

# Chemie am Seegrund<sup>1</sup>

Bernhard Wehrli, ETH Zürich

Der Stoffhaushalt vieler Seen wird wesentlich geprägt durch einen millimeterdünnen Biofilm auf der Sedimentoberfläche. In diesem Grenzbereich zwischen Seewasser und Sediment laufen intensive biogeochemische Umwandlungsreaktionen ab, welche entscheiden, ob ein Stoff in gelöster Form wieder ins Tiefenwasser zurückdiffundiert oder ins Sediment eingebaut wird, wo er über geologische Zeiträume der Biosphäre entzogen bleibt. Feinskalige Probenahmetechniken sind notwendig, um die Gradienten gelöster Stoffe am Seegrund zu bestimmen. Zur direkten Messung des diffusiven Transports werden automatisch beprobte Flusskammern eingesetzt. Dieses Vorgehen wird hier illustriert am Beispiel des Sempachersees, welcher mittels Sauerstoff künstlich belüftet wird. Obwohl das Qualitätsziel für Sauerstoff im Tiefenwasser eingehalten wird, treten im Sommer an der Sedimentoberfläche anoxische Zustände auf. Eisen und Mangan-oxide lösen sich unter diesen Bedingungen auf und der Rückhalt von Phosphor im Sediment bleibt gering. Als seeinterne «Kläranlage» hat die interne Seesauerung mit Sauerstoff deshalb einen geringen Wirkungsgrad. Eine Verringerung der Phosphor-Fracht aus der Landwirtschaft und damit kleinere Sedimentationsraten von leicht abbaubarer Biomasse sind die Voraussetzungen für die langfristige Sanierung der Seesedimente.

## Chemistry at the Sediment Surface in Lakes

Biogeochemical cycles in lakes are strongly influenced by thin biofilms at the sediment-water interface. Rapid transformation reactions at this boundary determine the fate of chemical species: Dissolved components diffuse back into the lake, solid fractions are buried with the sediments and remain isolated from the biosphere for geological time scales. High resolution in-situ sampling with dialysis samplers and direct measurements of diffusive fluxes with sediment landers yield quantitative estimates of the dominant processes at the sediment-water interface. The application of such methods is illustrated with results from a study in Lake Sempach, an eutrophic Lake in central Switzerland. This lake is artificially oxygenated in order to keep oxygen concentrations in the deep waters above a limit of 4 mg O<sub>2</sub>/l. However, this technology cannot prevent that the sediment surface turns anoxic in summer. As a consequence manganese and iron oxides dissolve and the adsorption capacity of the sediments for phosphorus remains low. A decrease in external phosphorus loading from agriculture is necessary in order to diminish the sedimentation rates of organic carbon and to restore the phosphorus binding capacity of the sediments.

## 1 Dimensionen

«Jeder See ist ein Individuum.» Dieses Leitmotiv der klassischen Limnologie reflektiert zwar einige oberflächliche Wahrheiten: In den zentraleuropäischen Seen spiegelt sich zum Beispiel eine grosse landschaftliche Vielfalt, unterschiedliche geologische Verhältnisse und zivilisatorische Belastungen im Einzugsgebiet prägen diese Gewässer. Trotzdem bestimmt nur eine geringe Anzahl von biogeochemischen Prozessen den Stoffhaushalt von Seen. Wenn wir unsere

<sup>1</sup> Überarbeitete Fassung der Einführungsvorlesung an der ETH Zürich vom 5. Juni 1992

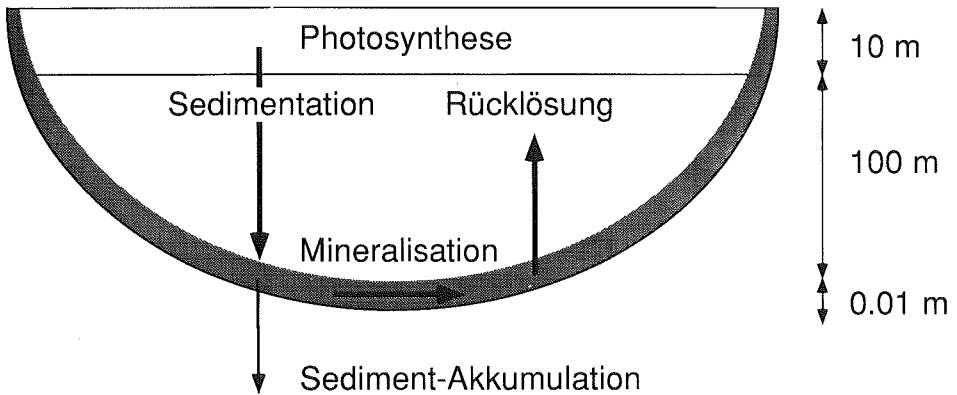


Bild 1 Dimensionen der drei wichtigsten Kompartimente in einem See: produktive Zone an der Oberfläche, Tiefenwasser und Biofilm an der Sedimentoberfläche

Fig. 1 Depth scales for the principal compartments in a lake: productive zone at the surface, deep water and biofilm at the sediment-water interface

Voralpenseen aus chemischer Perspektive als «geochemischen Reaktionsgefässe» betrachten, so wird ihre gemeinsame innere Struktur sichtbar (Bild 1).

