

Gewässerversauerung: ein übersehenes Umweltproblem

**von Univ.-Doz. Dr. Christian Steinberg,
Dipl.-Geogr. Klaus Arzet, München, und
Dipl.-Biol. Dieter Krause-Dellin, Ansbach
aktualisierte Fassung des Vortrages vom
14. Januar 1986**

In der öffentlichen Darstellung und Diskussion nehmen die ökonomischen und ökologischen Probleme des Waldsterbens in Mitteleuropa infolge der Luftverschmutzungen breiten Raum ein. Dies gilt zumindest für die Zeit vor „Tschernobyl“! Dennoch gibt es ein weiteres Umweltproblem, das älter als das Waldsterben ist und das in vielen Fällen auf dieselben allgemeinen Ursachen zurückgeführt werden kann: die **Gewässerversauerung**. Nur ist sie nicht so spektakulär wie das gegenwärtige Dahinsiechen der Wälder und ökonomisch bei weitem nicht so schwerwiegend wie in Skandinavien. Zudem wirken versauerte Gewässer widersinnigerweise anziehend, da die Versauerung bewirkt hat, daß aus vielen dunkel gefärbten und damit für den Menschen unheimlichen

Braunwasserseen helle, durchsichtige und damit optisch attraktive Seen geworden sind (zum Mechanismus des Aufhellens s. z. B. ALMER et al. 1978 und STEINBERG & KÜHNEL 1987). Die ökologischen Folgen der Gewässerversauerung sowie das Ausmaß einer möglichen Grundwasserversauerung, die bei der Trinkwasserversorgung in ländlichen Gebieten eine mittelbare Folge für den Menschen haben könnte, sind bislang nicht abzusehen.

Von einer möglichen Gewässerversauerung sind nur carbonatarme und carbonatfreie geologische Formationen betroffen, die der Versauerung nicht durch ausreichende Verwitterung von Kalk und anderen Carbonaten begegnen können. Zu diesen Formationen gehören in der Bundesrepublik Deutschland das ostbayerische Grundgebirge mit Bayerischem und Oberpfälzer Wald (überwiegend Gneis, Granit) (LEHMANN et al. 1985, STEINBERG et al. 1984) und Fichtelgebirge (Gneis, Granit, Basalt) (STEIDLE & PONGRATZ 1984, FOECKLER & SCHRIMPF 1985), Schwarzwald (im Süden: überwiegend Gneis; im Norden überwiegend Buntsandstein) (SCHOEN et al., 1984, SCHOEN 1985), Rhön (Sandstein, Gneis, Basalt), Pfälzer Wald und Teile des Odenwaldes (Sandstein, Granit), Spessart (Sandstein), das Rheinische Schiefergebirge (mit Hunsrück, Taunus, Eifel und Sauerland) (SCHOEN et al., KRIETER 1984), Vogelsberg und Westerwald (Basalt), der Harz (Gneis, Granit, Schiefer, Grauwacke) und einige kleine Mittelgebirgszüge, die vorwiegend aus

Buntsandstein bestehen, wie Solling, Kaufunger Wald oder das Eggegebirge (MATTHIAS 1983, MEINEL & KLEINER 1984, MEIJERING 1984, LEHN-ARDT et al. 1984). Sensibel sind ebenfalls die nahezu vollständig entkalkten Sandergebiete Norddeutschlands, deren bekanntestes die Lüneburger Heide ist und wo die Versauerung für die beiden bislang untersuchten Seen stärker auf Moormeliorationen als auf Deposition von versauernden Stoffe zurückzuführen ist (STEINBERG et al. 1984). Die Autorennamen hinter den geografischen Einheiten geben jeweils Berichte über Versauerungsbefunde an. Es sei darauf hingewiesen, daß nicht in allen Gewässern in den aufgezeigten Gebieten eine Versauerung auftreten **muß**, denn dieser Prozeß wird weiterhin durch die Sensibilität der jeweiligen Böden geprägt, die ihrerseits durch Austauschkapazität, Basensättigung, Basengehalt oder auch Bodenmächtigkeit bestimmt wird.

Nicht zuletzt kann die Gewässerversauerung nur dort in Erscheinung treten, wo nicht landwirtschaftliche Phänomene in Form von sogenannten Erholungsdüngungen — nichts weiter als eine Kalkung — überlagert sind. Zieht man all diese Variablen ins Kalkül, dann bleibt als Folgerung (LEHMANN et al. 1985): Die zur Gewässerversauerung neigenden Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland sind bevorzugt in den **Waldgebieten der Mittelgebirgslandschaften und in der Norddeutschen Tiefebene zu**

finden. Der Entwurf einer Karte über sensible Gebiete ist von den genannten Autoren gerade veröffentlicht worden. Die potentiell zur Versauerung neigenden Gebiete der Bundesrepublik Deutschland zeichnen sich auf dieser Karte quasi als Fleckenteppich ab. In den Mittelgebirgen kommen als wesentliche Ursachen der Gewässerversauerung die sauren Depositionen in Frage, verstärkt durch die oft vorherrschenden Fichtenmonokulturen. In den Sandgebieten spielen bereichsweise Moormeliorationen eine wichtige Rolle. Beispiele für unterschiedliche Versauerungsursachen in Deutschland werden von STEINBERG et al. (1984) gegeben. In wohl zunehmendem Maße versauert in den norddeutschen Sandergebieten auch die Ammoniak-Emission aus Massentierhaltungen (STEINBERG & LENHART, 1986). Ammoniak wird als Ammonium-Salz in der Nähe des Emissionsortes deponiert und wirkt in den Sandböden nicht mehr als Stickstoffdünger, sondern vielmehr als Substrat für die Nitrifikation, die pro Molekül Ammonium zwei Protonen freisetzt:



In diesen betroffenen Gebieten ist die Versauerung naturgemäß nicht nur auf die (ohnehin spärlichen) Waldgebiete beschränkt.

