

# Untersuchungen über die Schwermetallgehalte in Sedimentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen

Günther Michler

## 1. Fragestellung und Methoden

Die Sedimentationsräume sind nach ZÜLLIG (1956) die »Kehrichtdeponien des Stoffumsatzes«. Daher können durch die Untersuchung von Seesedimenten – aufgrund deren hohen Alters im Vergleich zur Zivilisationsgeschichte – das Ausmaß, die Verteilung und die Herkunft von zivilisatorischen Belastungen unserer Umwelt durch Schwermetalle seit deren Verwendung oder Erzeugung durch den Menschen im Einzugsgebiet des jeweiligen Sees bzw. bei atmosphärischem Eintrag auch in weitem Umkreis erstaunlich gut aufgezeigt werden. Das Institut für Geographie der Universität München (Lehrstuhl Prof. Dr. F. Wilhelm) hat zu diesem Zweck in bislang 30 südbayerischen Seen bis zu 6 m lange Sediment-Bohrkerne entnommen, die z.T. im unteren Bereich bis zu 13000 Jahre altes Sediment aus dem Spätglazial enthalten, und u.a. auf den Gehalt an Schwermetallen (Cu, Cr, Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Ti) untersucht (ICP-AES u. AAS nach SCHRAMEL [1982] aus dem Königswasseraufschluß). Die Kenntnis dieses frühen, präzivilisatorischen Schwermetalleintrags (natürliche Schwermetallsedimentation oder »background«) ist erforderlich, um die Rate und das Ausmaß der heutigen, zivilisatorisch bedingten, in der Regel erhöhten Schwermetallakkumulation erfassen und bewerten zu können, gibt es doch auf der Erdoberfläche kaum noch »unbelastete« Stoffe.

Die vom Institut f. Geographie durchgeführten Untersuchungen über den Gehalt an Schwermetallen in Sedimenten südbayerischer und alpiner Binnengewässer haben zum Ziel,

a. die Entwicklung der anthropogenen Schwermetall»pollution« im Wasserkörper, im Einzugsgebiet oder durch atmosphärischen Eintrag für einen längeren Zeitraum zu erfassen, soweit sie sich in Sedimenten widerspiegeln

b. historische und gegebenenfalls auch präzivilisatorische Eingriffe des Menschen in das Wirkungsgefüge des hydrologischen Systems bzw. des Einzugsgebiets (z.B. Rodungen mit anschließend erhöhter Erosionsrate) u.a. auch anhand der Schwermetallsedimentation zu erfassen und zu beschreiben

c. natürliche Veränderungen klimatischer, hydrologischer, geomorphologischer oder biogener Art im Einzugsgebiet bzw. im See selbst aus der Sedimentation von Schwermetallen zu erkennen.

Nun gibt es häufig große Schwierigkeiten, unmittelbare anthropogene Schwermetall»pollution« von den in b und c beschriebenen natürlichen oder nur mittelbar anthropogen verursachten Anreicherungen eindeutig zu trennen. Die in einem See oder im Akkumulationsbereich eines Flusses sedimentierten anorganischen Partikel setzen sich aus Schwebpartikeln aus den Einzugsgebiet (Calcit, Dolomit, Schichtsilikate, Quarz u.a.) und aus dem Wasserkörper ausgefallten Stoffen (z.B. Calcit) zusammen.

Die sedimentierten organischen Partikel stammen von terrestrischem biogenem Material (z.B. Huminstoffe aus dem Einzugsgebiet) oder von aquatischen Organismen (z.B. Plankton). Veränderungen der Anteile führen in der Regel auch zu mehr oder minder großen Veränderungen im Schwermetallgehalt der Sedimente. Insbesondere die Fähigkeit der Organismen, Schwermetalle selektiv – und zudem je nach Art verschieden stark – anzureichern, erschwert die Interpretation von Schwermetalluntersuchungen von Seesedimenten. Anreicherungen um das  $10^4$  fache gegenüber den Schwermetallgehalten im freien Wasser sind keine Seltenheit. Im Vergleich zum Schwermetallgehalt des anorganischen, geochemischen Milieus des Einzugsgebietes ist der Anreicherungsfaktor in der Regel jedoch weit kleiner, so daß bei gleichzeitiger Sedimentation von anorganischen Partikeln und Organismenresten letztere zwar Schwermetalle gegenüber dem Gehalt im freien Wasser anreichert, doch gegenüber den anorganischen Sedimentpartikeln durchaus abgereichert haben können.

Ein Anstieg der Schwermetallgehalte in oberen Sedimentschichten läßt sich daher nur dann als ein anthropogener, zusätzlicher Schwermetalleintrag in das Ökosystem einstufen, wenn nachfolgende Bedingungen für den Sedimentationszeitraum erfüllt sind:

a. Das Verhältnis von organischer zu anorganischer Sedimentation bleibt konstant.

b. Die mineralischen Anteile der anorganischen Sedimentation bleiben gleich (z.B. Karbonatgehalt, Ca/Mg-Verhältnis als Ausdruck des Calcit-Dolomit-Anteils, Quarzgehalt).

c. Die Artenzusammensetzung der (sedimentierten) Organismen bleibt hinreichend konstant.

Diese letzte Bedingung ist wegen des unterschiedlichen Zersetzungsgrades nur mit hohem Aufwand an biochemischer Analytik überprüfbar. Sie wird daher durch einen Vergleich der Situation in vielen Seen einer ganzen Region (hier: Südbayern) ersetzt:

d. Sind derartige Schwermetallanreicherungen in Sedimenten vieler Seen festzustellen und korreliert das Ausmaß der Anreicherung mit der in etwa bekannten Schwermetallfreisetzung im Einzugsgebiet, so wäre eine selektive Schwermetallanreicherung durch Verschiebungen bei der Artenzusammensetzung der Organismen überzufällig.

Dadurch läßt sich eine relativ abgesicherte Trennung von natürlicher sowie mittelbar und unmittelbar anthropogener Schwermetallsedimentation durchführen.