Die lichtdurchflutete Wasserschicht an der Oberfläche wird im Sommer von der Sonne z. T. auf über 20 °C aufgeheizt. Die oberflächenschicht stellt ein gut gemischtes Reaktionsgefäss dar, in welchem sich je nach Phosphorgehalt des Wassers produktive Ökosysteme entwickeln. In oberflächengewässern werden via Photosynthese typischerweise 400 g Trockensubstanz pro m<sup>2</sup> und Jahr produziert (R. Kummert und W. Stumm, 1989). Dies ist wesentlich weniger als in tropischen Regenwäldern (2200 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>), aber deutlich mehr als im offenen Meer (120 g m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>). Der grösste Teil der Algenbiomasse wird bereits in der produktiven Zone wieder zu Kohlendioxid und Nährstoffen abgebaut. Etwa 20% der Biomasse sinkt jedoch in die Tiefe. Das Tiefenwasser ist durch die thermische Schichtung im Sommer von der Seeoberfläche abgetrennt und wirkt wie ein grosses Sedimentationsbecken, welches in Alpenrandseen bis in 300 Meter Tiefe reichen kann.

Abgestorbenes Plankton trifft auf der Sedimentoberfläche auf einen sehr aktiven Biofilm-Reaktor: Auf engstem Raum beschleunigt ein mikrobielles Ökosystem die Mineralisation der sedimentierenden Biomasse. Die aktivste Zone ist oft nur wenige Millimeter dick. Kohlensäure, Methangas, gelöste Nährstoffe und Metallionen diffundieren ins Tiefenwasser zurück. Umgekehrt werden schwer abbaubare Stoffe ins Dauersediment eingelagert und der Umwelt für geologische Zeiträume entzogen. Ob die Rücklösung oder die Sediment-Akkumulation in einer Stoffbilanz die wichtigere Rolle spielt, entscheidet sich innerhalb einer Sediment-Tiefe von wenigen Millimetern. Wir müssen deshalb die feinskalige Chemie am Seegrund und ihre Wechselwirkungen mit Mikrobiologie, Physik und Mineralogie verstehen lernen, wenn wir den Stoff-

haushalt von Seen quantifizieren wollen, oder wenn es sogar darum geht, aus Seesedimenten frühere Klimaschwankungen zu rekonstruieren. Diese Art von Studien illustriere ich im Folgenden am Beispiel eines Mittellandsees, welcher künstlich belüftet wird.

## 2 Seesanie rung mit Sauerstoff

Wegen der grossen Sauerstoffzehrung am Seegrund wird in überdüngten (eutrophen) Seen der Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers im Sommer schnell knapp. In den siebziger Jahren war im Baldeggersee in der Zone ab 10 Meter Wassertiefe schon im Juli oft kein Sauerstoff mehr messbar. Unter solchen Bedingungen nehmen im Biofilm an der Sedimentoberfläche anaerobe Abbauprozesse überhand. Gelöste Oxidationsmittel wie Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) sowie festes Eisen- und Manganoxid übernehmen die Rolle des Sauerstoffs bei der mikrobiellen Mineralisation von Biomasse. In der Folge reichern sich im Tiefenwasser neben dem Algennährstoff Phosphat auch reduzierte Stoffe wie gelöste Eisen- und Manganionen ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ) sowie Schwefelwasserstoff ( $\text{H}_2\text{S}$ ) und Methan ( $\text{CH}_4$ ) an.

Um toxische Konzentrationen des Fischgiftes  $\text{H}_2\text{S}$  zu vermeiden und um für höhere Lebewesen bis an den Seegrund einen sauerstoffhaltigen Lebensraum zu erhalten, werden drei grössere Mittellandseen (Baldegger-, Sempacher- und Hallwilersee) seit Jahren künstlich belüftet. Diese seeinternen Anlagen basieren auf verschiedenen Diffusorstationen, welche im Winter grobblasige Druckluft und im Sommer feinblasigen Sauerstoff ins Tiefenwasser eintragen (P. Stadelmann, 1988). Im Sommer garantiert die Zufuhr von etwa 3 Tonnen reinem Sauerstoff pro Tag, dass im Tiefenwasser das Qualitätsziel von 4 Milligramm Sauerstoff pro Liter in der Regel eingehalten wird. Mit der Installation und dem Betrieb dieser Anlagen war die Hoffnung verknüpft, dass die Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten drastisch abnehmen würde. Gemäss den Modellvorstellungen aus den siebziger Jahren sollte der Phosphor im Sediment gebunden bleiben, solange die Sauerstoffkonzentration nicht unter den Wert von 4 mg/l fällt. Diese Erwartung hat sich jedoch nicht erfüllt: Einer Rücklösung von durchschnittlich 15,8 Tonnen Phosphor vor Inbetriebnahme der Anlage stehen 13,8 Tonnen im Zeitraum 1984–88 gegenüber (Gächter et al., 1989). Die interne Anlage konnte bisher nicht verhindern, dass ca. 70% des sedimentierenden Phosphors wieder ans Tiefenwasser abgegeben wurde.

