmt durch jede Substanz, die mit dem Wasserstoffion reagiert. In Gewässern mit pH-Werten < 8,2 und > 5,5 läßt sich die Alkalinität vereinfacht ausdrücken als:

$$Alk = [HCO_3^-] - [H^+]$$

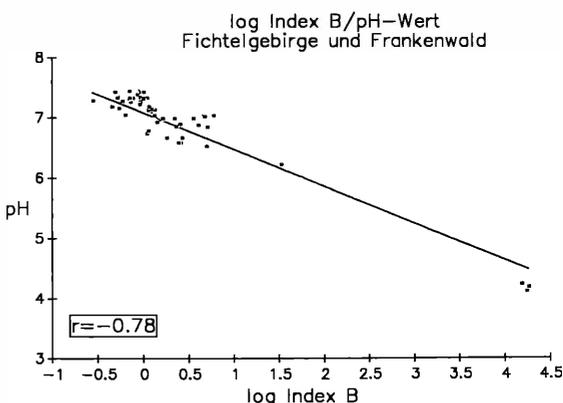
Positive Alkalinitätswerte besagen, daß das Wasser Pufferkapazität gegenüber Säuren besitzt. Negative Werte stehen für freie Säure im Wasser. Liegt der pH-Wert allerdings unter 5,5, dann kommen neben den Protonen auch andere, proteolytische Kationen hinzu, beispielsweise Aluminium und die Übergangsmetalle (Me):

$$Alk = [HCO_3^-] - [H^+] - n[Me^{n+}]$$

Die chemische Wirkung der proteolytischen Kationen wird weiter unten beschrieben.

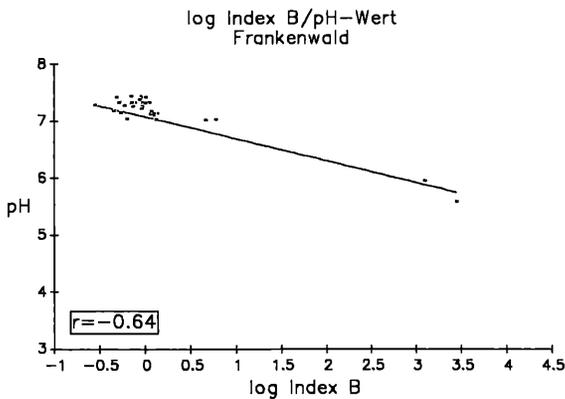
Die beiden ersten Regressionen in der Prüfung, welche Faktoren auf die Kieselalgen-Zusammensetzung wirken, beinhalten somit eine Teil-Alkalinität.

Für den Frankenwald ergibt sich für die Summe von Protonen und Aluminium die beste Beziehung zur jeweiligen Kieselalgen-Assoziation, für das Fichtelgebirge die beste zur Alkalinität.

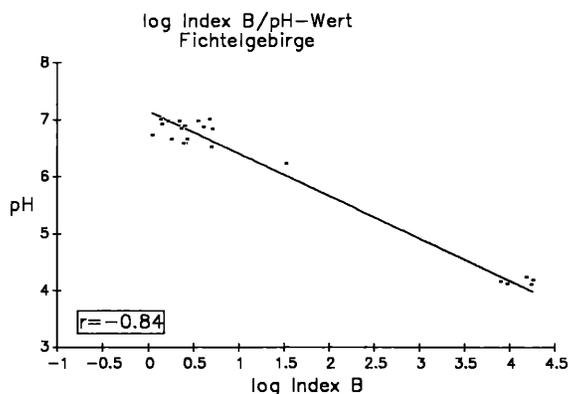


**Abbildung 7**

**Beziehung zwischen Index B-pH-Werten und Freiwasser-pH-Werten**



**Abbildung 8**  
**Beziehung zwischen Index B- und Freiwasser-pH-Werten im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**



**Abbildung 9**  
**Beziehung zwischen Index B- und Freiwasser-pH-Werten im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**

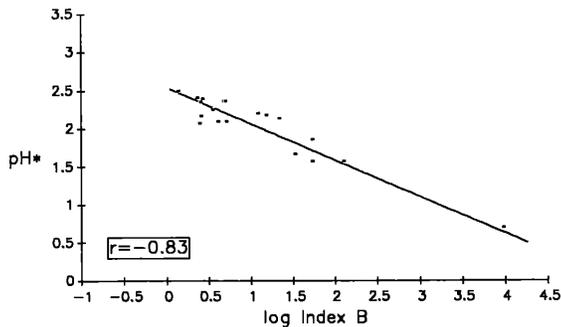
Für die untersuchten Bäche im Frankenwald heißt dies, daß die bereits (nach dem Zusammenfluß der beiden Quellbäche) mit dem bloßen Auge wahrnehmbare Aluminiumbelastung die Kieselalgen-Assoziation maßgeblich mit ausprägt. Die aktuellen Aluminium-Werte des Freiwassers, wie sie in die Abbildungen 4 bis 6 eingetragen sind, geben die Verhältnisse im Kontaktbereich Untergrund-Wasser nicht adäquat wieder. Die Metallkonzentrationen im Steinbach (Fichtelgebirge) liegen deutlich höher als in der Nordhalbener Ködel. Auf die epilithischen Kieselalgen wirken auch Eisen und Mangan als Kationensäuren, da die Beziehung in Abb. 14 nur geringfügig schlechter als die der gesamten Alkalinität (Abb. 15) ist.