## Datierung

Das Alter der einzelnen Sedimentschichten kann mit verschiedenen Methoden annähernd bestimmt werden. Zeigen die Sedimentkerne eine jahreszeit-

lich bedingte Wechsellagerung (z.B. Ammersee, Tegernsee), so kann durch Abzählen dieser mehr oder minder gut erhaltenen Warven eine grobe Datierung vorgenommen werden. Ist im Sediment hinreichend organischer Kohlenstoff vorhanden, so kann über eine  $^{14}\text{C}$ -Datierung eine zeitliche Einordnung relativ genau erfolgen. Leider tritt in den karbonathaltigen Wässern des Alpenvorlandes der sogenannte »Hartwassereffekt« auf, d.h. die (später sedimentierten) Algen bauen bei der Photosynthese auch  $^{14}\text{C}$ -armen, geologisch alten Kohlenstoff aus dem gelösten Bikarbonat in ihre organischen Verbindungen ein, so daß die Radiokarbonmethode ein bis zu 20% höheres Alter angibt. Eine weitere Datierungsmöglichkeit bietet die Pollenanalyse, sofern im Sediment ausreichend Pollen erhalten blieben und keine verfälschenden Ausleseprozesse stattfanden. Bei jüngsten Seeablagerungen (ab 1945) lassen sich auch Radionuklide zur Datierung verwenden (z.B.  $^{137}\text{Cs}$  mit seinem Maximum 1963). Am bewährtesten sind schließlich zeitlich eindeutig fixierbare Ereignisse, sofern sie sich im Sediment deutlich erkennbar (z.B. anhand von Korngrößenparametern oder durch ihre chemisch-biologische Zusammensetzung) niederschlagen, wie massive Eingriffe des Menschen in das Einzugsgebiet (z.B. die Isarüberleitung in den Walchensee im Jahre 1924).

## 2. Ausgewählte Beispiele

### 2.1 Schwermetallgehalt im Sediment des Ammersees

Die in Abbildung 1 aufgetragenen Cd-, Pb-, Cu-, Zn- und Cr-Gehalte in einem Sedimentkern aus

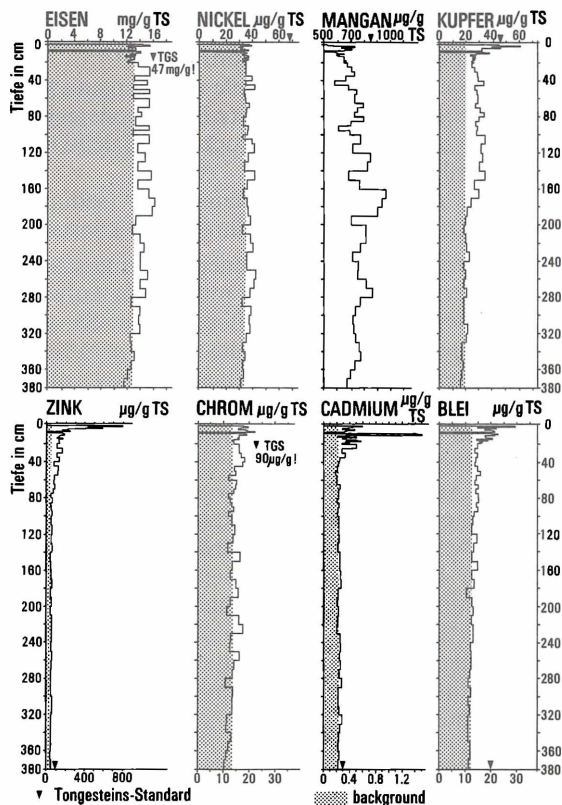


Abbildung 1

Gehalt an Eisen, Nickel, Mangan, Kupfer, Zink, Chrom, Cadmium und Blei in  $\mu\text{g/g}$  der Sediment-Trockensubstanz (ppm) in einem Sedimentkern aus dem Profundal des Ammersees

dem Profundal des Ammersees (Oberbayern) – die Kernlänge von 382 cm umfaßt etwa die vergangenen 1500 Jahre – zeigen in den tieferen Schichten einen nahezu ungestörten Verlauf des Vertikalprofils bei insgesamt niedrigen Konzentrationen, den sogenannten natürlichen Background, d.h. jene Konzentration, die sich aus der allochthonen Schwebstoffzufuhr (geochemischer Schwermetallstandard des 988  $\text{km}^2$  großen Ammersee-Einzugsgebietes) und einer kaum zivilisatorisch beeinflussten anorganischen und organischen Sedimentation aus dem Wasserkörper ergibt. Die beginnende Unruhe in den Konzentrationsprofilen ab 190 cm Tiefe (nach Warven datiert in das 13. Jh.) kann mit ausgedehnten Rodungen im Einzugsgebiet (bei gleichzeitig verstärkter Bodenerosion) durch die Klöster Wessobrunn und Polling sowie durch die Wittelsbacher im Einzugsgebiet des Ammersees in Zusammenhang gebracht werden. Außerdem entwickelte sich in jener Zeit in Murnau, Weilheim und im Kloster Ettal (gegründet 1330) sowie in Oberammergau das heimische Gewerbe mit Töpferei und Schnitzerei (mit vermutlich erhöhtem Schwermetallgebrauch – z.B. Farbenverwendung) überdurchschnittlich gut (P. FRIED u. S. HIERETH, 1971). Ab dem 18. Jh. (in ca. 70 cm Tiefe) kommt es zu einer ersten Anreicherung von Zink, die mit dem beginnenden Pechkohle-Bergbau in Peißenberg und Peiting korreliert werden kann. Von 1818 bis 1970 stieg die Bevölkerungszahl im Einzugsgebiet des Ammersees von 25000 auf 1050000 Menschen an; gleichzeitig nahm die gewerbliche Wirtschaft einschließlich einiger Galvanisierungsbetriebe und Leichtmetallwerke (u.a. Flugzeugbau im 2. Weltkrieg mit Verbrauch Cd-haltiger Farben [Tarnfarben]) als unmittelbare Emittenten zu (siehe oberflächennaher Bereich in Abbildung 1). Hinzu kam der allgemein kräftig gestiegene Eintrag von Zink, Blei und Cadmium aus dem Kohlebergbau bzw. dem Hausbrand von Kohle (Flugasche) und in jüngster Zeit aus dem hohen Verbrauch von Erdölprodukten, wie er in vielen Ablagerungen, z.B. auch in der Ostsee, in enger Korrelation mit der industriellen Entwicklung in Mitteleuropa nachgewiesen wurde. Auch wenn als toxisch geltende Schwermetallkonzentrationen im Ammersee-Sediment nicht erreicht werden und die Konzentrationen größtenteils sogar unter dem Tongesteinsstandard (Tabelle 1) mit seinen natürlichen Schwermetallgehalten liegen (der Karbonatgesteinsstandard der Nördlichen Kalkalpen liegt in der Regel unter dem internationalen Tongesteinsstandard), läßt sich aus einer Zunahme um bis das 20fache (z.B. bei Zink) aus den Ablagerungen die zivilisatorische Schwermetallbelastung im Ammersee-Einzugsgebiet über einen Zeitraum von über 1500 Jahren abschätzen. Entscheidend für die Einstufung als »anthropogene Schwermetall«-pollution« ist u.a. die Tatsache, daß sich der Gehalt an organischer Substanz über das gesamte Profil nur wenig und nicht in Korrelation zu den Schwermetallgehalten geändert hat (Abbildung 2).