Vergleicht man die Daten der Veröffentlichungen über die Gewässerversauerung, dann fällt auf, daß nahezu alle aus diesem Jahrzehnt stammen. Anzumerken ist ferner noch, daß viele Arbeiten die Versauerung mehr oder weniger nur indizienhaft bewei-

sen, wie durch das Verschwinden säuresensitiver Tierarten (u. a. MEIJERING 1984, FOECKLER & SCHRIMPF 1985) (was den Wert der Arbeit keineswegs schmälert!), oder durch geochemische Identifikationsmodelle (SCHOEN 1985).

Aus dem kristallinen Bereich der Alpen, der überwiegend aus verschiedenen Gneis- und in untergeordnetem Maße aus Granitformationen besteht, sind die Belege für eine Gewässerversauerung noch wesentlich spärlicher als aus Deutschland (STUMM & RIGHETTI 1982, MOSELLO 1984, PSENNER & NICKUS im Druck, PSENNER et al. im Druck), wobei zumeist nur die Sensibilität hochalpiner Gewässer namhaft gemacht wird. Lediglich STUMM & RIGHETTI l.c. weisen eine Versauerung im Tessin nach.

Interessanterweise heben sowohl MOSELLO als auch PSENNER (pers. Mitteilungen) übereinstimmend hervor, daß die Versauerung in den italienischen und österreichischen hochalpinen Seen wahrscheinlich weniger über Schwefel- oder Salpetersäuredepositionen als vielmehr über die Nitrifikation von deponiertem Ammonium laufen werde, da freie Säuren oberhalb von rund 1.500 m bis 2.000 m ü. NN im Niederschlag kaum eine Rolle mehr spielen (vgl. MOSELLO & TARTARI 1982).

Für die anderen kristallinen Bereiche Österreichs, nämlich das Böhmisches Massiv, das überwiegend aus Graniten besteht, liegen gar keine Berichte bezüglich der Gewässerversauerung vor.

Für die meisten der versauerungsempfindlichen oder möglicherweise bereits versauerten Gewässer fehlen Referenzdaten, vor allem pH-Werte aus Zeiten vor der hohen Säuredeposition. Wären sie vorhanden (was für sehr wenige Gewässer gilt), wäre allerdings auch nur wenig gewonnen, da sie sicherlich nicht ohne Schwierigkeiten mit den heutigen Daten zu vergleichen wären. Die früher benutzte Methode colorimetrischer Messungen kann, wie ein jüngst veröffentlichter Methodenvergleich nachweist, Abweichungen bis zu 2 pH-Einheiten gegenüber dem elektrochemisch gemessenen Wert beinhalten (BLAKAR & DIGERNES 1984), da die Farbindikatoren selbst als Säure/Base-System wirken.

Chemische Modelle, die in Skandinavien entwickelt wurden (z. B. HENRIKSEN 1984), reichen zwar zur Identifikation, aber unter mitteleuropäischen Verhältnissen bisher nicht zur Quantifikation des Versauerungsprozesses aus (vgl. SCHOEN 1985).

Wie kann man nun die provokante Eingangsbauptung, die Gewässerversauerung sei älter als das Waldsterben, überhaupt belegen, wenn die Gewässerversauerung weitgehend übersehen wurde? Den Nachweis über Beginn und Ausmaß des in erster Linie geochemischen Prozesses kann man, so paradox das klingen mag, nur über biologische Systeme führen, und zwar über die sogenannten Totengesellschaften. Das sind Ansammlungen von Organismenresten, die erst nach deren Tod entstanden sind und alle Ver-

änderungen, die sich im Einzugsgebiet eines Sees oder im See selbst abspielen, widerspiegeln. Chemische Parameter, die den geochemischen Prozeß der Gewässerversauerung anzeigen, werden im Sediment allerdings nicht konserviert. Für die Interpretation der Sedimente im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung stehen in Form des gut eingeführten Kieselalgen-(Diatomeen)-pH-Meters (RENNBERG & HELLBERG 1982, ARZET et al. 1986) und des von uns neu entwickelten Wasserfloh-pH-Meter (KRAUSE-DELLIN & STEINBERG 1984 und 1986), das mit den Chydoriden arbeitet, zwei sensible biologische Systeme zur Verfügung. Chydoridenreste und einige taxonomisch schwierige Diatomeen, wie sie im Sediment gefunden werden, sind in Abb. 1 und 7 dargestellt. Bei den Wasserflöhen sind es insbesondere die am Ufer lebenden Formen, die in die erwähnte Familie der Chydoriden gehören. Beide pH-Meter beruhen auf der Tatsache, daß es innerhalb der genannten Gruppen von Wasserorganismen, die identifizierbare Mikrofossilien in Seesedimenten hinterlassen, Arten mit deutlich verschiedenen Säurepräferenzen gibt. So sind einige Kieselalgen oder Wasserflöhe im pH-Bereich unterhalb von 5,5 besonders häufig: Sie sind **acidobiont**. Andere bevorzugen den deutlich alkalischen Bereich, sie sind **alkalibiont**. Insgesamt werden nach ihrem bevorzugten Auftreten 5 Gruppen unterschieden. Die Strukturen der Kieselalgen- oder Wasserfloh-Gesellschaften werden höchst signifikant von den jeweiligen

pH-Wert-Bereichen geprägt. Die einzelnen pH-Gruppen für Kieselalgen und Wasserflöhe sind:

(acb) acidobiont größte Häufigkeit bei $\text{pH} < 5,5$

(acf) acidophil größte Häufigkeit bei ≤ 7

(circ) circumneutral größte Häufigkeit um den Neutralpunkt

(alkf) alkaliphil größte Häufigkeit bei $\text{pH} \geq 7$

(alkb) alkalibiont größte Häufigkeit bei > 7

Die untersuchten Kieselalgenesellschaften werden als Index B angegeben (RENNBERG & HELLBERG 1982):

$$\text{Index B} = \frac{\% \text{ circ} + 5 \% \text{ acf} + 40 \% \text{ acb}}{\% \text{ circ} + 3,5 \% \text{ alkf}}$$

Die Gleichung für die Wasserflöhe entstand über einen statistischen Ansatz (multiple Korrelation):

$$\text{Index C} = 0,003 \% \text{ circ} - 0,031 \% \text{ acb} - 0,035 \% \text{ acf.}$$