## 3 Weshalb schleift die Kupplung zwischen Sauerstoff- und Phosphorkreislauf?

Schon in den vierziger Jahren wurde erkannt (C. Mortimer, 1941), dass sich im Tiefenwasser von eutrophen Seen während der Sommerstagnation Phosphor zusammen mit reduziertem Eisen(II) und Mangan(II) anreichert, sobald der Sauerstoff weggezehrt ist. Vor allem Eisenhydroxid,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , besitzt ein sehr hohes Adsorptionsvermögen für Phosphat. Fehlt im Tiefenwasser der Sauer-

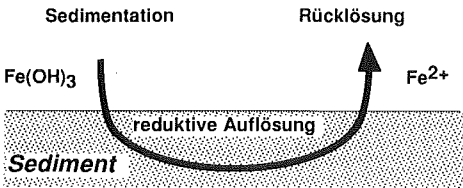
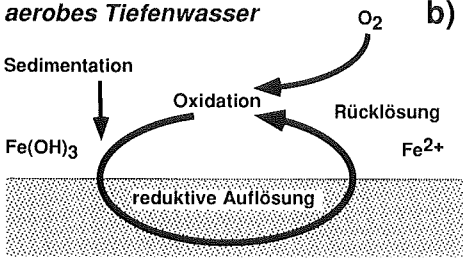
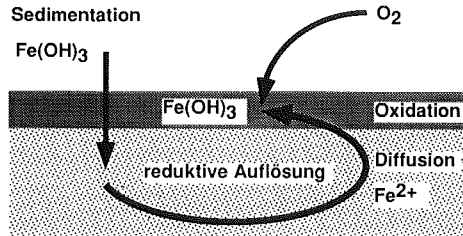
**anaerobes Tiefenwasser****a)****aerobes Tiefenwasser****b)****aerobe Sedimentoberfläche****c)**

Bild 2 Der Eisenoxid-Gehalt der Sedimente ist ein wichtiger Faktor, welcher die Phosphor-Rücklösung ins Tiefenwasser verhindern kann. a) Fehlt der Sauerstoff am Seegrund, so wird Eisenoxid reaktiv aufgelöst. Gelöstes Eisen(II) reichert sich zusammen mit Phosphor im Tiefenwasser an. b) Ist genügend Sauerstoff im Seewasser vorhanden, so wird Eisen(II) wieder oxidiert. Der Phosphor-Rückhalt in den Sedimenten nimmt jedoch erst zu, wenn mindestens die Sedimentoberfläche mit Sauerstoff versorgt wird (c).

Fig. 2 The concentration of iron oxides in sediments is an important factor which may inhibit the diffusion of phosphorus back into the lake. a) Dissolved iron(II) accumulates together with phosphorus in anoxic deep waters. b) If oxygen is present iron(II) is rapidly oxidized. The phosphorus retention of the sediments increases only if oxygen penetrates the top layer of the sediment (c).

stoff, so wird mit der reduktiven Auflösung von Eisenhydroxid an der Sedimentoberfläche auch Phosphor mobilisiert (Bild 2 a). Während der Sommerstagnation kann sich so der grösste Teil des sedimentierenden Phosphors in gelöster Form im Tiefenwasser anreichern. Er steht nach der Durchmischung des Sees im Winter wieder für eine neue Algenblüte zur Verfügung. In künstlich belüfteten Seen werden  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Ionen im Tiefenwasser relativ rasch wieder oxidiert, und es entwickeln sich kurzgeschlossene Metallkreisläufe (Bild 2 b) im sedimentnahen Bereich. Im Sempachersee ist der Mangankreislauf besonders intensiv (B. Wehrli et al., 1992). Bezüglich Phosphor sind solche Zyklen jedoch Leerläufe: Der Nährstoff adsorbiert zwar an sedimentierende Oxidpartikel, der Rückhalt für Phosphor im Sediment verbessert sich jedoch

nicht. Dazu ist es notwendig, dass die Oberflächenschicht des Sediments oxidiert wird (Bild 2 c). Nicht nur das Tiefenwasser, auch die Sedimente sollten also einer höheren Sauerstoffkonzentration ausgesetzt werden. Dann können  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Ionen bereits im Sediment wieder zu festem Eisen- und Manganoxid oxidieren. Unter solchen Bedingungen reichern sich diese Mineralien an der Sedimentoberfläche an. Sie bilden eine wirksame Barriere, welche die Diffusion von gelöstem Phosphat zurück in den See verhindern kann.