### 2.2 Schwermetallanreicherung im Sediment des Gr. Ostersees und des Waschsees

Als Beispiel für kleine, relativ naturnah belassene Seen mit kleinem Einzugsgebiet sollen hier die Osterseen angeführt werden. Diese aus 21 größeren

Tabelle 1

Vergleich der durchschnittlichen Schwermetallgehalte in Gesteinen (geochemischer Standard) mit den natürlichen background-Werten ausgewählter Seen; Angaben in  $\mu\text{g/g}$  Trockensubstanz

	Cd	Pb	Cu	Zn	Ni	Cr	Mn	Fe
Tongestein	0,2	20	45	95	68	90	850	47200
Basalt	0,2	6	87	105	130	170	1500	86500
Granit	0,13	19	30	60	15	22	540	29600
Karbonatgestein	0,04	9	4	20	20	11	1100	3800
Ammersee-background	0,23	12	19	40	35	13	750	13000
Gr. Ostersee-background	0,1	8	30	20			100	1000
Waschsee-background	0,2	10	40	40			100	1500
Gr. Arbersee-background								
Alpsee-background		60	50	100			500	20000
Alatsee-background		40	40	100			200	5000
Wörthsee-background	0,25	15	30	50		15	100	10000
Wesslinger See-background	0,3	25	40	30	30	10-15	100-400	11000
Riegsee-background	0,9-10	150	45	90	30	30	300-1600	12000
Walchensee-background Ni	18	25	25	45	17	50	100	4000
Walchensee-background K3	5	10	35	50	40	30	200	20000
Walchensee-background K1	0,3	5-55	5-18	20-60	5-25	5-35	100	3000
Kochelsee-background K2	1-6	50		50	40	35	600	17000
Kochelsee-background K3	1	50	40	50	30	10	400	12000

und kleineren Einzelseen bestehende Seenplatte südlich des Starnberger Sees, Relikt einer »Eiszerfallandschaft«, bedeckt 224 ha Wasserfläche. Aus dem größten (1,2 km<sup>2</sup>) und tiefsten (29,8 m) dieser

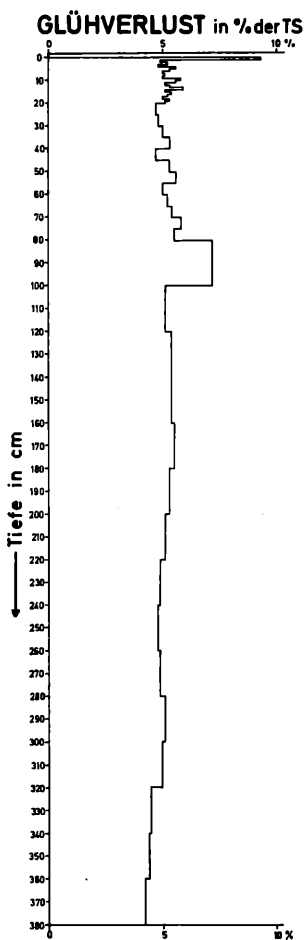


Abbildung 2

Gehalt an organischer Substanz in dem in Abbildung 1 vorgestellten Sedimentkern

»Toteisseen«, dem Großen Ostersee (Niederschlagseinzugsgebiet 30,6 km<sup>2</sup>), werden in Abbildung 3 die Schwermetallgehalte an Pb, Zn, Cd, Cu, Mn, Fe und Al sowie die Gehalte an Ca, Mg, K, Na, Karbonat, Phosphor und organischer Substanz im Sediment vorgestellt. Die Anreicherung von Cd erstreckt sich von 0,15  $\mu\text{g/g}$  Trockensubstanz bis 4,5  $\mu\text{g/g}$  (das 3fache!), von Pb von knapp 10 bis 60  $\mu\text{g/g}$ . Dagegen ist bei Zn keine signifikante Anreicherung festzustellen. Die Anteile anorganischen und organischen Sediments bleiben im Bereich der Pb- und Cd-Anreicherung relativ konstant. Der Mg-Gehalt als Indikator für allochthone anorganische Sedimentzufuhr (vor allem Dolomit) zeigt ebenso kaum Veränderungen. Daraus ist zu schließen, daß die Pb- und Cd-Anreicherung auf zusätzlichen – und aller Wahrscheinlichkeit nach – anthropogenen Schwermetalleintrag zurückzuführen ist. Zunächst erstaunlich ist die fehlende Anreicherung von Zn. Da Cd das Zn in der Natur »begleitet« (in den meisten Böden und Mineralien beträgt der Quotient Zn/Cd 100–10000), wäre sowohl mit einer natürlichen wie auch mit einer künstlichen Anreicherung von Cd auch eine Zunahme von Zn zu erwarten. Da eine selektive Anreicherung von Cd ohne gleichzeitige Anreicherung von Zn allen Erfahrungswerten widerspricht, muß der Grund hierfür beim Schwermetalleintrag gesucht werden: Zn-verarbeitende Betriebe im Einzugsgebiet fehlen völlig, und Zn-Eintrag über Wasserleitungen ist im kaum besiedelten Einzugsgebiet nicht zu erwarten. Die atmosphärische Belastung durch Zink- und Cadmiumstäube erfolgt – regionale Disparitäten ausgenommen – in vergleichbaren Anteilen wie deren anteiliges Vorkommen in der Natur (Zn-Stäube im Mittel ca. 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , Cd-Stäube 1–60  $\text{ng}/\text{m}^3$ ). Als mögliche anthropogene Ursache für die Cadmium-Anreicherung ist daher in diesem weidwirtschaftlich und etwas agrarisch genutzten Einzugsgebiet der – erst in jüngerer Zeit verstärkte – Einsatz von anorganischem Phosphatdünger anzusehen, der häufig mit Cd verunreinigt ist.