Um die eingangs gestellte Frage nach einer möglichen Bioindikation der Versauerung von Fließgewässern durch benthische Kieselalgen mit dem Wissen der Untersuchungen aus den Gebieten des Steinbachs und der Nordhalbener Ködel zu beantworten, sei festgehalten:

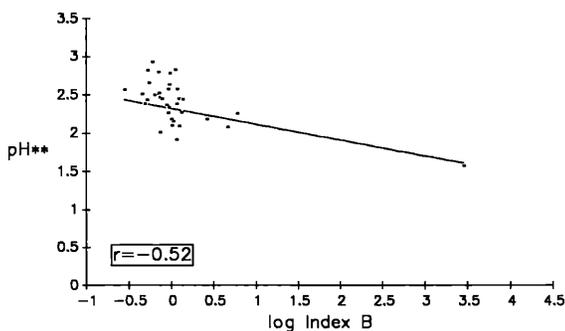
*Kieselalgen im Benthon von Fließgewässern zeigen die Versauerung sehr wohl an, und zwar geben sie alle biotisch wirksamen versauernden Substanzen wieder. Ihre Indikation ist damit umfassender als Messungen des Freiwasser-pH-Wertes.*

Ob eine zeitliche Verzögerung der Bioindikation vorliegt, wie oben angedeutet, läßt sich klarer an den Ergebnissen von drei markanten Stellen aus

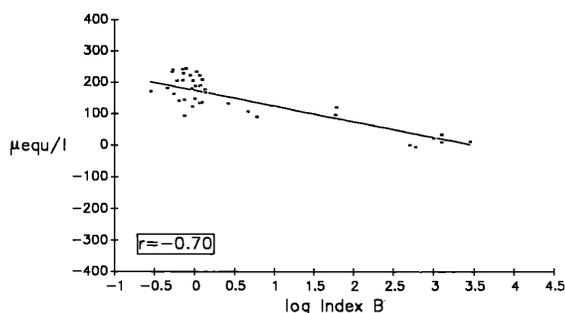
dem Gebiet der Großen Ohe beantworten. Die Florenanalyse für den Rachelsee-Auslauf, den weniger sauren Vorderen Schachtenbach sowie die Große Ohe unterhalb der kleinen Ortschaft Riedelhütte geben die Abbildungen 16 bis 18 wieder. Auf die Floren-Unterschiede bei Aufwuchs auf Holz und auf Steinen wurde schon hingewiesen. Bereits bei der Florenanalyse fallen die unterschiedlich sauren (versauerten) Habitate im System der Großen Ohe auf: Im Rachelsee-Auslauf (Stelle 11) machen die acidobionten und acidophilen Diatomeen sowohl auf Stein- als auch auf Holzsubstraten (Abb. 16) zusammen stets mehr als 90 % aus, während sie im Vorderen Schachtenbach maximal 40 % der Diatomeenzahlen erreichen.



**Abbildung 10**  
**Beziehung zwischen Index B und  $-\log ([H^+] + 3[Al^{3+}])$  ( $=pH^*$ ) im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**

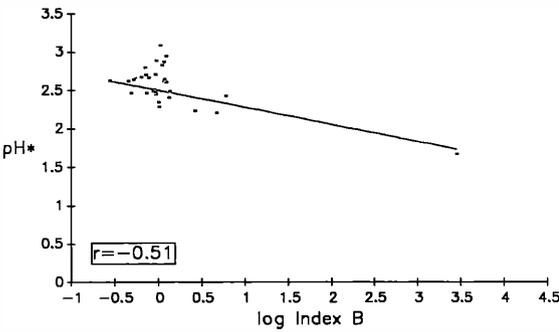


**Abbildung 11**  
**Beziehung zwischen Index B und  $-\log ([H^+] + 3[Al^{3+}] + 2[Fe^{2+}] + [2Mn^{2+}])$  ( $=pH^{**}$ ) im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**



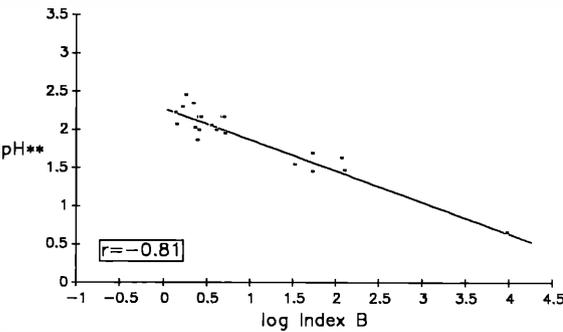
**Abbildung 12**  
**Beziehung zwischen Index B und Alkalinität im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**

Für die Meßstation Taferlruck (Stelle 5, Abb. 3) liegen automatische Aufzeichnungen vor (Abb. 19), die verdeutlichen, daß Säurestöße nur während der Schneeschmelze im Mai aufgetreten sind. Die Diatomeen an den drei ausgewählten Stellen besitzen den größten Anteil acidobionter plus acidophiler Formen jedoch ein bis drei Monate später. Mit anderen Worten: Die Kieselalgen benötigen eine längere Zeit, um sich auf die Säurebelastung der Schneeschmelze einzustellen. Rechnet man die Kieselalgen-Analyse über den Index B in pH-Werte (pH\*) um (Abb. 20), wird diese zeitliche Verzögerung noch auffälliger. In der Großen Ohe (Abb. 20 a) zum Beispiel, zeichnen die Diatomeen den Freiwasser-pH-Anstieg von Mai bis Juli offenkundig erst in den Monaten von Juli bis September nach. Verzögerungseffekte bei der Bioindikation nach einer Belastung sind



