



Bodensee-Untersuchung-Seeboden

Forschungsprojekt von 2003 bis 2006

Impressum

Titel Bodensee–Untersuchung–Seeboden. Forschungsprojekt von 2003 bis 2006

Herausgeber Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Blaue Reihe, Bericht Nr. 56

Projekträger Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB)
Interreg IIIA Alpenrhein – Bodensee – Hochrhein



Gefördert aus dem Europäischen Fonds für Regionale Entwicklung

Bearbeitung Institut für Seenforschung (ISF)
der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW)
Argenweg 50/1, 88085 Langenargen, www.lubw.baden-wuerttemberg.de
Tel. 07543/304-0, Fax 07543/304-299, isf@lubw.bwl.de

Autoren Dr. Hans Güde, Dr. Harald Hetzenauer, Dr. Reiner Kümmerlin, Dr. Henno Roßknecht,
Dr. Heinz-Gerd Schröder, Dr. Hans-Bernd Stich, Dr. Martin Wessels

Redaktion Dr. Herbert Löffler, Dr. Martin Wessels (LUBW)
Stefan Kriz, Peter Streiff (EcoText International PartG, Stuttgart)

Layout, Lektorat EcoText International – Fendrich, Kriz, Streiff & Partner (PartG)
Hermannstraße 5, 70178 Stuttgart, www.ecotext.de
Tel. 0711/615562-0, Fax 0711/615562-20, redaktion@ecotext.de

Bildnachweis Alle Bilder und Grafiken: Institut für Seenforschung der LUBW

Stand März 2009, 1. Auflage

Copyright Der Nachdruck ist – auch auszugsweise – nur mit Zustimmung des Herausgebers
unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.
© IGKB 2009

Internet <http://www.igkb.org>

ISSN 1011-1263 · Bodensee - Untersuchung - Seeboden (BUS) · Bericht Nr. 56

Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG

Das BUS-Projekt:	
Untersuchungen und Ergebnisse	4
The BUS-Project:	
Investigations and results	6
Le Project BUS: Analyses et Résultats	8

DAS BUS-PROJEKT IM ÜBERBLICK

Der Seeboden des Bodensees:	
Lebensraum und „Umweltarchiv“	10
Über 40 Jahre Seeboden-Untersuchungen	10
Fünf Kernziele der aktuellen Untersuchung	11
Grenzüberschreitende Kooperation	11
Finanzielle und personelle Ressourcen	12
Methoden, Materialien, Projektorganisation	13
Die Horizontalkampagne 2004	13
Die Probenahme 2005	15
Zur Repräsentativität der Proben	16
Die angewandten Methoden	17

LEBENSRAUM SEDIMENTOBERFLÄCHEN

Sedimentologie für den Bodensee	18
Allgemeine Beschreibung der Sedimente	20
Charakteristische Ergebnisse	22
Ost-West- und Nord-Süd-Gradienten	23
Die Sedimentprovinzen im Bodensee	24
Chemisch analysierte Stoffgruppen	27
Organische Stoffe	27
Bewertung für organische Stoffe	32
Anorganische Stoffe	32
Bewertung für anorganische Stoffe	35
Phosphorverteilung im Sediment	35
Bewertung der Phosphorverteilung	37
Biologische Parameter im BUS-Projekt	38
Verteilung von Algen	39
Pigmente in Sedimenten	45
Vergleich von Algenzählung und Pigment-	
Bestimmung	51
Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos	52
Organismen des Meiobenthos	55
Organismen des Mikrobenthos	59

SEEGESCHEHEN IM JAHRESVERLAUF

2005: Eine Saison mit extremen Ereignissen	64
Hydrologische und trophische Entwicklung im	
Jahresverlauf	64
Die Entwicklung des (Phyto-)Planktons im	
Jahresverlauf	65
Langzeit-Messungen mit speziellen Sonden	67
CTD-Sonde	67
Strömungsmesser	67
Thermistorkette	70
SeaCat-Sonde	70
Sinkstoffe gehen in die Sedimentfalle	72
Anorganische Sedimentation	72
Organische Sedimentation	75
Die saisonale Entwicklung der	
Sedimentoberflächen	80
Entwicklung der Biomasse-Konzentrationen	80
Mikrobielle Stoffumsetzungen in Sedimenten	85

UNTERSUCHUNG DER SEDIMENTKERNE

Ein Blick ins „Archiv“ der Sedimente	88
Altersbestimmungen	88
Sedimentanalyse	88
Chemische Untersuchungen der Sedimentkerne	90