Die Eichung dieser beiden biologischen pH-Meter auf mitteleuropäische Verhältnisse geschieht über die Analyse noch lebender oder gerade abgestorbener Gesellschaften und über die elektrochemische Messung repräsentativer pH-Werte. Für die Kieselalgen und Wasserflöhe findet man solche Gesellschaften in den jüngsten, das sind die obersten Sedimentschichten. Repräsentative pH-Werte sind z. B. Daten aus den Vollzirkulationsphasen der Seen im Herbst oder im Frühjahr, wenn naturgemäß alle Wasserinhaltsstoffe, also auch die Säure, in der Wassersäule

gleichmäßig verteilt sind und biologische Umsätze, die den Säuregehalt beeinflussen können, fast nicht stattfinden. Von den Kieselalgen- und den Wasserflohgesellschaften werden nun die Strukturen ermittelt: Es wird der Anteil der einzelnen pH-Gruppen an der Gesamtheit der Gesellschaften bestimmt. Für die hochalpinen Seen sind beispielhafte Kieselalgenanalysen in den Abbildungen 3 bis 6 dargestellt.

Mittels einfacher Statistik läßt sich ein direkter Zusammenhang zwischen gemessenem pH-Wert und den Organismen finden. Für mitteleuropäische Verhältnisse haben wir folgende Beziehungen gefunden:

Kieselalgen: $\text{pH} = 6,23 - 0,78 \log \text{Index B}$
Wasserflöhe: $\text{pH} = 6,67 - \text{Index C}$.

Weitere Einzelheiten zur Methodik, vor allem die Einordnung der verschiedenen Kieselalgen und Wasserflöhe in die pH-Klassen, sind bei ARZET et al. (1986) und bei STEINBERG et al. (1984) sowie KRAUSE-DELLIN & STEINBERG (1984 und 1986) nachzulesen.

Da die biologischen Reste im Schlamm konserviert werden, geben die abgestorbenen Gesellschaften auch noch im nachhinein — im Extremfall bis zur Entstehung des Sees zurück — Auskunft über die früheren Umweltbedingungen, so auch die pH-Werte.

Die zeitliche Zuordnung einzelner Sedimentschichten erfolgte auf radiochemischem Wege (^{137}Cs -Methode, ^{210}Pb -Methode nach PENNINGTON et al. 1973 oder

DAVIS et al. 1984) oder über sonstige datierbare Belastungen, wie Rodungen, Einleitungen u. ä.. Nach unseren Erfahrungen mit Parallelmessungen geben die radiochemischen Datierungen dann übereinstimmende Ergebnisse, wenn sich das Cäsium-Maximum infolge vergleichsweise hoher Sedimentation nicht an der Sedimentoberfläche befindet. Diese Aussagen gelten selbstverständlich nur für die Zeit vor dem Tschernobyl-Fallout!

Anhand ausgewählter Seen soll im folgenden das beschriebene Verfahren mit Ergebnissen dargestellt werden. Neben den Subfossilien wurden geochemische Parameter in den Sedimenten erhoben, wie Metallkonzentrationen oder Metallbindungsformen, deren Verläufe die Aussagen der biologischen Reste gut unterstützen. Auf die Darstellung dieser zusätzlichen Information wird aber an dieser Stelle unter dem Hinweis auf einen allgemeinen Aufsatz (STEINBERG 1986) verzichtet.

Beispiel: Pinnsee

Ein eindrucksvolles Beispiel für die Rekonstruktion des Versauerungsablaufes stellt der Pinnsee bei der Till-Eulenspiegel-Stadt Mölln (östlich von Hamburg) dar.

Dieser 29,5 m ü. NN befindliche See liegt in einer Sandenklave im Baltischen Moränengürtel. Sand ist gegenüber Versauerungen äußerst empfindlich. Die Vegetation um den See bestand ursprünglich aus Mischwald. Große Teile wurden durch die Besat-

zungsmacht nach dem 2. Weltkrieg abgeholzt. Die Kahlschläge wurden nur mit Nadelholz, vornehmlich Fichten, bestockt.

Nach beiden biologischen pH-Metern (Abb. 2) hatte der Pinnsee circa um die Jahrhundertwende einen pH-Wert um oder über 6.0, so wie er für kalkarme, nährstoffarme und unbeeinflusste Flachlandseen in Mischwaldgebieten typisch sein dürfte. Der Pinnsee beherbergte, alten Berichte zufolge, eine charakteristische Weichwasserflora, deren hervorragendes Element das Brachsenkraut, *Isoetes lacustris*, war (THIENEMANN 1932).

Eine schwache Versauerung begann augenscheinlich bereits vor dem 2. Weltkrieg und wird von beiden biologischen pH-Metern wiedergegeben. Auch alte colorimetrische pH-Wertmessungen durch THIENEMANN (1950) weisen für die Wende des 3. auf das 4. Jahrzehnt diesen Jahrhunderts auf pH-Einbrüche hin, wenn auch die absolute Höhe wegen der mangelnden Vergleichbarkeit der Methoden wenig aussagekräftig ist. Allerdings wurde der Versauerungsbeginn des Pinnsees damals nicht mit sauren Depositionen aus der Luft oder mit fortschreitenden Verarmung des Bodens in Zusammenhang gebracht. Die massive Versauerung setzte dann nach dem 2. Weltkrieg ein und wird von beiden pH-Systemen simultan angezeigt.

Hochgebirgsseen in Tirol und Kärnten

An Sedimentkernen aus den beiden Tiroler Seen, dem

Schwarzsee ob Sölden (Ötztal) (Abb. 3) und dem Oberen Plenderlesee (Kühtai) (Abb. 4) und den beiden Kärntner Seen, dem Gippersee (Kreuzeckgruppe) (Abb. 5) und dem Goaßelesee (Mölltal, Reißbeckgruppe) (Abb. 6), sind wir der Frage nachgegangen, ob sich Veränderungen dieser kalkarmen Seen mit der paläolimnologischen Methode nachweisen lassen (ARZET et al. 1986).