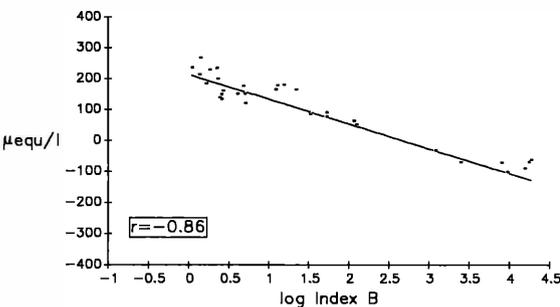
**Abbildung 13**

**Beziehung zwischen Index B und  $-\log([H^+] + 3[Al^{3+}]) (=pH^*)$  im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**



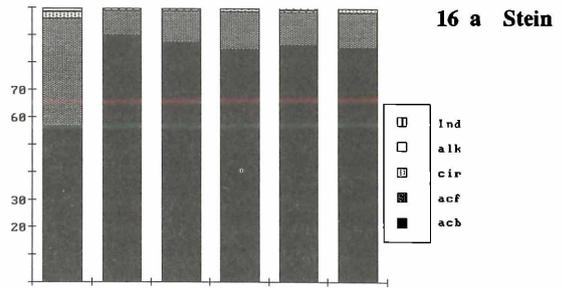
**Abbildung 14**

**Beziehung zwischen Index B und  $-\log([H^+] + 3[Al^{3+}] + 2[Fe^{2+}] + 2[Mn^{2+}]) (=pH^{**})$  im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**



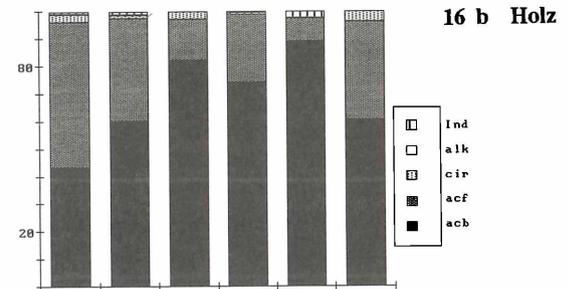
**Abbildung 15**

**Beziehung zwischen Index B und Alkalinität im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**



**Abbildung 16 a**

**Zusammensetzung der Kieselalgenflora am Rachelseeauslauf auf steinigen Substraten.** acb = acidobiont, acf = acidophil, cir = circumneutral, alk = alkaliphil, ind = indifferent



**Abbildung 16 b**

**Zusammensetzung der Kieselalgenflora am Rachelseeauslauf auf Holzsubstraten.** Abkürzungen s. Abb. 16 a

bereits für Metallverschmutzungen beschrieben worden, beispielsweise von EICHENBERGER et al. (1981) oder von GENTER et al. (1988), allerdings noch nicht im Zusammenhang mit der Versauerung.

Da die Verzögerung anscheinend an den einzelnen Stellen unterschiedlich abläuft, wurde an der Gesamtheit der Daten aus dem Bachsystem der Großen Ohe versucht, diese Zeitverschiebung durch Verschiebungen der Daten herauszufinden. Geprüft wurde einerseits, wie sich die statistischen Größen zwischen den Freiwasser-pH-Werten zu denen des Index B verändern, wenn der zeitliche Ablauf beibehalten wird, wie er vorgefunden wurde (Abb. 21 a), oder andererseits so getan wird, als wenn der aktuelle pH-Wert erst einen Monat (pH<sup>+</sup>) bis drei Monate (pH<sup>+++</sup>) später wirkt (Abb. 21 b bis d). Es läßt sich leicht erkennen, daß die statistische Beziehung umso besser wird, je weiter die Daten verschoben werden. Am besten ist die Beziehung für die drei-monatige Verschiebung, bei einer vier-monatigen verschlechtert sie sich wieder deutlich.

Es erscheint als unplausibel, allein Konkurrenzphänomene bei der Wiederbesiedlung der Steine im Bachbett nach der Schneeschmelze für die Verzögerung verantwortlich zu machen, zumal die Ergebnisse aus Fichtelgebirge und Frankenstein die Bedeutung von Kationensäuren (Al, Fe, Mn etc.) für die Ausprägung der epilithischen Kieselalgen-Assoziationen belegen. Auch in der Großen Ohe und ihren Nebenbächen treten Aluminium- und Eisen-Verbindungen in höheren

Konzentrationen auf. Während im Rachelsee-Ablauf nur Aluminium quantitativ eine Rolle spielt – und hier die Konzentrationen (überwiegend gelöster Verbindungen, da der See als Absetzbecken für partikuläre Verbindungen vorgeschaltet ist) nicht unter 0,6 mg/l fallen! –, tritt in der Großen Ohe unterhalb von Riedelhütte noch Eisen in derselben Größenordnung wie das Aluminium hinzu (vgl. Abb. 22).

Um nun den Einfluß von Aluminium auf die epilithischen Kieselalgen-Assoziationen zu testen, wurden dieselben Manipulationen hinsichtlich des zeitlichen Effekts durchgeführt wie beim Freiwasser-pH-Wert (Abb. 23 a bis d)<sup>3)</sup>. Analog zu den Freiwasser-pH-Werten verbessern sich die Beziehungen, je stärker die Aluminium-Werte zeitlich verschoben werden. Das Optimum liegt auch hier erneut bei einer Verschiebung von drei Monaten, darüber hinaus verschlechtert sich die Beziehung wieder auffallend.