DAS BUS-PROJEKT IM ÜBERBLICK

Diskussion der Projektziele	98
Zustandsbewertung – seeweite Bestands-	
aufnahmen von Benthosorganismen	98
Risikobewertung – die Mobilisierung von	
Nährstoffen und Schadstoffen	99
Regionale Beurteilung – seeweite und lokale	
Zustände als Abbild von See und Einzugsgebiet	100
Daten-Evaluierung – Indikationspotentiale	
zur Bewertung des ökologischen Zustandes	101
Methodische Evaluierung – Prognose-Möglich-	
keiten und Grundlagenarbeit für die Fort-	
schreibung von Gewässerschutzkonzepten	103
Folgeaktivitäten und weitere Nutzung der	
Ergebnisse	104
Literaturverzeichnis	105

Das BUS-Projekt: Untersuchungen und Ergebnisse

Zwischen Juli 2003 und Juni 2006 wurden die Sedimente im Obersee und im Untersee des Bodensees intensiv untersucht. Das Projekt lief unter dem Titel „Bodensee-Untersuchung-Seeboden“ und der daraus abgeleiteten griffigen Abkürzung „BUS“.

Gefördert wurde das BUS-Projekt von der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) und dem EU-Interreg IIIA-Programm Alpenrhein-Bodensee-Hochrhein. Die umfangreichen Arbeiten lassen sich wie folgt unterteilen: Die Oberflächenschicht in 0 bis 1 cm Tiefe wurde auf chemische, sedimentologische und biologische Fragestellungen analysiert. Parallel dazu erfolgte die Analyse der benthischen (Seeboden-)Lebensgemeinschaften (Meiobenthos, Makrobenthos) in 0 bis 10 cm Sedimenttiefe.

Der erste Arbeitsschritt war eine flächendeckende Bestandsaufnahme von etwa 900 annähernd synchron erhobenen Parametern an rund 50 Probenstellen im gesamten See. In einem zweiten Arbeitsschritt wurde an zwei Verankerungen die jeweilige saisonale Entwicklung mit Sedimentfallen und Oberflächenproben im Detail untersucht. Darüber hinaus wurde eine Analyse der historischen Entwicklung chemischer Inhaltsstoffe durch die Beprobung gleicher Zeitintervalle in sieben über den See verteilten Sedimentkernen durchgeführt.

Sedimente und Organismen im Fokus

Im Vordergrund standen Fragen nach der biologischen und chemischen Qualität der Sedimente. Weiterhin sollten Veränderungen bei den Artengemeinschaften der Benthosorganismen erfasst werden, um daraus Aussagen zum Indikationspotential dieser Organismen für den ökologischen Zustand des Sees abzuleiten. Die entscheidende Frage lautete: Wie hoch sind die Konzentrationen von Nährstoffen und anorganischen und organischen Schadstoffen in den Sedimenten und damit das Potential für deren mögliche Rücklösung? Sämtliche Messwerte wurden gemeinsam mit sedimentologischen Parametern an identischen Probenätzen bestimmt. Hier nun die Ergebnisse der Untersuchungen im Überblick.

Gute Sauerstoffverhältnisse

Nährstoffe und Schadstoffe werden im Bodensee-Obersee derzeit nicht in wesentlichem Umfang

freigesetzt. Der Grund dafür ist, dass in den oberflächennahen Sedimentschichten zunehmend bessere Sauerstoffverhältnisse herrschen. Dadurch werden redoxsensitive Metalle und gebundener Phosphor besser im Sediment zurückgehalten. Mit dieser Anreicherung in den Sedimenten erhöht sich allerdings das Rücklösungspotential für Nährstoffe. Deshalb ist es umso wichtiger, im Tiefenwasser des Obersees auch bei geänderten Klimabedingungen gute Sauerstoffverhältnisse zu gewährleisten. Im Gegensatz zum Obersee kommt es im Untersee noch immer zur zeitweiligen Freisetzung von Eisen und Phosphor aus dem Sediment. Diese Stoffe stehen damit für die Primärproduktion in den oberen erwärmten Gewässerschichten des Epilimnion zur Verfügung.

Keine Gefährdung durch Schadstoffe

Von organischen und anorganischen Schadstoffen in den Sedimenten geht derzeit weder im Untersee noch im Obersee eine akute Gefährdung des Wasserkörpers aus. In der Regel sind die Konzentrationen in den Sedimentoberflächen sehr niedrig beziehungsweise die Schadstoffe sind fest in der Sedimentmatrix gebunden. Schwermetalle beispielsweise liegen zum großen Teil im Bereich der geogenen Hintergrundkonzentrationen. Ob einzelne organische Schadstoffe auf benthische Organismen möglicherweise chronisch toxisch wirken, müsste an den wenigen Stellen mit erhöhten Konzentrationen untersucht werden.