Die Kieselalgenanalysen für diese vier Seen machen bereits auf den ersten Blick deutlich, daß in den Seen Veränderungen vor sich gegangen sind. Wenn man die Diatomeengesellschaftsstruktur in pH-Werte umrechnet, ergibt sich allerdings im Falle des Oberen Plenderleeses und des Gippersees eine schwache Alkalisierung, die als leichte Eutrophierung über nährstoffhaltigen Staub aus der Atmosphäre gedeutet werden könnte. Denn sowohl der Phosphatgehalt wie auch die Konzentrationen an Pflanzenpigmenten nehmen in den Sedimenten der beiden Seen zur Oberfläche hin zu (STEINBERG et al. 1986). Beim Goaßelesee, der im sauersten Gestein liegt (im sogenannten „Tauernfenster“, das aus vorpermischen Zentralgraniten und Gneisen besteht), zeichnet sich eine sehr schwache Versauerung ab, die statistisch allerdings nicht signifikant ist. Ein deutlicheres Zeichen ist jedoch die auffällige Zunahme der acidophilen *Melosira lirata* im Sediment zur Oberfläche hin. Für den Fall des Schwarzsees ob Sölden läßt sich gegenwärtig eine plausible Deutung schwer geben. Nimmt man die 8 cm tiefe Sedimentschicht als

Basis an, dann hat mit einer Depression um eine halbe pH-Wert-Einheit eine Versauerung in diesem See und seinem Umland stattgefunden. Allerdings besaß der See zu Zeiten, als die tiefen Sedimente abgelagert wurden bereits schon mal derart hohe Säuregehalte, wie gegenwärtig. Hierfür ist eine Ursache nicht klar; möglicherweise hängt die Versauerung in der früheren Zeit mit Bergbau- und Erzverarbeitungsaktivitäten im Mittelalter zusammen. Ein wichtiger Grund, weshalb die Aussage für diesen See schwer festzumachen ist, liegt darin, daß weder die Taxonomie noch die Ökologie der Diatomeengattung *Melosira*, die in diesem See die Mehrheit der Diatomeentaxa stellt und von denen einige Vertreter in Abb. 7 porträtiert sind, ausreichend bearbeitet ist. Für die hochalpinen Seen bleibt festzuhalten: Eine Beeinflussung durch atmosphärische Depositionen kann andeutungsweise nachgewiesen werden. Es ist in jedem Fall jedoch lohnend, diese Art von Seen weiterhin zu untersuchen.

Beispiel: Huzenbacher See (Nordschwarzwald)

Dieser See ist ein kleiner Karsee. Er liegt im Buntsandstein des Nordschwarzwaldes 746,9 m ü. NN. Die Böden des Einzugsgebietes, das überwiegend mit Fichten bestockt ist, sind Podsole. Vom Huzenbacher See existieren die Kieselalgen Daten eines langen Sedimentkerns (SANIDES 1978), die von unserer Arbeitsgruppe durch die eines Kurzkerns ergänzt wurden (STEINBERG et al. im Druck).

Für die fundierte Diskussion über mögliche Ursachen der rezenten Gewässerversauerung erscheint es als sehr hilfreich, zwischen der natürlichen Versauerung, die mit der Vegetationsentwicklung verbunden ist, und der rezenten, anthropogen verursachten zu unterscheiden. Die Ergebnisse für den Huzenbacher See, also für mitteleuropäische Verhältnisse sind in Abb. 8 widergegeben. Eine Schwierigkeit bei der pH-Wert-Ableitung über die Diatomeen ergab sich dadurch, daß in einer früheren Studie (SANIDES 1978) die Gattung *Melosira*, deren einzelne Arten durchaus unterschiedliche Säureansprüche haben, aufgrund der schwierigen Taxonomie (s. in Abb. 7 die *Melosira*-Arten aus Hochgebirgsseen) nicht aufgeschlüsselt wurde. Es wurden deshalb verschiedene Annahmen getroffen; die plausibleste ist im unteren Teil der Zeichnung mit durchgezogenem Strich eingetragen. Als Datierung dienten Pollenanalyse, ^{137}Cs -Verteilung und das Auftreten von Kohlepartikeln in den Schichten von 12 bis 14 cm Tiefe, die sicherlich von einem Waldbrand im Jahre 1800 herrühren.

Die pH-Wert-Schätzung ist derart sensibel, daß in den jüngsten Sedimenten der neutralisierende Einfluß von Wegebau mit alkalischem Material (Muschelkalk, Lehm) reflektiert wird (STEINBERG et al. im Druck).

Nach der Eiszeit präsentiert sich der Huzenbacher See als vergleichsweise nährstoffreicher See, da die Auswaschung des deponierten Materials Nährstoffe in

den See brachte. Der pH-Wert lag deutlich über 6,0. Mit Beginn des Subboreals konnte über Pollenanalyse die Invasion von Tanne und Buche, und damit das Entstehen eines dichten Waldes, nachgewiesen werden. Dieser Prozeß führte zu einer allmählichen Podsolierung des Bodens und einer anschließenden Gewässerversauerung, die nur durch eisenzeitliche Rodungen und Landwirtschaft aufgehalten wurde. Die Langzeitversauerung durch die Vegetationsentwicklung senkte den pH-Wert um rund 1,1 Einheiten. Seit rund 150 Jahren fällt der pH-Wert drastisch auf Werte, die inzwischen bei 4,3 liegen. Wäre kein Wegebau betrieben worden, läge der pH-Wert sicherlich um 4,0 oder darunter, wie im benachbarten Herrenwieser See (STEINBERG et al. 1984). Die Ursache für die rasante pH-Wert-Depression ist in anthropogenen Tätigkeiten zu suchen: Die Umstellung des Tannen-Buchenwaldes auf einen reinen Fichtenwald nach einem großen Waldbrand im Jahre 1800 und vor allem die zunehmende Luftverschmutzung durch die Industrialisierung im Oberrheintal seit dem vergangenen Jahrhundert. Die Umstellung des Tannen-Buchenwaldes auf einen reinen Fichtenwald nach dem verheerenden Waldbrand wird oft als wichtigste Ursache für die Versauerung der Seen des Nordschwarzwaldes angegeben. Dies erscheint nicht plausibel. Die Fichte müßte dann nämlich eine autochthone Säureproduktion besitzen, die um mehr als das 1000-fache größer ist als die des Tannen-Buchen-Waldes.