Folgender Mechanismus, der auf die Ausprägung der epilithischen Diatomeen in versauerten Fließgewässern wirkt, ist denkbar:

1. Auf die Kieselalgen wirken sowohl die freie Säure (über den pH-Wert erfassbar) als auch Kationensäuren. Zu den letzteren gehören – wie er-

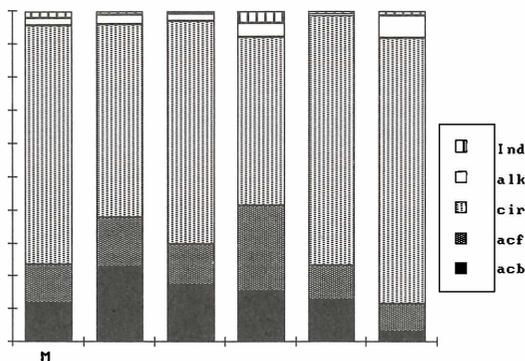


Abbildung 17

Zusammensetzung der epilithischen Kieselalgenflora im Vorderen Schachtenbach. Abkürzungen s. Abb. 16 a

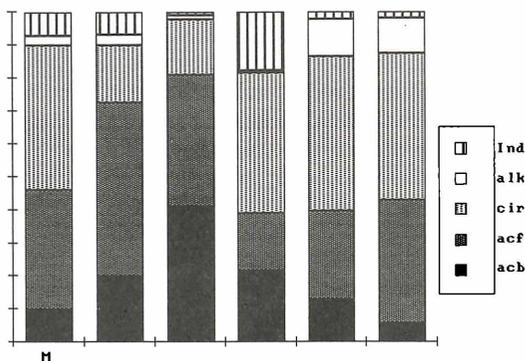


Abbildung 18

Zusammensetzung der epilithischen Kieselalgenflora in der Großen Ohe unterhalb von Riedelhütte (Probenstelle 1 in Abb. 3). Abkürzungen s. Abb. 16 a

3) Die Regressionskurven wurden in den Grafiken nicht als Geraden berechnet, da die Aluminium-Konzentrationen nicht logarithmisch dargestellt wurden. Eine logarithmische Transformation verändert die folgenden Aussagen jedoch nicht!

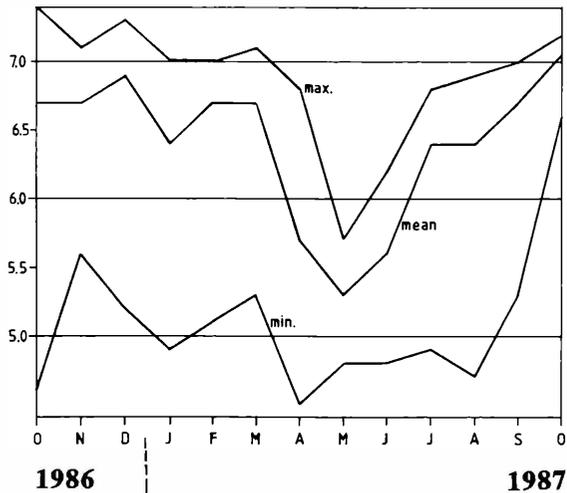


Abbildung 19

Kontinuierliche pH-Wert-Aufzeichnungen an der Meßstation Taferluck (Stelle 5 in Abb. 3)

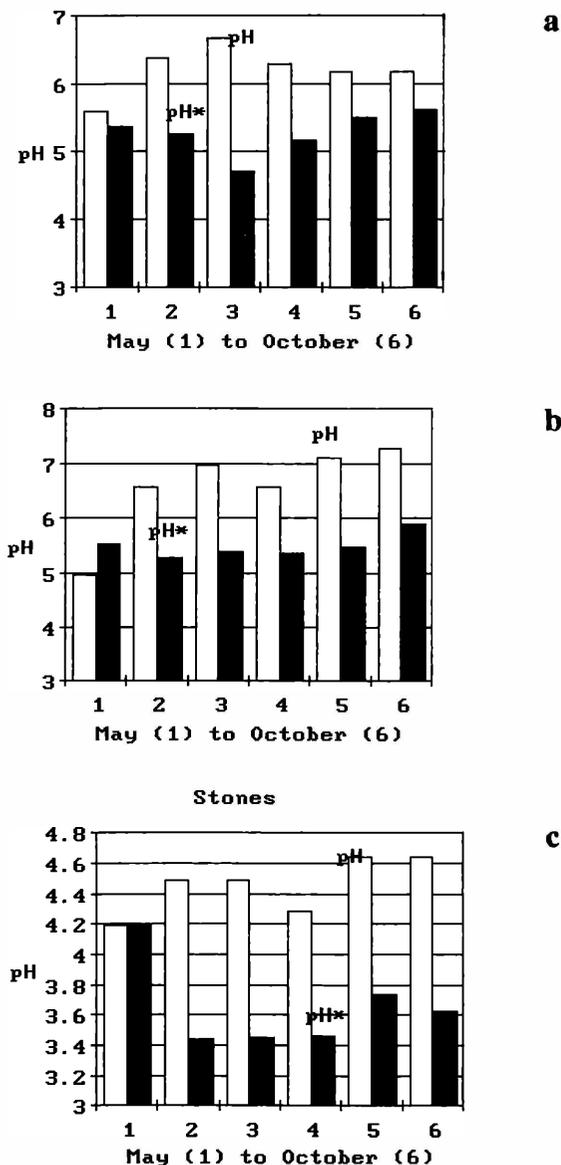


Abbildung 20

Diskrepanzen zwischen pH-Werten des Freiwassers und den über Diatomeen indizierten pH-Werten (=pH\*): a: Große Ohe bei Riedelhütte, b: Vorderer Schachtenbach, c: Rachelsee-Ablauf.