#### 4 Probenahme am Seegrund

Um die chemische Situation im Bereich der Sediment-Wasser-Grenze zu charakterisieren, werden Dialysesammler eingesetzt (Bild 3 a). Diese bestehen aus einer 1–2 cm dicken Plexiglasplatte mit eingefrästen Löchern oder Schlitzen und zwei formgleichen dünneren Deckplatten (H. Brandl und K. Hanselmann,

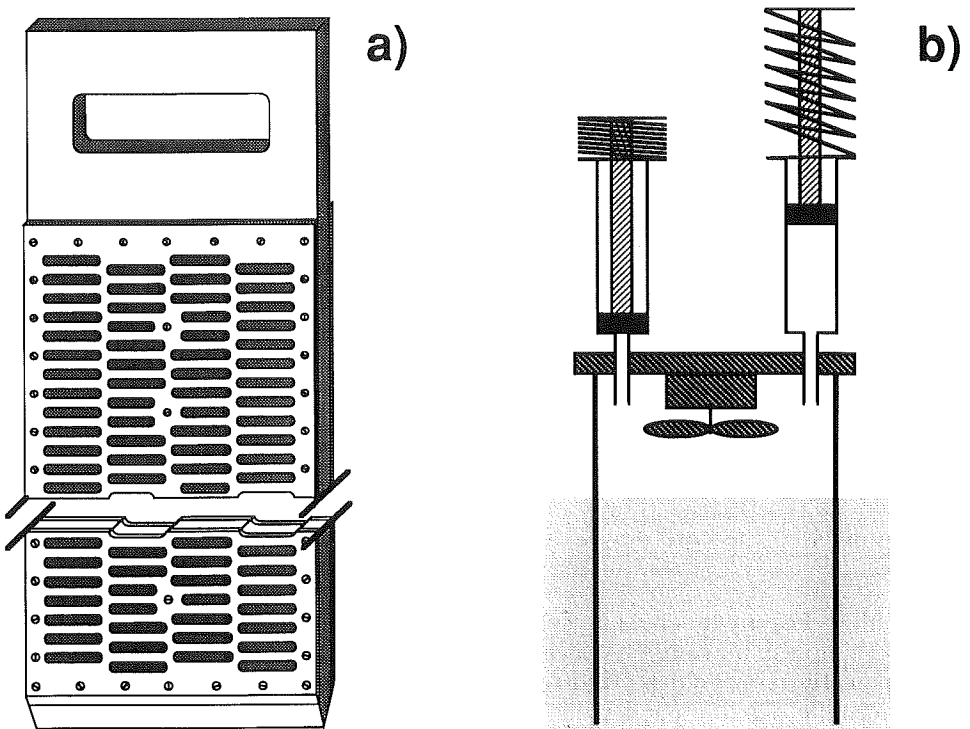


Bild 3 a) Schematische Darstellung eines Dialyse-Porenwasser-Sammlers. Die Schlitze erlauben eine Auflösung von 5 mm, das Gerät hat eine Nutzlänge von 45 cm.

b) Prinzip einer automatischen Flusskammer

Fig. 3 a) Schematic outline of a dialysis pore-water sampler. The slits provide a resolution of 5 mm, the sampling length is 45 cm

b) Benthic chamber of a sediment lander

1991). Zwischen Grund- und Deckplatten wird je eine Dialysemembran montiert, welche etwa 200 Proberäume mit destilliertem Wasser einschliesst. Vor der Exposition wird der Sammler in eine Stickstoffatmosphäre gebracht, um den gelösten Sauerstoff aus den Reinwasserkompartimenten zu entfernen. Bis zu drei Sammler werden an eine tetraedrische Halterung montiert und am Seegrund positioniert. Nach 2–3 Wochen erreichen die Dialysesammler ein Gleichgewicht mit dem Porenwasser der Sedimente und können innerhalb von wenigen Minuten an Bord gehievt und danach beprobt werden. Man erhält so ein «Abziehbild» der gelösten Konzentrationen im Porenwasser mit einer räumlichen Auflösung von 5–15 Millimetern. Damit können die chemischen Gradienten an der Sediment-Wasser-Grenze bestimmt werden.