Derartige Säureproduktionen sind im Pflanzenreich völlig undenkbar.

Als Fazit gilt für die Versauerung des Huzenbacher Sees und auffälligerweise auch für den Gårdsjön in Schweden, an dem eine der wenigen weiteren Studien an einem langen Sedimentkern durchgeführt wurden (RENNBERG & HELLBERG 1982): Für den gegenwärtigen Säuregehalt in den versauerten Seen sind mit mehr als 90 % anthropogene Quellen verantwortlich! Die Vegetationsentwicklung macht allenfalls 10 % aus. Die Studien an Huzenbacher See und Gårdsjön sind zwar nur Einzelfälle, und es muß weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben, in wieweit sich derartige Aussagen verallgemeinern lassen. Die genannten Zahlen der beiden Seen geben jedoch eine eindeutige Tendenz an!

Die Gewässerversauerung — und Pinnsee sowie Huzenbacher See sind nur zwei Beispiele von vielen — ist somit tatsächlich älter als das gegenwärtige Waldsterben.

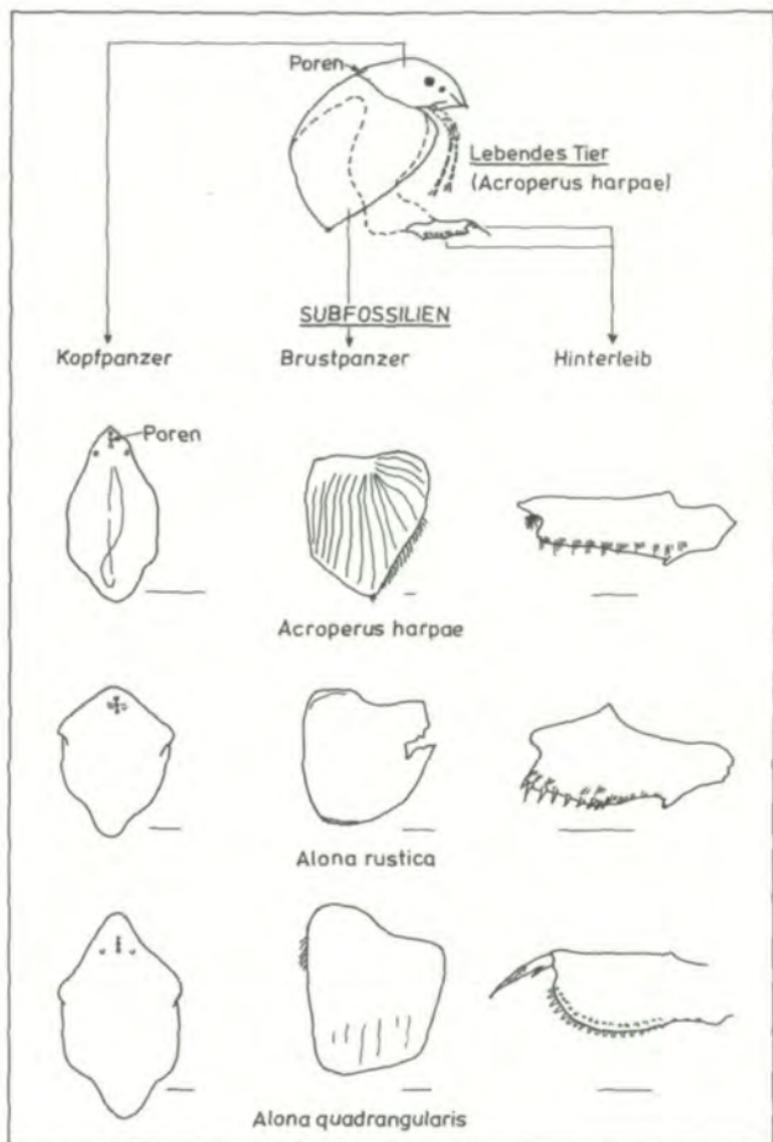


Abb. 1: Chydoridenreste in Seesedimenten sowie deren Lage am intakten Tier. Die Striche bei den einzelnen Subfossilien markieren 50 μ m.