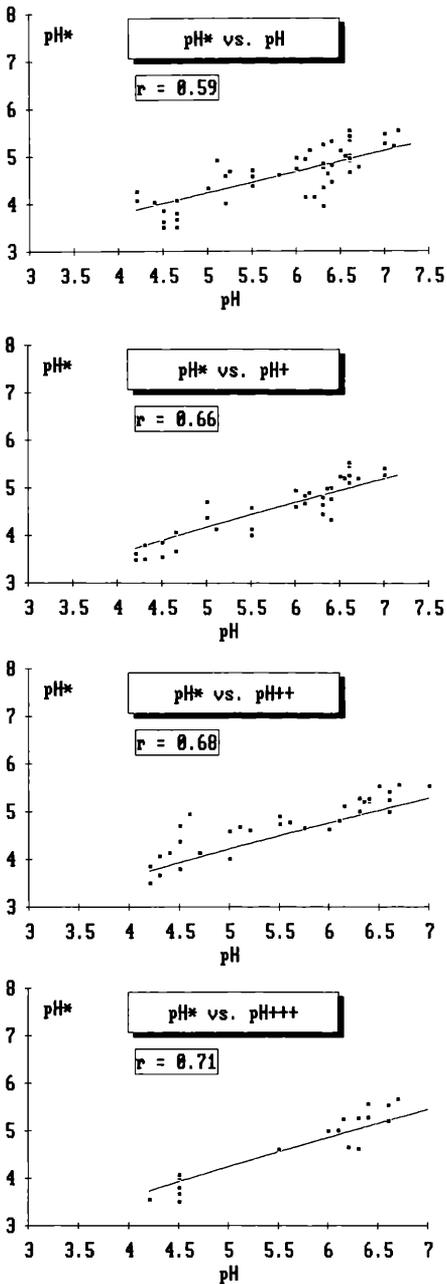
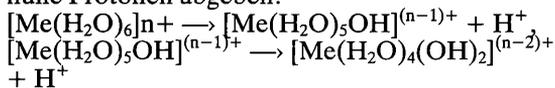


Abbildung 21

**Beziehungen zwischen den Kieselalgen-pH-Werten (=pH\*) und den Freiwasser-pH-Werten in der originalen zeitlichen Abfolge (Abb. 21 a) sowie um einen Monat (pH+, Abb. 21 b) bis drei Monate (pH+++, Abb. 21 d) verschoben**

wähnt – die hydratisierten Ionen von Aluminium und der Übergangsmetalle. Die Kationensäuren können, wenn sie in ein – auch nur geringfügig – alkalischeres Milieu kommen, aus ihrer Hydrathülle Protonen abgeben:



Mit jeder Abgabe von Protonen wird das ehemals gut lösliche hydratisierte Metall-Ion schwerer löslich, da es zum Hydroxid übergeht. Dieser Vorgang der Protonenabgabe aus der Hydrathülle kann, abhängig vom pH-Wert, solange wiederholt werden, bis alle Protonen abgegeben worden sind und das Metall dann vollständig als schwer lösliches Hydroxid vorliegt.

**a** Durch photosynthetische Aktivität der Aufwuchsalgen ist die Grenzschicht zwischen Steinen und Freiwasser in einem Gewässer stets ein wenig alkalischer als das Wasser selbst, wodurch die Kationensäuren zur Abgabe von Protonen veranlaßt werden. Die zuvor gelösten Metall-Verbindungen akkumulieren als Teilhydrolysat in der Schicht des biologischen Aufwuchses (Biofilmes) und können auch weiterhin dieses Milieu versauern, und zwar solange, bis die Metalle vollständig hydrolysiert vorliegen und keine Protonen mehr abgeben können. Dieses Wirken im Biofilm entzieht sich natürlich der üblichen Messung des Freiwasser-pH-Wertes.

**b** Der Vorgang läuft nicht schlagartig ab, sondern vollzieht sich über mehrere Wochen oder gar Monate. Die benötigte Zeit ist abhängig

a) von der Konzentration an gelösten Kationensäuren

b) vom pH-Wert

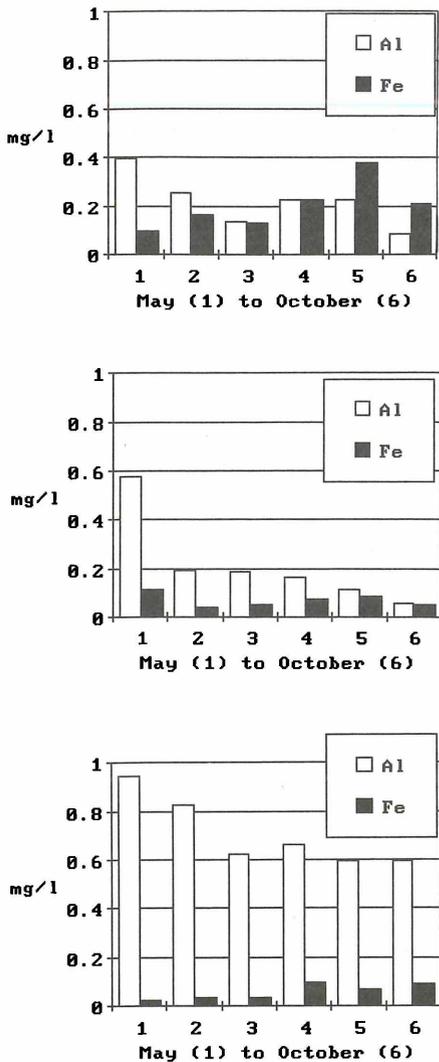
c) von der biologischen Aktivität, die ihrerseits neben den Säureparametern von der Lichteinstrahlung, der Abflußgeschwindigkeit, der Temperatur und der Nährstofflage bestimmt wird (vergleiche dazu KEITHAN et al. 1988).