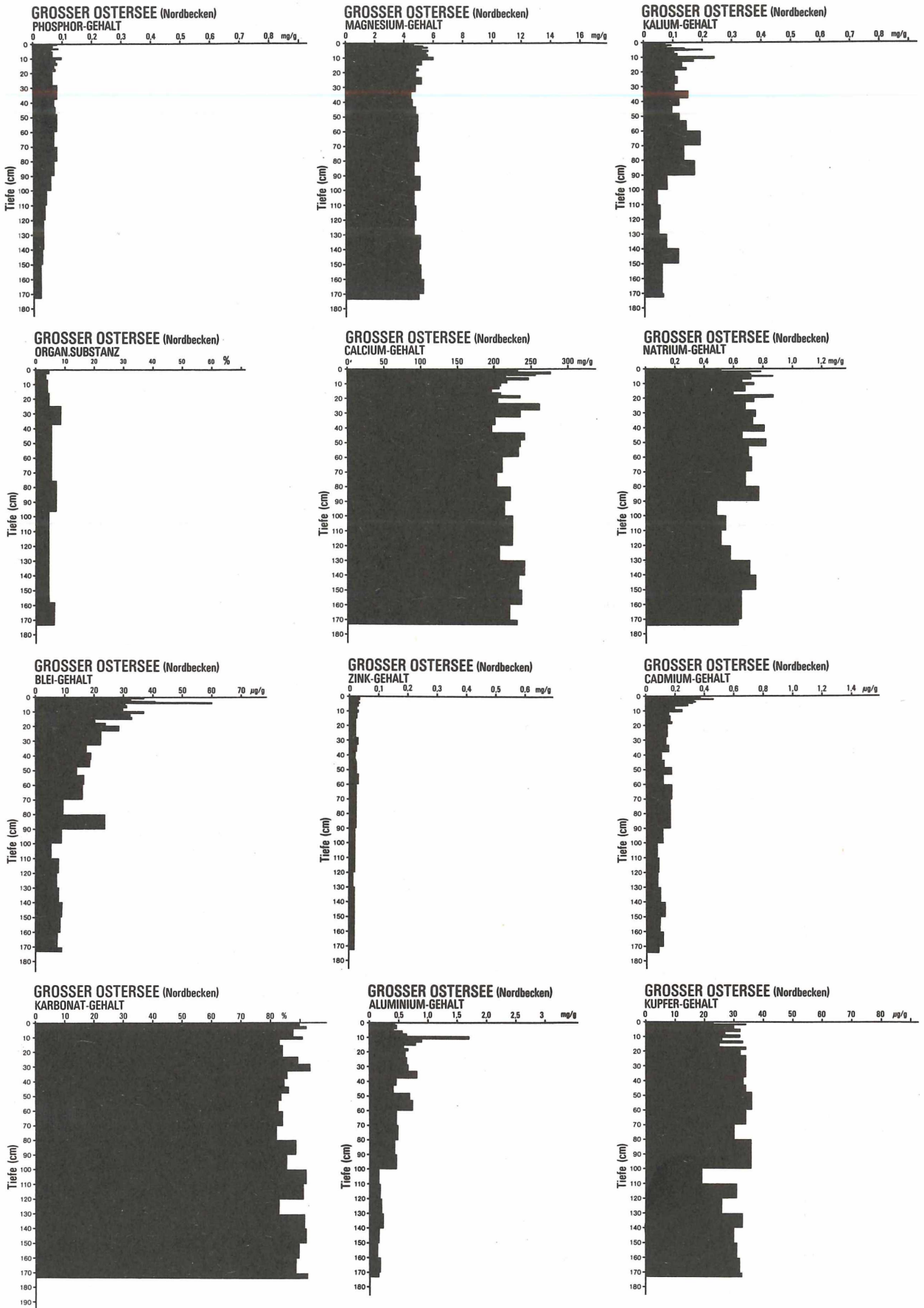


Abbildung 3

Analyse der Metallgehalte und anderer Belastungsparameter in einem Sedimentkern des Großen Ostersees

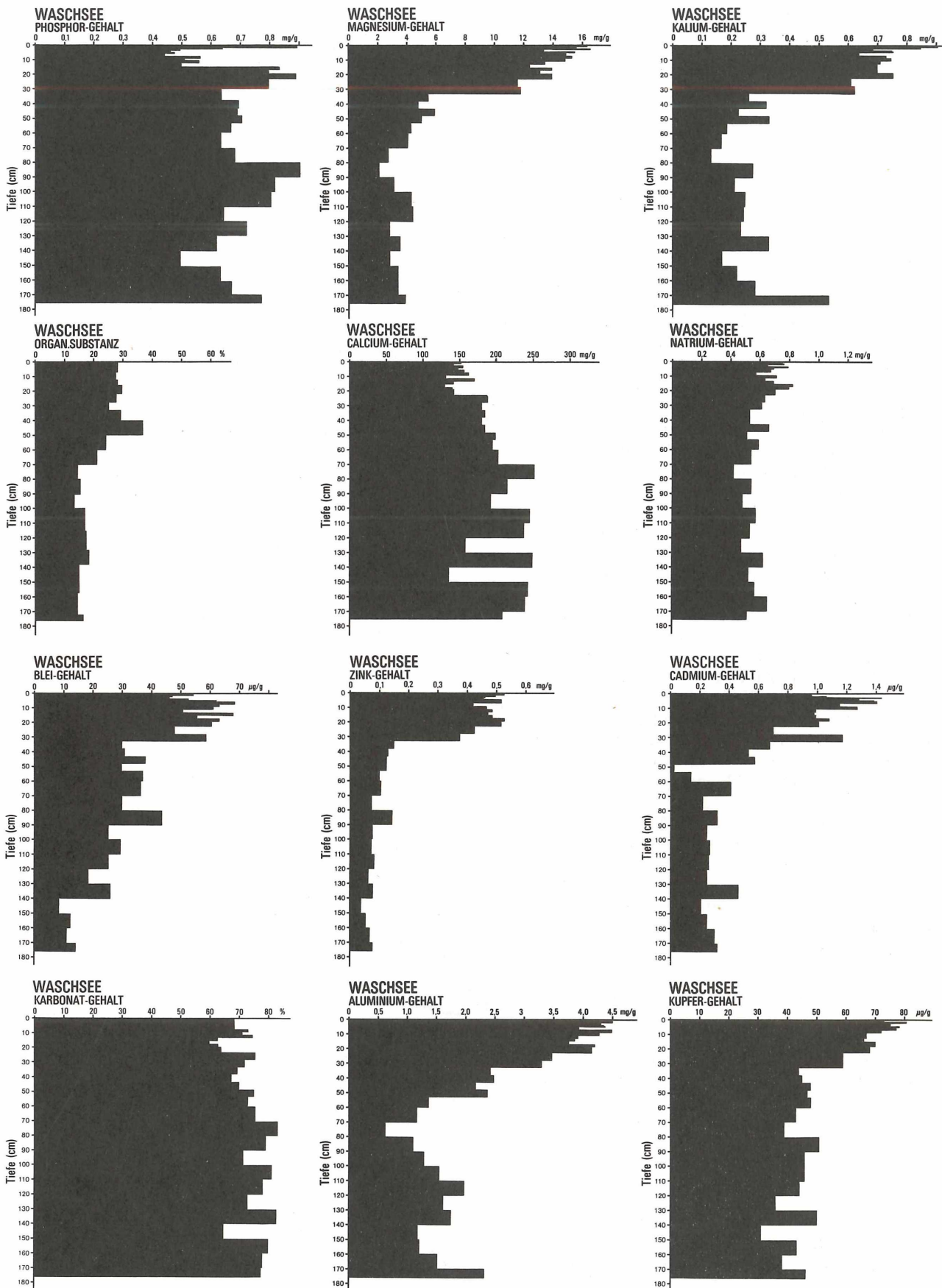


Abbildung 4

Analyse der Metallgehalte und anderer Belastungsparameter in einem Sedimentkern des Waschsees (Osterseengruppe)