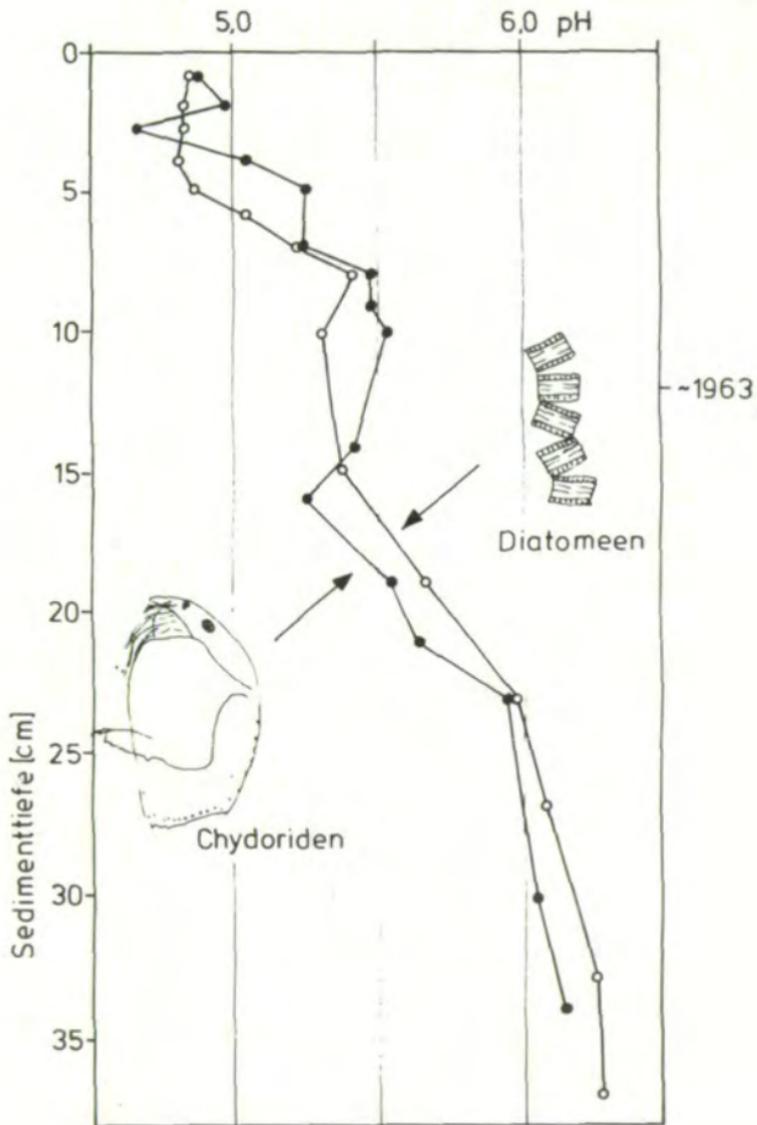


Abb. 2: Versauerungsrekonstruktion für den Pinnsee (östlich von Hamburg) über subfossile Diatomeen und Chydoriden.

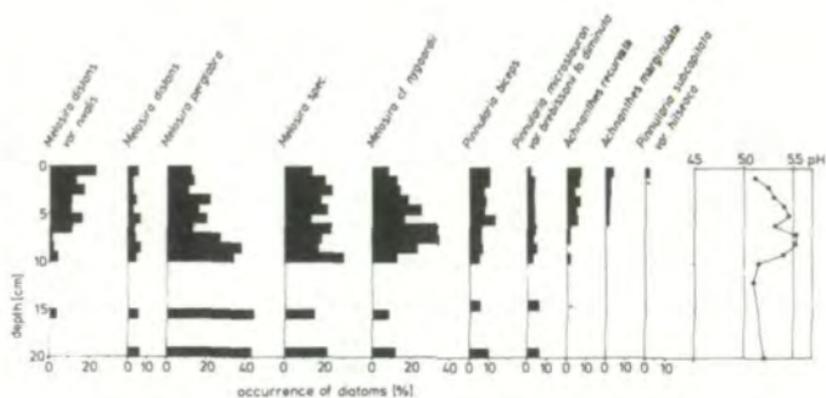


Abb. 3: Diatomeenverteilung und pH-Wert-Ableitung für den Schwarzsee ob Sölden, Tirol.

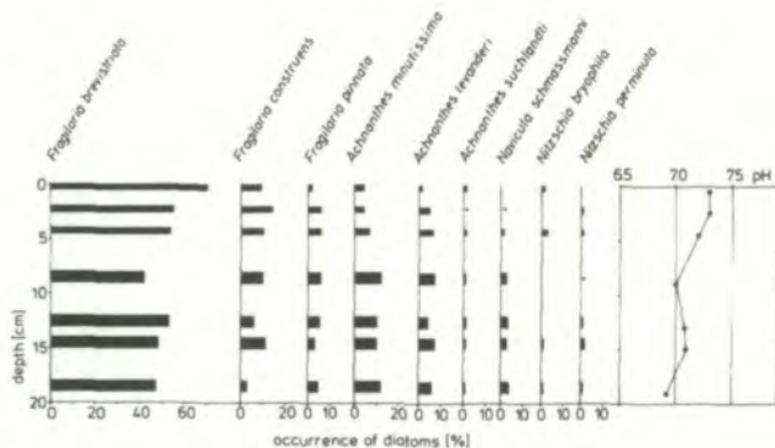


Abb. 4: Diatomeenverteilung und pH-Wert-Ableitung für den Oberen Plenderleseë, Tirol.

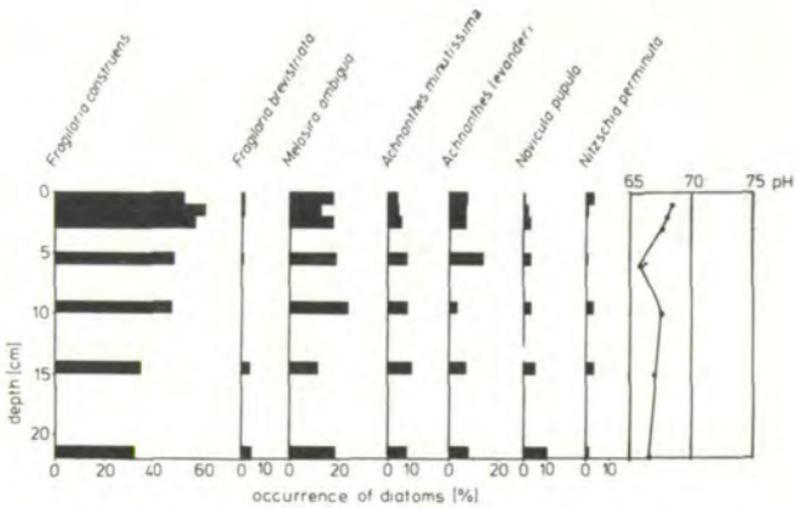


Abb. 5: Diatomeenverteilung und pH-Wert-Ableitung für den Gipersee, Kärnten.

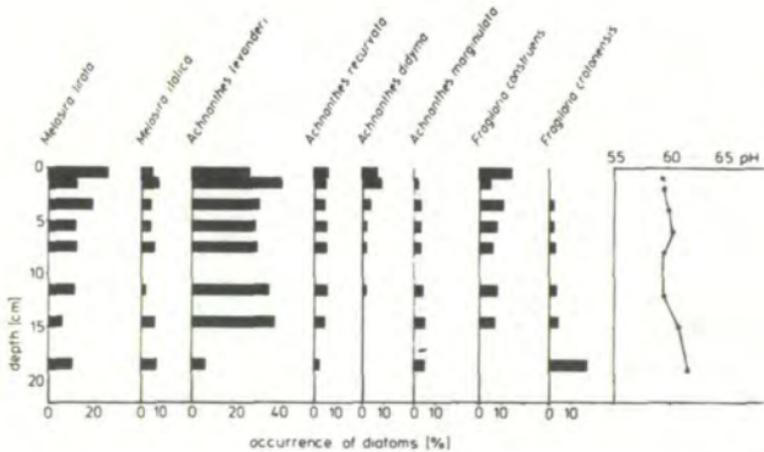


Abb. 6: Diatomeenverteilung und pH-Wert-Ableitung für den Goabeesee, Kärnten.