**c** Auffälligerweise läßt sich die wichtigste acidobionte Diatomee, *Eunotia exigua*, von den acidophilen durch ihre Aluminium-Toleranz [allgemeiner wohl auch Metall-Toleranz (BESCH et al. 1972)] differenzieren. Wie dies physiologisch begründbar ist, kann nicht belegt werden. Möglich, wenn auch bislang nur spekulativ, erscheint allerdings, daß diese Alge einen biologischen Schutz in Form von Exkreten gegen Aluminium aufbauen kann.

**d** 2. Nach einem starken Hochwasser, das den Aufwuchs mechanisch beseitigt hatte, erfolgt eine Wiederbesiedlung in bachabwärts entweder aus weniger sauren Nebenbächen (Goldbach im Steinbachgebiet, Rosenbaumbach im Ködelgebiet, Vorderer Schachtenbach bei der Großen Ohe) oder von stärker als Steine neutralisierenden Substraten wie zum Beispiel Holz (Vergleich Holz- und Steinsubstrat im Rachelsee-Ablauf). Denkbar ist ebenfalls, daß eine Wiederbesiedlung aus dem Interstitial erfolgt, das von der mechanischen Zerstörung durch Hochwässer nicht erfaßt wird und deshalb Tieren und Pflanzen als Refugium dient (BRETSCHKO & LEICHTFRIED 1988). In dem von BRETSCHKO und Mitarbeitern untersuchten Lunzer Seebach (nördliche Kalkalpen, Niederösterreich) besiedelten Algen das Lückensystem im Bachbett sogar bis in rund 20 cm Tiefe. Für versauerte Bäche fehlen entsprechende Untersuchungen bis jetzt.

## 5. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

1. Epilithische Diatomeen indizieren die Versauerung auch in Fließgewässern.
2. Diese Bioindikation umfaßt neben der freien Säure, die über den pH-Wert erfaßt wird, auch die „verborgenen“ Säuren wie die Kationensäuren, die erst bei Alkalisierung des Milieus Protonen aus der Hydrathülle abgeben. Derartige Vorgänge laufen, hervorgerufen durch die Photosynthese der Algen, in der Aufwuchsschicht ab.
3. Die Kieselalgen zeigen somit die Summe der biologisch wirksamen Säuren innerhalb des Versauerungsgeschehens an.

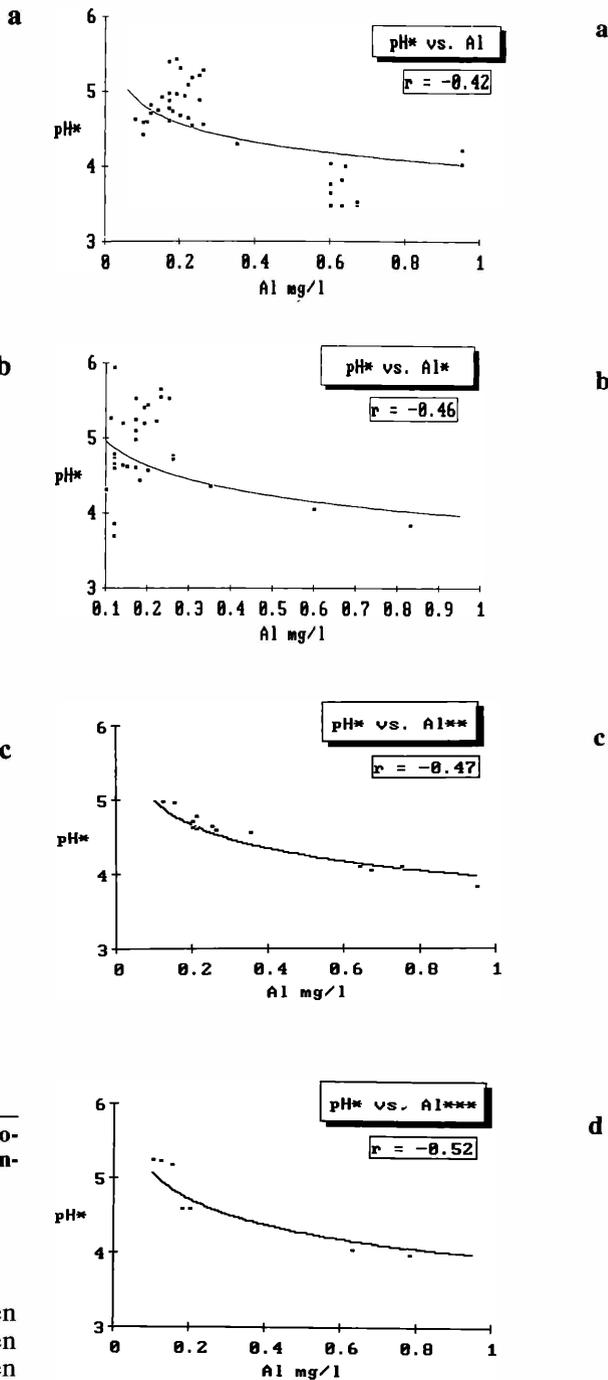


**Abbildung 22**

Gesamt-Aluminium- und Gesamt-Eisen-Konzentrationen in der Großen Ohe (a), dem Vorderen Schachtenbach (b) und dem Rachelsee-Ablauf (c).