Zur weiteren Absicherung der Interpretation ist ein Vergleich mit anderen Seen der Osterseengruppe nützlich. In Abbildung 4 sind die gleichen Parameter für einen Sedimentkern aus dem Waschsee aufgetragen. Dieser nur 0,85 ha große See am südlichen Ende der Seenplatte wurde bis zur kürzlich fertiggestellten Kanalisation durch Abwassereinleitungen aus der Gemeinde Iffeldorf am stärksten von allen 21 Seen der Osterseenplatte belastet. Der Pb-Gehalt steigt im Diagramm von 10  $\mu\text{g/g}$  auf 80  $\mu\text{g/g}$ , Cd von 0,3  $\mu\text{g/g}$  auf 1,4  $\mu\text{g/g}$ . Im Gegensatz zu dem mit Abwässern kaum belasteten Großen Ostersee nimmt im Waschsee auch der Gehalt an Zn zu, und zwar von 50  $\mu\text{g/g}$  auf 500  $\mu\text{g/g}$ ! Beide Seen zeigen im unteren Sedimentbereich etwa den gleichen »background« von 20 (Gr. Ostersee) bis 40  $\mu\text{g/g}$  (Waschsee), der dem geochemischen Standard für Karbonatgesteine (Tabelle 1) entspricht. Auch Kupfer (40 auf 80  $\mu\text{g/g}$ ) und Aluminium (1500 auf 4500  $\mu\text{g/g}$ ) zeigen im Waschsee eine Anreicherung, während beide Elemente im Sediment des Gr. Ostersees keine Veränderungen aufweisen. Mit Phosphatwerten um 0,7 mg/g zeigt der Waschsee eine weit höhere Belastung als der Gr. Ostersee mit nur 0,07 mg/g. Da die Phosphor-Gehalte um 0,7 mg/g im Waschsee bis in 1,8 m Sedimenttiefe reichen, die Anreicherung von Cd, Zn, Pb, Cu, Al und Mg erst in  $\pm 35$  cm beginnt, ist anzunehmen, daß aus der ländlichen Gemeinde Iffeldorf schon über Jahrhunderte phosphathaltige Abwässer, aber erst in jüngerer Zeit nennenswerte Schwermetallmengen eingeleitet wurden. Daß für die Cd-Einspülung wahrscheinlich die zunehmende Verwendung anorganischen Phosphatdüngers (z.B. Mehrnährstoffdünger, Superphosphat, Thomasmehl) verantwortlich ist, läßt sich aus der Zunahme von Kalium ab 35 cm Sedimenttiefe entnehmen, da in den dort verwendeten Mehrnährstoffdüngern auch Kalium enthalten ist. Die Zunahme der organ. Substanz im Waschsee von rund 15% auf 27% läßt zwar eine gewisse biogene Schwermetallanreicherung erwarten, doch beginnt diese Zunahme der organ. Substanz bereits unterhalb 50 cm Sedimenttiefe, also früher als die Schwermetallanreicherung und dürfte daher für die Schwermetallanreicherung nicht verantwortlich sein.

### 2.3 Der Speichersee – ein künstlicher, stark abwasserbelasteter See im NO Münchens

Der bei MW 575 ha große Speichersee im NO Münchens wurde 1929 als Kopspeicher der Kraftwerkstreppe Mittlere Isar in Betrieb genommen. Der sowohl durch seinen Speicherzweck als auch durch seine Nebenaufgaben (Abwasserreinigung, Fischteiche, Vogelschutz) bekannte See muß im Winter eine Abwasserfracht von bis zu 7  $\text{m}^3/\text{s}$  aufnehmen, im Sommer immerhin bis zu 4,5  $\text{m}^3/\text{s}$  mit einer BSB-Restverschmutzung von etwa 40000 kg/d, das sind im Durchschnitt 4/5 des gesamten Schmutzwassers der Stadt München. Seine Gewässergüteklasse liegt zwischen III und IV (stark verschmutzt). Daher ist es nicht verwunderlich, daß sich der Speichersee als sogenannte »Schwermetallfalle« ausweist, die hohen Absolut-Konzentrationen sind dennoch überraschend (Abbildung 5). Betrachtet man die Ablagerung der Schwermetalle im Konzentrationsisolinienbild, so fällt auf, daß nicht die Sedimentoberflächen nach der Kanalmündung mit der größten Sedimentmächtigkeit die höchsten

Metallkonzentrationen aufweisen, sondern die Sedimentoberflächen in rund 1,5 km Entfernung. An dieser Stelle werden demnach die kleineren, aber schwermetallreicheren Schwebstoffe verstärkt sedimentiert. Offensichtlich verhält sich die Bindungskapazität der Schwebstoffe für Schwermetalle reziprok zu ihren Größen. Durch die Schleusenwirkung des Durchlasses im Damm-Nordende erhöht