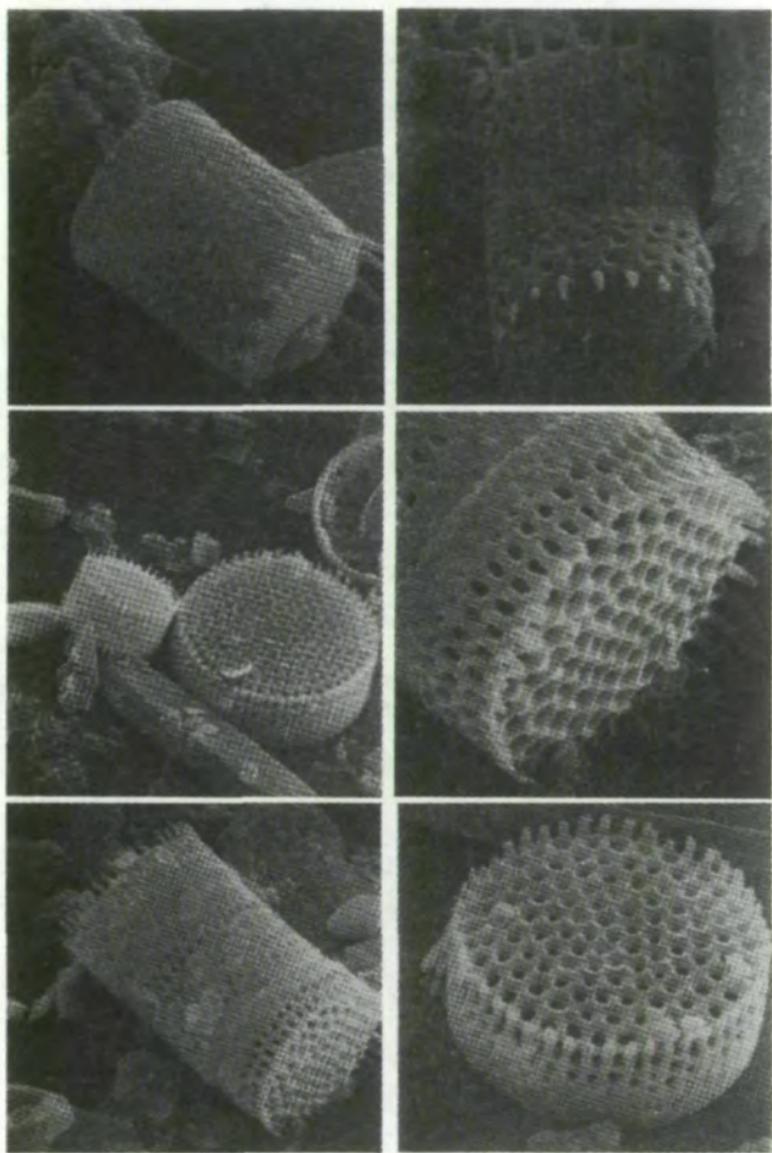


Abb. 7: Ausgewählte *Melosira*-Taxa aus dem Schwarzsee ob Sölden.
Oben: *Melosira nygaardii*. Mitte links, linke Valve: *M. perglabra*.
Alle übrigen: *M. distans* var. *nivalis*.

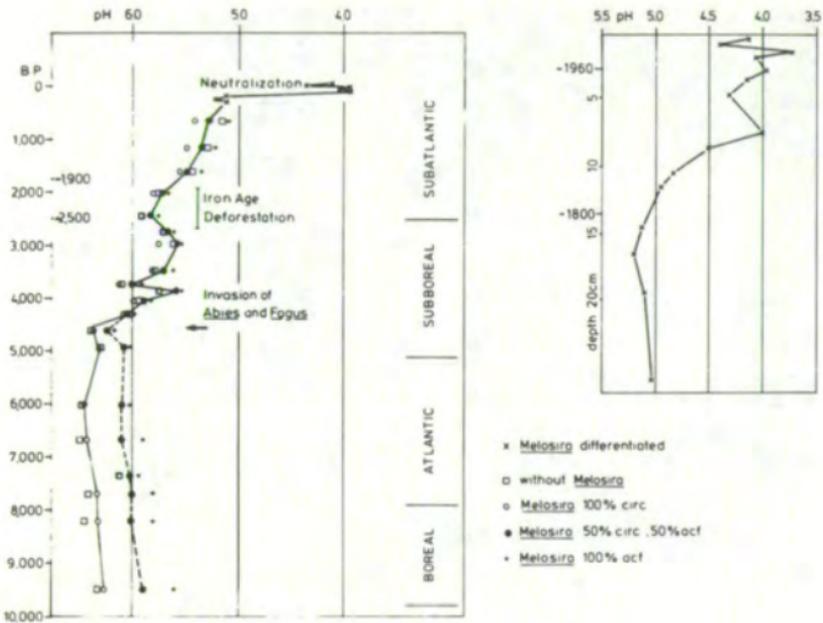


Abb. 8: Versuch der Versauerungsrekonstruktion seit der letzten Eiszeit für den Huzenbachersee, Nordschwarzwald.