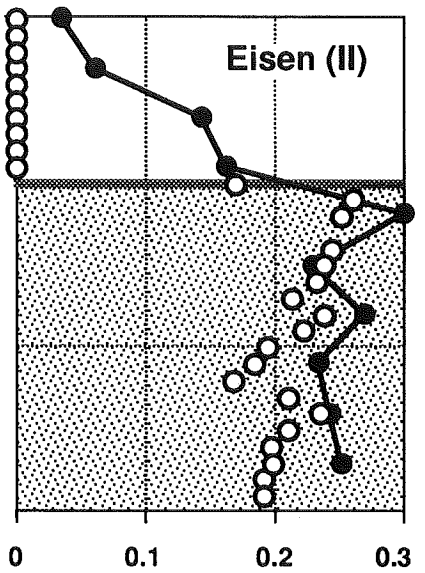
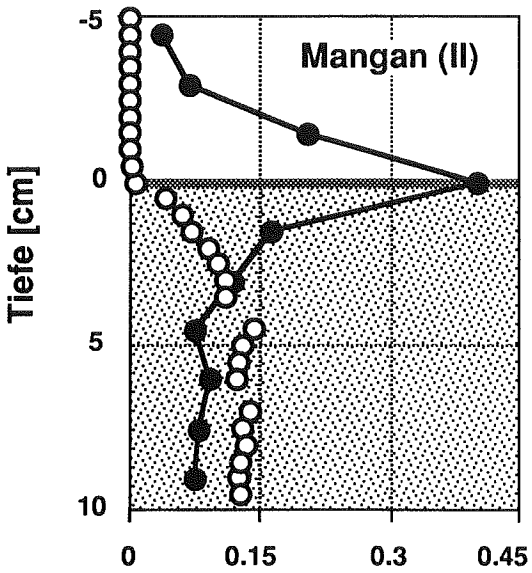
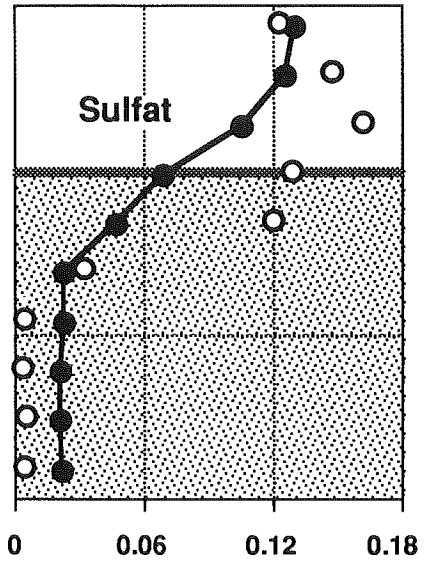
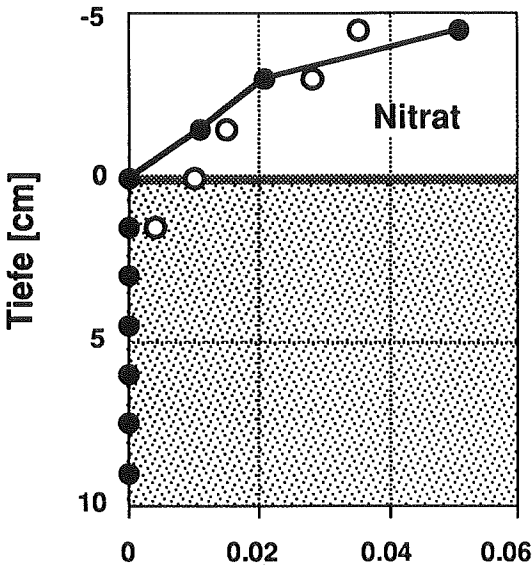
Stoff-Flüsse durch die Sediment-Oberfläche können auch direkt gemessen werden. An der EAWAG ist dazu ein Sedimentlandegerät (ein «Lander») nachgebaut worden, das bisher v. a. in der ozeanographischen Forschung eingesetzt wurde (A.H. Devol, 1987). Das Gerät wird auf dem Seeboden abgestellt und führt dann autonom ein Probenahmeprogramm durch. Ein elektronischer Zeitschalter steuert die verschiedenen mechanischen Funktionen: Nach einer Ruhepause werden zwei Flusskammern (Bild 3 b) ins Sediment getrieben, danach verschliessen zwei Deckel die beiden Kammern. Je ein Wasservolumen von 5–10 Litern wird so über dem Sediment von der Umgebung isoliert. Lediglich der Stoffaustausch mit dem Sediment bleibt weiterhin möglich. Ein gelöster Tracer (meist Rubidiumbromid) wird eingespritzt, um das eingeschlossene Wasservolumen zu bestimmen. Danach beginnt das Probenahmeprogramm mit Hilfe von zehn Spritzen, die in wählbaren Zeitintervallen Proben aus den Kammern entnehmen. Am Ende des Experiments schliessen zwei Schaufeln die Kammern auch unten ab. Mit dem Gerät wird auch das Sediment wieder an Bord gehievt und steht für weitere Beprobung zur Verfügung. Die Analyse des zeitlichen Konzentrationsverlaufs in den beiden Kammern erlaubt es, die Stoff-Flüsse durch die Sedimentoberfläche bei konstanten Rührbedingungen zu berechnen..

## 5 Chemischer Zustand der Sedimentoberfläche eines künstlich belüfteten Sees

Feinskalige Porenwasser-Analysen geben rasch Aufschluss über die Oxidationsverhältnisse im Bereich der Sedimentoberfläche. Bild 4 zeigt die Konzentrationsprofile von gelöstem Nitrat, Sulfat, Mangan(II) und Eisen(II) an der tiefsten Stelle des Sempachersees in 86 m Wassertiefe. Am Ende der Winter-

Bild 4 Porenwasser-Konzentrationen an der tiefsten Stelle (87 m) des Sempachersees. Die Kreise kennzeichnen die Profile am Ende der Zirkulationsperiode im April, die Linien stellen die Situation an derselben Stelle im Juli 1990 dar.

Fig. 4 Pore-water profiles at the deepest site in Lake Sempacher (87 m). Circles show measurements from April, lines represent data from July 1990 at the same site.