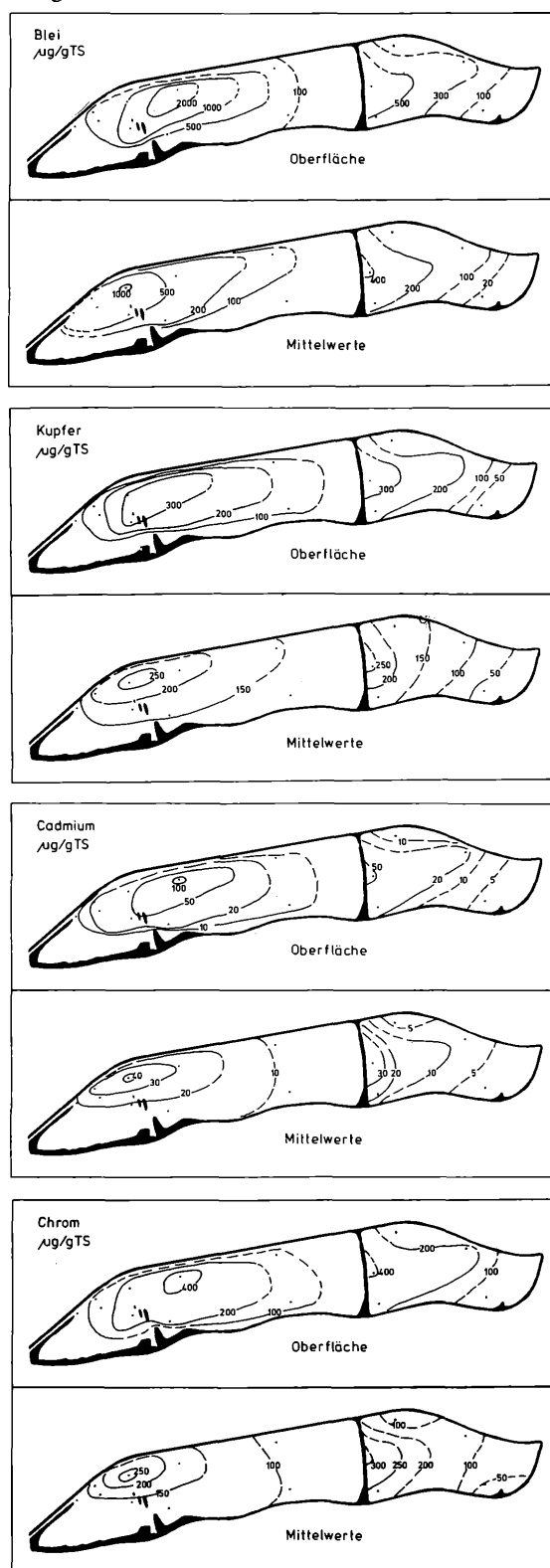


Abbildung 5

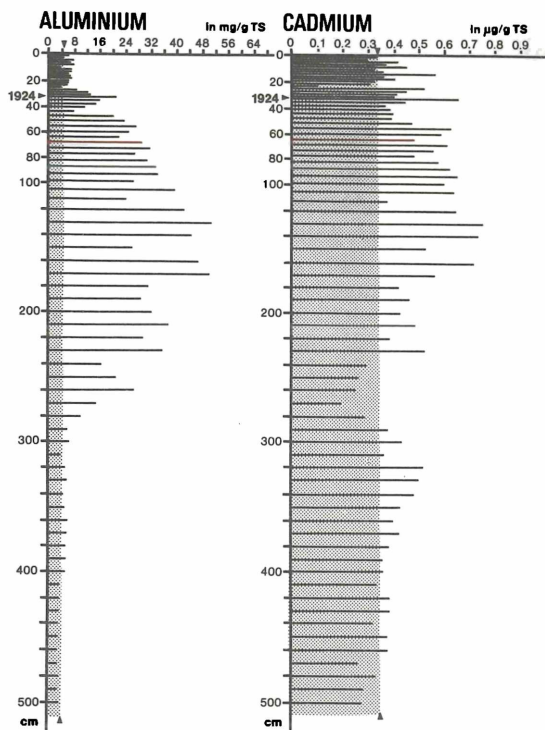
Verteilungsmuster von Schwermetallen im Sediment des »Speichersees« nordöstlich Münchens: jeweils oben das oberflächennahe Sediment, unten jeweils ein Mittelwert der Schwermetallkonzentration aus dem gesamten Sedimentkern. Links oben ist die Lage der entnommenen Sedimentkerne eingezeichnet (nach H. Grimminger et al., 1979)

sich die Schleppekraft des Wassers wieder und die Sedimentation wird abgebrochen. Die Schwermetallgehalte vor dem Damm erreichen daher nur geringe Werte. Nach dem Eintritt des Wasserstromes in das Ostbecken sedimentieren dann die verbliebenen Anteile der kleinen, metallreichen Schwebstoffe.

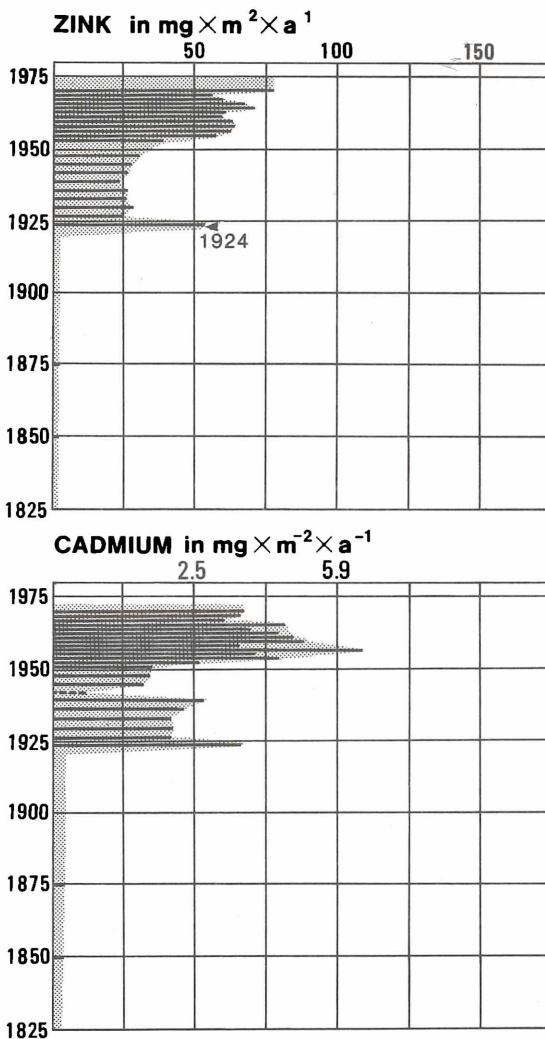
Bemerkenswert sind auch die hohen Absolutkonzentrationen von Blei (über 2000  $\mu\text{g/g}$  Trockensubstanz) und von Cadmium (über 100  $\mu\text{g/g}$ ) im Speichersee-Sediment, die an die Konzentrationen hererreichen, die 1978 im sogenannten »Münchner Klärschlammkandal« (z.B. Cadmium bis 300  $\mu\text{g/g}$ ) Schlagzeilen machten. Die Weltgesundheitsorganisation hat empfohlen, daß nicht mehr als 60 bis 70  $\mu\text{g}$  Cd vom Menschen pro Tag aufgenommen werden sollen, die in 0,7 g Speichersee-Sediment bereits enthalten sind. Nun wird wohl kein Mensch dieses Sediment essen (Vorsicht beim Arbeiten am See ist jedoch geboten), die hohen Schwermetallgehalte scheinen demnach zunächst immobilisiert und damit »aus der Welt« zu sein. Doch die im Seeboden lebenden Organismen können diese Schwermetalle wieder in die allgemeine Nahrungskette einschleusen, Hochwasserereignisse können das Sediment ausschwemmen und bei stark reduziertem Milieu (anaerobe Verhältnisse) vermag die Remobilisation aus dem Sediment auch zu hohen Konzentrationen im Wasser führen.