4. Das Wirken der Kationensäuren, verbunden mit Konkurrenzphänomenen zwischen den Arten der Aufwuchsdiatomeen, führt zu einer zeitlichen Verzögerung der Bioindikation. Diese Verzögerung kann bis zu einigen Monaten ausmachen. Erst dann wird die Malussituation der Säurebelastung durch die Diatomeen abgebildet.

Daraus folgt, daß es zur Feststellung der maximalen Belastung eines Fließgewässers mit biologisch wirksamen Säuren ausreicht, in monatlichen Abständen nach der Schneeschmelze längstens ein Vierteljahr lang die Aufwuchsdiatomeen an den interessierenden Probestellen nach der beschriebenen Methode zu untersuchen. Ein chemisches Adäquat müßte neben der kontinuierlichen pH-Wert-Aufzeichnung zusätzlich in dichten Abständen die Kationensäuren über die chemische Fraktionierung der wichtigsten Metallspezies erfassen – oder eine kontinuierliche Registrierung der Alkalinitätswerte beinhalten. Beide Verfahren sind zukünftig denkbar. Gegenwärtig dürfte aber die biologische Indikation schneller und sicherer zum Ziel führen.



**Abbildung 23**

Beziehungen zwischen den Kieselalgen-pH-Werten (=pH\*) und den Gesamt-Aluminium-Konzentrationen des Freiwassers in der originalen zeitlichen Abfolge (Abb. 23 a) sowie um einen Monat (Al+, Abb. 23 b) bis drei Monate (Al+++, Abb. 23 d) verschoben

**Danksagung**

Die Arbeiten wurden finanziell durch das Bayer. Staatsministerium des Innern im Rahmen der Entwicklungsvorhaben „Untersuchungen zur Versauerung der Seen im Bayer. Wald“ (Rainer PUTZ) und „Waldsterben und Wasserwirtschaft“ (Claudia SCHREINER) unterstützt. Diese Unterstützung wird dankbar anerkannt.

## Literatur

ARZET, K. (1987):

Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24, 1-266.

BATTARBEE, R. W., FLOWER, R. J., STEVENSON, A. C. & RIPPEY, B. (1985):

Lake acidification in Galloway: a palaeoecological test of competing hypotheses. *Nature* 314: 350-352.

BATTARBEE, R. W., SMOL, J. P. & MERILÄINEN, J. (1986):

Diatoms as indicators of pH: A historical review. In: J.P. SMOL, R. W. BATTARBEE, R.B. DAVIS & J. MERILÄINEN (eds.): *Diatoms and Lake Acidity*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 5-16.

BAUER, J., SCHMITT, P., LEHMANN, R. & FISCHER-SCHERL, T. (1987):

Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet Obere Waldnaab (Oberpfälzer Wald, Nord-Ostbayern). *Ber. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 11/1987, 139-170.

BERGE, F. (1982):

Diatoms as indicators of temporal pH trends in some lakes and rivers in southern Norway. *Nova Hedwigia Beiheft* 73, 249-265.

BERGE, F. (1985):

Relationships of diatom taxa to pH and other environmental factors in Norwegian soft-water lakes. Ph Thesis, University of Maine, Orono, Maine, U.S.A., 1-180.

BESCH, W. K., RICHARD, M. & CANTIN, R. (1972):

Diatoms as indicators of mining pollution in the North-West Miramichi River system, New Brunswick, Canada. *Intern. Revue ges. Hydrobiol.* 57, 39-74.

BRETSCHKO, G. & LEICHTFRIED, M. (1988):

Distribution of organic matter and fauna in a second order, alpine stream (Ritrodat-Lund study area, Austria). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 1333-1339.

CHARLES, D. F. & WHITEHEAD, D. R. (1986):

The PIRLA project: Paleoecological investigations of recent lake acidification. *Hydrobiologia* 143, 13-20.

CHARLES, D. F. & NORTON, S. A. (1986):

Paleolimnological evidence for trends in atmospheric deposition of acids and metals. In: *Acid Deposition: Long-term Trends*, chapter 9, pp. 335-506, National Academy Press, Washington D.C.

DAM, H. VAN, SUURMOND, G. & TER BRAAK, C. J. F. (1981):

Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia* 83, 425-459.

DAVIS, R. B., NORTON, S. A., HESS, C. T. & BRAKKE, D. (1982):

Paleolimnological reconstruction of the effects of atmospheric deposition of acids and heavy metals on the chemistry and biology of lakes in New England and Norway. *Hydrobiologia* 103, 113-123.

DEL PRETE, A. & SCHOFIELD, C. (1981):

The utility of diatom analyses of lake sediments for evaluating acid precipitation effects on dilute lakes. *Arch. Hydrobiol.* 91, 332-340.

DICKMAN, M. D., DIXIT, S., FORTESCUE, J., BARLOW, R. & TERASMAE, L. (1984):

Diatoms as indicators of the rate of lake acidification. *Water Air Soil Pollut.* 21, 375-386.

EICHENBERGER, E., SCHLATTER, F., WEILENMANN, H. & WUHRMANN, K. (1981):

Toxic and eutrophicating effects of Co, Cu and Zn on algal benthic communities in rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21, 1131-1134.