Konzentration im Porenwasser [Millimol / Liter]

zirkulation im April ist der Gehalt des Oberflächensediments an leicht abbaubarer Biomasse gering. Die Versorgung des Biofilms mit Oxidationsmitteln ist gewährleistet: Nitrat dringt ins Sediment ein. Eisen(II) und Mangan(II) werden im Bereich der Sedimentoberfläche oxidiert. Somit kann sich im Frühling eine Oxidbarriere mit guter Aufnahmekapazität für Phosphor aufbauen (Bild 2 c). Tatsächlich beobachtet man im Sempachersee meist erst im Sommer eine signifikante Rücklösung von Phosphor ins Tiefenwasser. Ein paar Monate später hat sich die Situation jedoch radikal gewandelt: Im Juli sinkt die Nitratkonzentration an der Sediment-Wasser-Grenze auf extrem tiefe Werte (Bild 4). Offensichtlich ist die Sedimentoberfläche zu diesem Zeitpunkt anaerob, obwohl dank Tiefenwasserbegasung 1–2 m über dem Sediment das Qualitätsziel für Sauerstoff eingehalten wird. Unter anoxischen Bedingungen sind Eisen- und Manganoxide nicht mehr stabil. Tatsächlich beobachtet man extreme Gradienten von gelöstem Mangan(II) und Eisen(II), welche sich ins freie Seewasser fortsetzen. Die hohen Konzentrationen von gelöstem Eisen(II) sind ein sicheres Indiz für die Abwesenheit von Sauerstoff an der Sedimentoberfläche, da Eisen(II) von Sauerstoff bei neutralem pH schnell oxidiert wird. Die drastischen Veränderungen im Porenwasser innerhalb von wenigen Monaten haben biologische, chemische und physikalische Ursachen. Durch die hohe Produktivität im Frühsommer sedimentiert eine grosse Menge von organischem Material an den Seegrund, welches die biologischen Abbauprozesse und damit die Sauerstoff- und Nitratzehrung ankurbelt. Gleichzeitig fallen in der produktiven Zone wegen der hohen Kohlendioxid-Aufnahme der Algen Calcit-Kristalle aus. Am Seegrund löst sich der Kalk zum Teil wieder auf, weil hier beim Abbau der Algen Kohlensäure freigesetzt wird. Deshalb diffundieren grosse Mengen Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) und Bicarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) ins Seewasser. Eine feinskalige Analyse im Sommer zeigt in Bild 5, dass am Seegrund zwei verschiedene Bicarbonat-Gradienten zu beobachten sind: Die steile Konzentrationszunahme von  $\text{HCO}_3^-$  beim Eintritt ins Sediment wird von der Kalkauflösung und indirekt auch von der reduktiven Auflösung von Eisen- und Manganoxiden verursacht. Ein schwächerer Gradient ist im Bereich des überstehenden Wassers zu beobachten (Bild 5 b). Die Zunahme des Salzgehaltes im Seewasser in Richtung Sediment führt zu einer Dichtezunahme und damit zu einer chemisch induzierten Stagnation der Wasserschicht über dem Sediment. In der Folge vermindert sich die turbulente Mischung und somit der physikalische Nachtransport von gelösten Oxidationsmitteln wie Sauerstoff, Nitrat und Sulfat. Das übermässige Algenwachstum im See führt also am Seegrund über eine biologisch-chemisch-physikalische Rückkoppelung zu einem erhöhten Bedarf von Oxidationsmitteln bei gleichzeitig verlangsamtem Transport. In dieser Situation belüftet die Begasungsanlage nur das Tiefenwasser, der Sauerstoff kann gar nicht bis ins Sediment vordringen (Situation b in Bild 2).

Die Folgen für den Stoffaustausch am Seegrund illustriert ein Flusskammer-Experiment in Bild 6 vom Juni 1990. In der «Lander»-Kammer nimmt die Nitratkonzentration innerhalb von etwa 12 Stunden auf 50% ab. Eine sehr intensive Denitrifikationsrate hat auch P. Höhener (1990) aufgrund von Mas-