#### 2.4 Massive Eingriffe des Menschen in das Sedimentationsgeschehen am Beispiel des Walchensees

Wie sehr anthropogene Eingriffe das Sedimentationsgeschehen verändern, läßt sich eindrucksvoll am Walchensee belegen. Dieser mit 16,3  $\text{km}^2$  Fläche größte deutsche Alpensee wird seit 1924 für hydroelektrische Zwecke genutzt. Da sein natürliches Einzugsgebiet von 74,25  $\text{km}^2$  zu wenig Wasser geliefert hätte, um das Walchensee-Kraftwerk effektiv betreiben zu können, wurde 1924 die obere Isar mit 13  $\text{m}^3/\text{s}$  und 1949 der Rißbach mit 8  $\text{m}^3/\text{s}$  dem Walchensee zugeleitet und so das Einzugsgebiet auf insgesamt 783  $\text{km}^2$  vergrößert. Betrachtet man den Konzentrationsverlauf ausgewählter Schwermetalle mit der Tiefe, so fällt auf, daß der Zeitpunkt der Überleitung (1924) der Isar durch einen einschneidenden Rückgang der Schwermetallkonzentrationen gekennzeichnet ist (z.B. Al und Cd in Abbildung 6). Dieser Rückgang ist auf eine »Verdünnung« der eingebrachten Schwermetallgehalte durch die - aufgrund des um das 10fache vergrößerten Einzugsgebietes - vermehrte allochthone Zufuhr vorwiegend anorganischen Schwebstoffs aus dem relativ schwermetallarmen, karbonatischen Einzugsgebiet zurückzuführen. Schätzt man die Sedimentationsrate nach 1924 auf das Zehnfache der vor 1924 (entsprechend des um das Zehnfache vergrößerten Einzugsgebietes), kann man die Schwermetallsedimentation in  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  errechnen, indem man die für den Zeitraum nach 1924 gemessenen Schwermetallgehalte mit dem Faktor 10 multipliziert (STEINBERG et al., 1981): wurden z.B. zinkhaltige Partikel vor der Isar-Einleitung mit rd. 20  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  sedimentiert, brachte das Jahr 1924 eine Steigerung um das 25fache. In der Folge pendelte sich die Sedimentation bis ungefähr 1950 auf einen Wert von ca. 260-300  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  ein, um sich bis zur Gegenwart auf gut das Doppelte zu



**Abbildung 6**  
Vertikale Verteilung von Aluminium und Cadmium im Sediment des Walchensees (im »Oberbacher Winkel« nahe der Isarzu-  
leitung; aus C. Steinberg et al., 1981)



**Abbildung 7**  
Die Sedimentationsrate von Cadmium in  $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  (nach  
Steinberg et al., 1981)

Tabelle 2

Maximal- und Minimalkonzentrationen in  $\mu\text{g/g}$  der Trockensubstanz sowie der Igeo-Wert in ausgewählten Seen Südbayerns

See	Cu			Pb			Cr			Cd			Zn		
	Max	Min	Igeo	Max	Min	Igeo	Max	Min	Igeo	Max	Min	Igeo	Max	Min	Igeo
Ammersee	60	20	1,0	30	12	0,7	22	14	0,06	1,5	0,21	2,2	800	50	3,4
Wörthsee	65	40	0,1	125	18	2,2	22	7	0,5	1,2	0,95	1,4	340	50	2,2
Pilsensee				46	5	2,5	19	3	2,1	0,1	0,01	1,5	55	13	1,5
Walchensee	24	6,9	1,2	11,5	1	3,8	43	6	2,2	0,6	0,34	0,1	105	18	1,9
Kochelsee				310	50	2,0							480	50	2,6
Gr. Ostersee	33	30	-0,4	60	8	2,3				0,5	0,10	1,6	30	20	0
Fohnsee	36	27	-0,2	49	14	1,2				0,9	0,20	1,5	125	30	1,5
Waschsee	81	42	0,4	68	12	1,9				1,4	0,30	1,6	520	100	1,8
Herrensee	28	32	-0,7	80	3	4,1				0,6	0,30	0,3	60	100	-1,3
Sengsee	50	30	0,2	44	11	1,4				1,2	0,30	1,4	110	30	1,3
Gr. Arbersee	27	32	-0,8	52	8	2,1	0,3	0,4	-0,9	0,4	0,28	-0	82	70	-0,2
Weßlinger See	70	60	-0,4	244	23	2,8	13	20	-1,2	1,7	0,50	1,1	308	27	2,9
Steinsee															
Alpsee															
Alatsee															
Riegsee															
Höllensteinsee	80	„	0,7	155	„	3,7	80	„	3,3	5,9	„	3,8	420	„	2,0
Speichersee	420	x	3,8	2100	x	6,8	830	x	5,3	100	x	8,2	2500	x	5,0
Ausgl.-Weiher	123	x	2,1	609	x	5,0				31	x	6,4	259	x	2,1
Isar/Eching	203	x	2,8	685	x	5,2				30	x	6,4	243	x	2,0
N.-aichbach	142	x	2,3	1950	x	6,7				23	x	6,0	765	x	3,6

» Background aus Gr. Arbersee, da der Schwarze Regen im Gr. Arbersee entspringt

x Background Ammersee, da Background-Werte aus dem Isarbereich bislang fehlen

Igeo = < 0 praktisch unbelastet  
 0-1 unbelastet – mäßig belastet  
 1-2 mäßig belastet  
 2-3 mäßig – stark belastet  
 3-4 stark belastet  
 4-5 stark – übermäßig belastet  
 > 5 übermäßig belastet

$$I_{\text{geo}} = 2 \ln \frac{C_{\text{max}}}{C_{\text{min}} \cdot 1,5}$$

C<sub>max</sub> = maximale Konzentration (Anreicherung)C<sub>min</sub> = minimale Konzentration (background)

steigern und auf diesem Plateau zu bleiben. Ähnliches gilt auch für die übrigen untersuchten Schwermetalle, etwa Cd (Abbildung 7). Das isolierte Maximum 1924, das auch bei Nickel, Cadmium und Chrom sowie bei Calcium auftritt, scheint eine Auswaschung des zur Aufnahme des Isar-Wassers neugebauten Kanalbetts (Oberrach-Kanal) zu dokumentieren.

### 3. Vergleich der Schwermetallbelastung in Seesedimenten ausgewählter südbayerischer Seen

Trotz der in Punkt 2 vorgestellten Beispiele für anthropogene Schwermetallanreicherung in Seesedimenten ist nicht auszuschließen, daß unbekannt oder nicht einkalkulierte natürliche Prozesse eine anthropogene Schwermetallanreicherung im Sediment »vortäuschen«. Durch Vergleich mit den Schwermetallgehalten in anderen Seen läßt sich das Ausmaß der Schwermetallakkumulation in Seesedimenten für eine ganze Region feststellen (auch wenn einzelne Seen wegen singulärer Sedimentationsprozesse nicht in das allgemeine Schema passen) und durch Vergleich mit dem geochemischen Standard des Einzugsgebietes und der präzivilisatorischen natürlichen Schwermetallsedimentation die anthropogene Belastung der Region mit Schwermetallen abschätzen.