Literatur

- ALMER, B., DICKSON, W., EKSTRÖM, C. & HÖRNSTRÖM, E. (1978): Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: Sulfur in the Environment. Part II. — Ecological Impacts. S. 271-311, John Wiley.
- ARZET, K., STEINBERG, C., PSENNER, R. & SCHULZ, N. (1986): Diatom distribution and diatom inferred pH in the sediment of four alpine lakes. *Hydrobiologia* 143: 247-254.
- BLAKAR, I. A. & I. DIGERNES (1984): Evaluation of acidification based on former colorimetric determination of pH: The effect of indicators on pH in poorly buffered water. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 679-685.
- DAVIS, R. B., C. T. HESS, S. A. NORTON, D. W. HANSON, K. D. HOAGLAND & D. S. ANDERSON (1984): ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of sediments from softwater lakes in New England (USA) and Scandinavia, a failure of ^{137}Cs dating. — *Chemical Geology* 44: 151-185.
- FOECKLER, F. & SCHRIMPF, E. (1985): Gammarids in streams of Northeastern Bavaria, F.R.G. II. The different hydrochemical habitats of *Gammarus fossarum* KOCH, 1835, and *Gammarus roeseli* GERVAIS, 1835. *Arch. Hydrobiol.* 104: 269-286.
- HENRIKSEN, A. (1984): Changes in base concentration due to freshwater acidification. — *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 692-698.
- KRAUSE-DELLIN, D. & STEINBERG, C. (1984): Evidence of lake acidification by a novel biological pH-meter. *Environ. Tech. Technol. Lett.* 5: 403-407.
- KRAUSE-DELLIN, D. & STEINBERG, C. (1986): Cladoceran remains as indicators of lake acidification. *Hydrobiologia* 143: 129-134.
- KRIETER, M. (1984): Ökosystemare Untersuchungen zur Versauerung der Hydrosphäre im südlichen Taunus und Hunsrück. In: WIETING, J. et al. (Hrsg.): *Gewässerversauerung*.

rung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt Materialien 1/84: 260-276.

LEHMANN, R., SCHMITT, P. & BAUER, J. (1985): Gewässer-
versauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Ihre Ver-
breitung und Auswirkung. Informationen zur Raument-
wicklung 10-1985: 893-822.

LEHNARDT, F., BRECHTEL, H. M. & BONESS, M. (1984):
Ein Beitrag zur Quantifizierung der Versauerung ausgewählter
Bäche im Bereich des nordhessischen Buntsandsteingebietes.
In: WIETING, J. et al. (Hrsg.): Gewässerversauerung in der
Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt Materialien
1/84: 76-92.

MATTHIAS, U. (1983): Der Einfluß der Versauerung auf die
Zusammensetzung von Bergbachbiozöosen. Arch. Hydro-
biol./Suppl. 65: 407-483.

MEIJERING, M. P. D. (1984): Die Verbreitung von Indikator-
arten der Gattung *Gammarus* im Schlitzerland (Osthessen) in
1968-1982. In: WIETING, J. et al. (Hrsg.): Gewässerver-
sauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundes-
amt Materialien 1/84: 96-105.

MEINEL, W. & KLEINER, S. (1984): Zum Einfluß saurer
Niederschläge auf die Zoozöosen zweier Mittelgebirgsbäche
im Kaufunger Wald. In: WIETING, J. et al. (Hrsg.): Gewässer-
versauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Umwelt-
bundesamt Materialien 1/84: 413-426.

MOSELLO, R. (1984): Hydrochemistry of high altitude alpine
lakes. Schweiz. Z. Hydrol. 46: 86-99.

MOSELLO, R. & TARTARI, G. (1982): Chemistry of the
precipitation in the Lake Maggiore watershed (northern Italy).
Mem. Ist. Ital. Idorbiol. 40: 163-180.

PENNINGTON, W., R. S. CAMBRAY & E. M. FISHER (1973):
Observations on lake sediments using fallout ^{137}Cs as a tracer. —
Nature 242: 324-326.

PSENNER, R., ZAPF, F., NICKUS, U. & ARZET, K.: Versauern
Hochgebirgsseen in kristallinen Einzugsgebieten Tirols?
Schriftenreihe Luftgüteuntersuchungen (im Druck).

- PSENNER, R. & NICKUS, U.: Snow chemistry of a glacier in the central Alps (Hintereisferner, Tyrol, Austria). *Z. Glaziol. Glazialgeol.* (im Druck).
- RENNBERG, I. & T. HELLBERG (1982): The pH-history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from subfossil diatom flora of the sediment. — *Ambio* 11: 30-33.
- SCHOEN, R., WRIGHT, R. F., & KRIETER, M. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. *Naturwissenschaften* 71: 95-97.
- SCHOEN, R. (1985): Zum Nachweis depositionsbedingter Versauerung in kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland mittels einfacher chemischer Modelle. Nationalpark Bayerischer Wald. Symposium „Wald und Wasser“ Tagungsbericht 5,2: 631-643.
- STEIDLE, L. & PONGRATZ, P. (1984): Versauerung von Oberflächengewässern im Fichtelgebirge. In: WIETING, J. et al. (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt Materialien 1/84: 24-38.
- STEINBERG, C. (1986): Gewässerversauerung. *Wasserkalender* 1987.
- STEINBERG, C., ARZET, K. & KRAUSE-DELLIN, D. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. *Naturwissenschaften* 71: 631.
- STEINBERG, C. & LENHART, B. (1986): Diskussionsbeiträge zur Geochemie der Gewässerversauerung. *Deutsche Gewässerkundl. Mitt.* 30: 1-9.
- STEINBERG, C. & KÜHNEL, W. (1987): Influence of cation acids on dissolved humic substances under acidified conditions. *Water Research* 21: 95-98.
- STEINBERG, C., BECKSTETTE, W., PSENNER, R. & SCHULZ, N. (1986): Chemical sediment stratigraphy of four high alpine lakes in Austria. *Hydrobiologia* 143: 343-348.
- STEINBERG, C., ARZET, K., KRAUSE-DELLIN, D., SANIDES, S. & FRENZEL, B.: Long core study on natural and anthropogenic acidification of Huzenbacher See, Black Forest,

- Fed. Rep. Germany. Global Biogeochemical Cycles (im Druck).
- STUMM, W. & RIGHETTI, G. (1982): Tessiner Bergseen: saurer Regen, saure Traufe. Neue Zürcher Zeitung 231: 31.
- THIENEMANN, A. (1932): Schwankungen des Grundwasserstandes in Norddeutschland während der letzten Jahrzehnte, ihre Ursachen und limnologische, geochemische und wirtschaftliche Bedeutung. — Arch. Hydrobiol. 24: 345-428.
- THIENEMANN, A. (1950): Wasserstandsschwankungen im Garrensee, Pinnsee und Drewitzer See 1931-1944. — Arch. Hydrobiol. 18: 1-20.

Korrespondenzadresse:

Bayer. Landesamt f. Wissenschaft,
Lazarettstr. 67,
D-8000 München 19