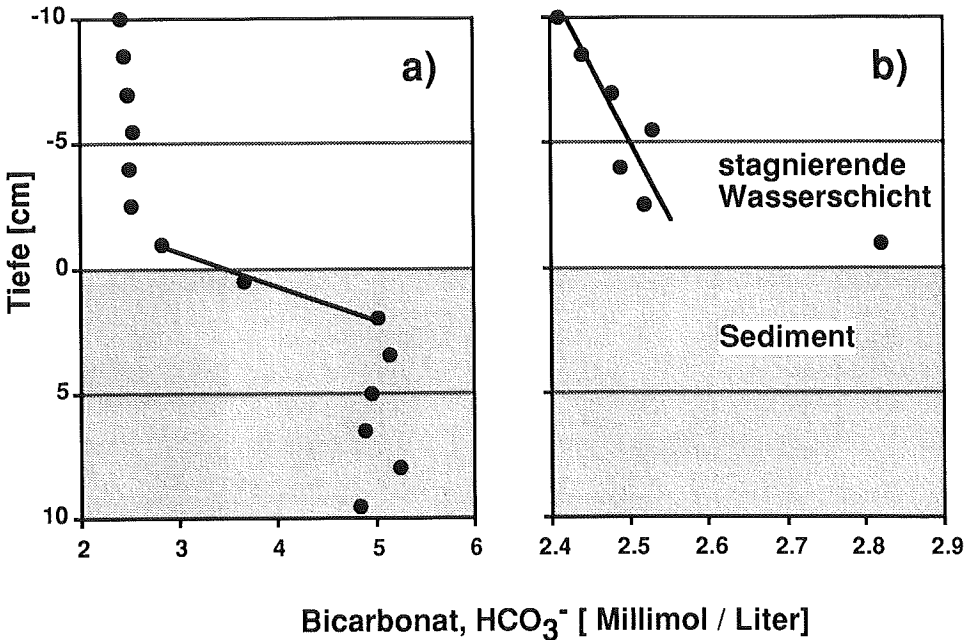


Bild 5 Bicarbonatgradienten am Seegrund (Sempachersee, 87 m, Juli 1990). Die Calcit-Auflösung setzt soviel Calcium und Bicarbonat frei, dass die Wasserschicht über dem Sediment durch einen Dichtegradienten stabilisiert wird.

Fig. 5 Bicarbonate gradients (Lake Sempach, 87 m, July 1990). Calcite dissolution leads to a density gradient in the overlying water.

sebilanzen für den Sempachersee berechnet. Von den ca. 240 Tonnen Stickstoff, welche jährlich vor allem aus der Landwirtschaft in den See gelangen, werden über  $\frac{2}{3}$  via Denitrifikation am Seegrund eliminiert. Allerdings ist noch offen, in welchen Anteilen harmloses Stickstoff-Gas ( $\text{N}_2$ ) oder problematisches Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) entstehen. Nitrat wird in Seen effizienter eliminiert, wenn im Sediment anoxische Zonen auftreten. Beim Phosphor ist das Gegenteil der Fall (Bild 6 b). Aus dem Konzentrationsanstieg in der Flusskammer erhält man eine Phosphatrücklösung von  $30 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . Dies ist fast 4mal mehr als das langjährige Mittel der Phosphatsedimentation, die mit Sedimentfallen gemessen wird. Anoxische Phasen im Sommer können also kurzfristig sehr viel Phosphor freisetzen. Es muss ein Ziel der Seesanierung bleiben, das ganze Jahr über eine oxidierte Sedimentoberfläche zu erhalten. Den Sauerstoffhahn der Belüftungsanlage kann man jedoch nicht beliebig weit aufdrehen, sonst steigen Gasblasen bis an die Seeoberfläche und transportieren nährstoffreiches Tiefenwasser in die produktive Zone. Es bleibt die Lösung, den Phosphorhahn zuzudrehen. Trotz Ausbau der Kläranlagen, trotz Phosphatverbot in Waschmitteln gelangten 1986–88 knapp 19 Tonnen Phosphor in den See. In den Jahren 1977–78 waren

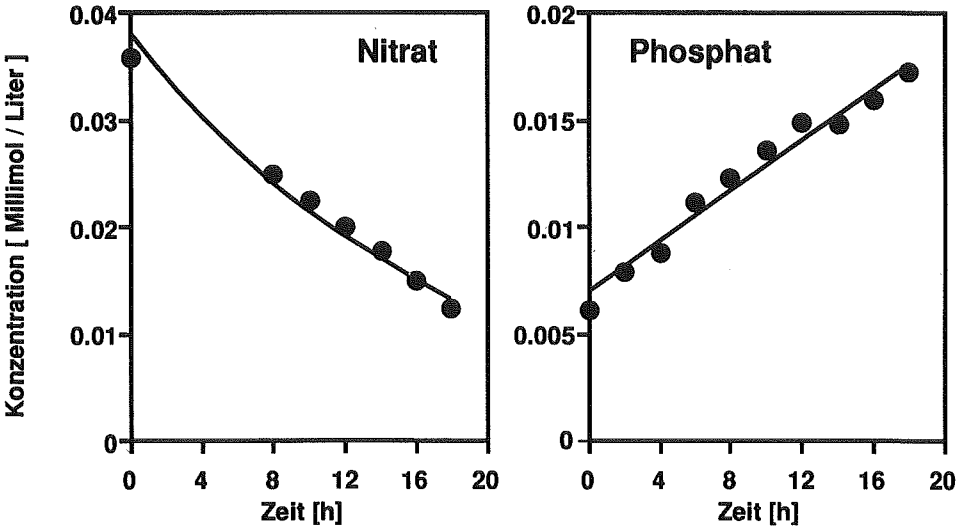


Bild 6 Ein Versuch mit dem Sediment-Lander im Juli 1990 illustriert das unterschiedliche Verhalten der beiden Nährstoffe Nitrat und Phosphat an der tiefsten Stelle des Sempachersees. Während Nitrat an der anaeroben Sedimentoberfläche durch denitrifizierende Bakterien gezehrt wird, diffundiert der Phosphor aus dem Porenwasser ins Tiefenwasser zurück, weil die Eisenoxid-Barriere (Fig. 2c) fehlt.