Normiert man die Anreicherungswerte in den einzelnen Seen und Flußstauen durch Berechnung von Geoakkumulationsindizes und I<sub>geo</sub>-Klassen

(Tabelle 2), lassen sich vier Typen von Seen ausgliedern:

a. Seen ohne Schwermetallbelastung aus dem Einzugsgebiet und nichtsignifikantem Eintrag über die Atmosphäre

*Beispiel:* Alpenseen wie z.B. Egelsee bei Kufstein, Schwarzer See bei Nauders

b. Seen ohne nennenswerte unmittelbare anthropogene Schwermetallbelastung aus dem Einzugsgebiet, aber mit diffuser Immission aus gedüngten Flächen oder durch atmosphärischen Eintrag

*Beispiele:* Gr. Arbersee (Bayer. Wald), Alpsee b. Füssen, Alatsee, Gr. Ostersee, Steinsee b. Grafing

c. Seen mit unmittelbarer Schwermetallbelastung durch bekannte Schwermetallemissionen im Einzugsgebiet sowie durch diffuse Schwermetallimmission aus gedüngten Flächen und durch atmosphärischen Eintrag

*Beispiele:* Pilsensee, Wesslinger See, Kochelsee, Walchensee, Ammersee

d. Seen mit übermäßiger Schwermetallbelastung aus dem Einzugsgebiet durch unmittelbare Schwermetalleinleitung in das Abwasser wie auch durch diffuse Einspülung, etwa durch Regenwasser, bei quantitativ untergeordnetem Eintrag über die Atmosphäre

*Beispiele:* Speichersee (im Norden Münchens), Isarstauseen, z.T. Höllensteinsee (Bayerischer Wald).



## Zusammenfassung

Die Anreicherung von Schwermetallen in See- und Flußsedimenten durch natürlichen und anthropogenen Eintrag wird anhand ausgewählter Beispiele aus dem südbayerischen Raum aufgezeigt und die Schwierigkeiten bei der Trennung von natürlicher und anthropogener Schwermetallakkumulation diskutiert.

## Summary

The determination of the heavy metal content in sediment cores from 30 Bavarian lakes was used to indicate both the general level of contamination with heavy metals and the concentration of heavy metals due to direct emission in the catchment area. The cores, with lengths up to 6 m, reflect the history of sedimentation over periods of up to 15000 years and therefore allow good estimates of the natural heavy metal background. The age of the individual strata was determined by varves, by radiocarbon dating, pollen analysis or by singular events with known age. The Igeo-value was used to give a normalized value for the pollution by heavy metals. The investigation of the heavy metal content in certain lakes permits conclusions regarding the currents and the annual circulations of the water body.

## Literatur

BRUNNER, H. P. u. BACCINI, P. (1981): Die Schwermetalle, Sorgenkinder der Entsorgung? Neue Züricher Zeitung v. 25.3.1981.

FRIED, P. u. HIERETH, S. (1971): Landgericht Landsberg und Pfliegergericht Rauhenlechsberg – Hist. Atlas von Bayern, Teil Altbayern. Doppelband 22/23, München.

GRIMMINGER, H., MICHLER, G. u. STEINBERG, C. (1979): Der Speichersee. Zur Geographie und Limnographie dieses künstlichen Sees im Nordosten Münchens mit besonderer Berücksichtigung der Seesedimente. In: Mitt. d. Geogr. Ges. München, Bd. 64, 41–76.

MICHLER, G., SIMON, K., WILHELM, F. u. STEINBERG, C. (1980): Vertikale Verteilung von Metallen im Sediment eines Alpenvorlandsees als Zivilisationsindikatoren. In: Arch. Hydrobiol. 88, 1, Stuttgart.

MICHLER, G., PRÖMPER, R., RAUERT, W., STICHLER, W. u. WOLF, M. (1982): Isotopenmessungen an Sedimenten des Großen Arbersees/Bayerischer Wald (= GSF-Bericht (Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH) R 290, München. S. 202–225.

MÜLLER, G. u. BARSCH, D. (1980): Anthropogenic Lead Accumulation in Sediments of a high Arctic Lake Oobloyah Bay, N. Ellesmere Island N.W.T. (Canada), Environmental Technology Letters Vol. 1. 131–140.

PRÖMPER, R. (1982): Element- und isotopenspezifische Sedimentation im Einzugsgebiet des Großen Arbersees (Bayerischer Wald) während des Spät- und Postglazials unter besonderer Berücksichtigung rezenter Veränderungen im Ökosystem. – Dipl. Arbeit am Inst. f. Geogr. d. Univ. München.

SCHRAMMEL, P., LI-QUIANG, Xu, WOLF, A. u. HASSE, S. (1982): ICP-Emissionsspektrometrie: Ein analytisches Verfahren zur Klärschlamm- und Bodenüberwachung in der Routine, Fresenius Z Anal Chem 313, 213–216.

STEGER, E. (1979): Aufbau und Metallionengehalt von Sedimentkernen aus dem Pilsensee und Wörthsee als Grundlage für die Deutung der ökologischen Entwicklung des Seengebietes sowie . . . Staatsexamensarbeit am Inst. f. Geogr., München.

STEINBERG, C., HÄMMERLE, E. u. MICHLER, G. (1981): Sedimente – die historischen Dokumente der Seenentwicklung. Rekonstruktion der jüngsten Belastungen des Walchensees. In: bauintern, H. 6, München, S. 94–99.

THOMAS, W. (1981): Entwicklung eines Immissionsmeßsystems für PCA, Chlorkohlenwasserstoffe und Spurenmetalle mittels epiphytischer Moose – angewandt auf den Raum Bayern (= Bayreuther Geowiss. Arbeiten, Bd. 3), Bayreuth, 143 S.

WILHELM, F. (1972): Verbreitung und Entstehung von Seen in den Bayerischen Alpen und im Alpenvorland, gwf-Wasser/Abwasser 113, 393–403.

ZÜLLIG, H. (1956): Sedimente als Ausdruck des Zustandes eines Gewässers, Schweiz. Z. Hydrol. 18, 7–143.

**Anschrift des Verfassers:**  
Dr. Günther Michler  
Institut für Geographie  
der Universität München  
Luisenstraße 37  
8000 München 2

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [7\\_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Michler Günther

Artikel/Article: [Untersuchungen über die Schwermetallgehalte in Sedi-mentbohrkernen aus südbayerischen und alpinen Seen 151-159](#)