ELLING, W., BAUER, E., KLEMM, G. & KOCH, H. (1976):

Klima und Boden. Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 1.

FLOWER, R. J. & BATTARBEE, R. W. (1983):

Diatom evidence for the recent acidification of Scottish lochs. *Nature* 305, 130-133.

FOGED, N. (1974):

Freshwater Diatoms in Iceland. *Bibliotheca Phycologica* 15, 118 pp.

FOGED, N. (1977):

Freshwater Diatoms in Ireland. *Bibliotheca Phycologica* 34, 221 pp.

FRANK, U. (1989):

Wasserchemische Untersuchungen an versauerten Fließgewässern des Fichtelgebirges und Frankenwaldes. Diplomarbeit Freie Universität Berlin.

GENTER, R. B., CHERRY, D. S., SMITH, E. P. & CAIRNS, J., Jr. (1988):

Attached algal abundance altered by individual and combined treatment of zinc and pH. *Environ. Toxicol. Chem.* 7, 723-733.

GERMAIN, H. (1981):

Flore des Diatomées. *Eaux douces et saumâtres du massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale*. Boubée, Paris.

HOFMANN, G. (1987):

Diatomeengesellschaften saurer Gewässer des Odenwaldes und ihre Veränderungen durch anthropogene Faktoren. Diploma Thesis University of Frankfurt.

HUSTEDT, F. (1927-1965):

Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz I, II and III. In: *RABENHORST's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz*. Band 7, Teile 1, 2, 3; Goest & Portig, Leipzig. Reprint 1977, Koeltz, Königstein: 920, 845 and 816 pp.

HUSTEDT, F. (1937-1939):

Ökologische und systematische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 15, 131-177, 187-295, 393-506; *Suppl.* 16, 1-155, 274-394.

HUTTUNEN, P. & MERILÄINEN, J. (1986):

Applications of multivariate techniques to infer limnological conditions from diatom assemblages. In: J.P. SMOL, R. W. BATTARBEE, R. B. DAVIS & J. MERILÄINEN (eds.) (1986): *Diatoms and Lake Acidity*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 201-212.

JONES, V. J., STEVENSON, A. C. & BATTARBEE, R. W. (1986):

Lake acidification and the land-use hypothesis: a mid-post glacial analogue. *Nature* 322, 157-158.

KEITHAN, E. D., LOWE, R. L. & DEYOE, H. R. (1988):

Benthic diatom distribution in a Pennsylvania stream: Role of pH and nutrients. *J. Phycol.* 24, 581-585.

KNOCH, K. (1952):

Klima-Atlas von Bayern. Deutscher Wetterdienst, Bad Kissingen.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986):

Bacillariophyceae (Naviculaceae). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* Band 2/1 (Hrsg.: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Moltenhauer), G. Fischer, Stuttgart, 876 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988):

Bacillariophyceae (Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* Band 2/2 (Hrsg.: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Moltenhauer), G. Fischer, Stuttgart, 596 pp.

MERILÄINEN, J. (1967):

The diatom flora and hydrogen-ion-concentration of the water. *Ann. Bot. Fenn.* 4, 51-58.

- NYGAARD, G. (1956):  
Ancient and recent flora of diatoms and chrysophyceae in Lake Gribso. Studies on the humic acid lake Gribso. – Fol. Limnol. Scand. 8, 32-94.
- PIRLA (= Paleoecological Investigation of Recent Lake Acidification) (1986):  
Diatom Iconograph, Indiana University.
- PUTZ, R. (1988):  
Aufwuchskieselalgen als Indikatoren für die Versauerung von Fließgewässern. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Universität Freiburg, 183 S.
- RENBERG, I. & HELLBERG, T. (1982):  
The pH-history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediment. Ambio 11, 30-33.
- SCHREINER, C. (1989):  
Untersuchung benthischer Diatomeenassoziationen in versauerten Fließgewässern des Fichtelgebirges und Frankenwaldes. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Universität München, 129 S. + 20 S. Anhang.
- SIMOLA, H. & LIEHU, A. (1985):  
The recent pH-history of some finish headwater and seepage lakes, studied by means of diatom analysis of 210 Pb dated sediment cores. Aqua Fennica 15, 257-262.
- STEINBERG, C., ARZET, K. & KRAUSE-DELLIN, D. (1984):  
Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. Naturwissenschaften 71, 631-633.
- STEINBERG, C., ARZET, K., KRAUSE-DELLIN, D., FRENZEL, B. & SANIDES, S. (1987):  
Long-core study on natural and anthropogenic acidification of Huzenbachersee, Black Forest, Federal Republic of Germany. Global Biochem. Cycles 1, 89-95.
- TOLONEN, K. & JAAKKOLA, T. (1983):  
History of lake acidification and air pollution studied on sediments in south Finland. Ann. Bot. Fenn. 20, 57-78.
- VOGEL, F. & BRUNNACKER, K. (1955):  
Bodenkundliche Übersichtskarte von Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- ZIMMERMANN, E. (1910):  
Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten – Blatt Lehesten. Königlich Preußische Geologische Landesanstalt, Berlin.

**Anschrift der Verfasser:**

Privatdozent Dr. C. Steinberg  
Fraunhofer-Institut  
für Umweltchemie und Ökotoxikologie  
Abteilung für Angewandte Ökologie  
5948 Schmallingenberg-Grafschaft

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [4\\_1990](#)

Autor(en)/Author(s): Steinberg Christian

Artikel/Article: [Diatomeen in versauerten Fließgewässern 54-70](#)