Fig. 6 A sediment-lander experiment in Lake Sempach (87 m, July 1990) illustrates the contrasting behavior of nitrate and phosphate. Due to the anaerobic sediment surface nitrate is consumed by denitrifying bacteria, whereas phosphate is released from the sediments.

es noch ca. 15 Tonnen. Zu etwa 85% stammt der Phosphor heute aus der Landwirtschaft. Vor fünfzehn Jahren betrug dieser Anteil noch ca. 40% (EAWAG, 1990). Die Ursache für die langsamen Fortschritte bei der Seesanie rung ist erkannt: Die Mastvieh-Bestände im Einzugsgebiet des Sees sind zu hoch. Erst wenn es gelingt, die Phosphor-Abschwemmung aus landwirtschaftlichen Böden zu verringern, wird die Algenproduktion im See abnehmen. In der Folge wird sich die Sedimentation von organischem Kohlenstoff verringern, der Sauerstoffbedarf am Seegrund wird kleiner und Oxidationsmittel können auch im Sommer wieder ins Sediment eindringen. Der wirksamste Schritt in Richtung Sanierung der Seesedimente ist eine Reduktion der Tierbestände im Einzugsgebiet.

## 6 Ausblick

Seesedimente gehören zu den wichtigsten Archiven für die Rekonstruktion von kontinentalen Klimaverhältnissen in der Vergangenheit. Wenn wir die biogeochemischen Zeitreihen der Seesedimente entziffern wollen, so brauchen wir

noch erheblich feinere Methoden als bisher. Wir feilen gegenwärtig an drei neuen Werkzeugen für solche Arbeiten: 1. Mikroelektroden, welche mit Schrittmotoren gesteuert direkt am Seegrund eingesetzt werden, erreichen eine wesentlich feinere räumliche und zeitliche Auflösung von Stoffgradienten im Porenwasser der Sedimente als die Dialysesammler (C. Reimers, 1987). 2. Die Röntgenspektroskopie mittels Synchrotronstrahlung eröffnet neuerdings die Möglichkeit, auch sehr feinteilige «röntgenamorphe» Sedimentminerale strukturell zu charakterisieren. In einer Pilotstudie haben wir mittels «extended x-ray absorption fine structure» (EXAFS) Spektroskopie die mineralogischen Umwandlungen von Mangan in den Sedimenten des Sempachersees verfolgen können (B. Wehrli et al., 1992). 3. Wir arbeiten an neuen numerischen Modellen für die Prozesse am Seegrund, um physikalische, chemische, mineralogische und biologische Informationen zu verknüpfen, Umsatzraten zu bestimmen und Sensitivitätsanalysen durchzuführen (G. Furrer und B. Wehrli, 1992). Wir brauchen einen guten Werkzeugkasten, um den Sedimentbildungsprozessen in unseren Seen auf den Grund zu gehen!

## 7 Literatur

- Brandl, H. and Hanselmann, K. (1991): Evaluation and application of dialysis porewater samplers for microbiological studies at sediment-water interfaces. *Aquatic Sciences* 53, 55–73.
- Devol, A.H. (1987): Verification of flux measurements with in situ benthic chambers. *Deep Sea Research* 34, 1007–1026.
- EAWAG (1990): Sanierung des Sempachersees: Auswertung der Zuflussuntersuchungen Messperiode Januar 1986 bis Dezember 1988. Auftrag Nr. 4691.
- Furrer, G. and Wehrli, B. (1993): Biogeochemical processes at the sediment-water interface: measurements and modeling. *Applied Geochemistry Suppl. Issue No. 2*, 117–119.
- Gächter, R. et al. (1989): Auswirkung der Belüftung und Sauerstoffbegasung auf den P-Haushalt des Sempachersees. *Wasser-Energie-Luft*, 8/1, 335–341.
- Höhener, P. (1990): Der Stickstoffhaushalt von Seen, illustriert am Beispiel des Sempachersees. Dissertation ETH Zürich Nr. 9157.
- Kummert, R. und Stumm, W. (1989): *Gewässer als Ökosysteme*. Verlag der Fachvereine, Zürich, 331 Seiten.
- Mortimer, C. (1941): The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *Journal of Ecology* 29, 280–329.
- Reimers, C. (1987): An in situ microprofiling instrument for measuring interfacial pore water gradients: methods and oxygen profiles from the North Pacific Ocean. *Deep Sea Research*. 34, 2019–2035.
- Stadelmann, P. (1988): Zustand des Sempachersees vor und nach der Inbetriebnahme der see-internen Massnahmen: künstlicher Sauerstoffeintrag und Zwangszirkulation 1980–1987. *Wasser-Energie-Luft*, 8/0, 81–96.
- Wehrli, B., Friedl, C., Manceau, A. (1992): Reaction rates and products of manganese oxidation at the sediment-water interface. In: C.P. Huang et al. (Eds.) *Aquatic Chemistry*. ACS Advances in Chemistry Series (submitted).