Historische Schadstoffentwicklung

Eine eindrucksvolle und deutliche Verringerung fast sämtlicher Schadstoffe seit ihrem jeweiligen Belastungsschwerpunkt in den 1960er- bis 1980er-Jahren zeigen die sieben untersuchten Sedimentkerne. Einzige Ausnahme sind die als Flammenschutzmittel eingesetzten polybromierten Diphenylether, deren Konzentrationen zur Oberfläche hin zunehmen. Dieser Stoffgruppe wird künftig eine besondere Aufmerksamkeit

gewidmet werden, da sie sich wie PCB in der Nahrungskette anreichert und über mögliche chronische toxische Wirkungen bisher wenig bekannt ist.

Organismen am Seeboden

Schwieriger zu interpretieren sind die Verteilungsmuster vieler biologischer Parameter in der Fläche. Grund sind unterschiedliche Sedimentationsraten an den Entnahmestellen der Oberflächenproben. Diese führen bei gleicher Produktion in der Wassersäule zu einer unterschiedlichen Konzentration von autochthonen, also vor Ort entstandenen, Bestandteilen aus dem Epilimnion, etwa von Pigmenten oder Algenresten. Die Sedimentfallen zeigten jedoch sehr ähnliche Flüsse autochthoner Stoffe und demnach eine vergleichbare Primärproduktion in der Wassersäule. Diese Tatsache unterstützt indirekt die Beprobungsstrategie der IGKB, nämlich die Fokussierung auf eine zentrale Beprobungsstelle. Der allochthone Eintrag durch Zuflüsse wirkt sich

auf die Populationsdichten benthischer Organismen (Makrobenthos, Meiobenthos und Mikrobenthos) deutlich stärker aus als der Export aus dem Epilimnion. Entsprechend unterschiedlich sind die Häufigkeiten und Artenvergesellschaftungen an den Probestellen. An einer zuflussdominierten Probestelle sind die bakteriellen Aktivitäten erhöht und führen beispielsweise zu wesentlich schärferen redoxchemischen Gradienten.

Im Vergleich mit Vorgängeruntersuchungen aus den 1980er-Jahren gibt es bei den Großgruppen der Oligochaeten und Chironomiden, die als Bioindikatoren dienen, keine wesentlichen Änderungen. Verschiebungen gibt es lediglich auf Artebene bei weniger dominanten Arten. Die Entwicklung der Großgruppen spiegelt demnach nicht die drastischen Veränderungen bei der Trophie des Sees wider. Die Zufuhr von allochthonem Kohlenstoff scheint für die benthischen Lebensgemeinschaften weitaus bedeutender zu sein als der Export von autochthonem Kohlenstoff aus dem Freiwasser. Wie

sich dieser Befund auf die Anwendung der Zoobenthos-Untersuchungen im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auswirkt, ist noch zu prüfen.

Zukünftige Gewässerschutz-Strategie

Insgesamt hat das BUS-Projekt wichtige Ergebnisse für einen künftigen, modernen Gewässerschutz gebracht. Eine nachhaltige Verringerung der Emissionen führt zu einer eindrucksvoll belegbaren Reduzierung von nicht erwünschten Stoffen im „Umweltarchiv Sediment“. Die relevanten Stoffgruppen sollten regelmäßig im Abstand von einigen Jahren auf ihre aktuellen Konzentrationen überprüft werden.

Die Ergebnisse zeigen auch, dass allein mit punktuellen Untersuchungen beispielsweise von Benthos-Lebensgemeinschaften nicht unbedingt auf die Qualität des überlagernden Wasserkörpers geschlossen werden kann. Für ein tiefer gehendes Verständnis von Seen sind multidisziplinäre Ansätze erforderlich.



Sedimentfallenproben zur Analyse der saisonalen Entwicklung am Seeboden

The BUS-Project: Investigations and Results

Between July 2003 and June 2006 the sediments in Upper and Lower Lake Constance were investigated in detail. The project was given the name “Bodensee-Untersuchung-Seeboden (Lake Constance Floor Investigations)”, from which the convenient German abbreviation “BUS” was derived.

The BUS project was supported by the International Commission for the Protection of Lake Constance (IGKB) and the EU Interreg IIIA programme Alpine-Rhine-Lake-Constance-Upper-Rhine. The substantial workload can be broken down as follows: The surface layer at a depth of 0 to 1 cm was analysed for chemical, sedimentological and biological problems. Parallel analyses were carried out on the benthic lake floor biocoenoses (meiobenthos, macrobenthos) at a sediment depth of 0 to 10 cm.

The first phase was to take a comprehensive inventory of some 900 parameters surveyed approximately synchronously at some 50 sampling points all over the lake. In the second phase the seasonal changes were investigated in detail at two anchorages by sediment collection and surface samples. An analysis of the historical development of chemical constituents was also carried out by equal-interval sampling in seven sediment cores spread across the lake.

Focus on sediments and organisms

Questions about the biological and chemical quality of the sediments were at the forefront. Changes in the communities of species of the benthos organisms were also to be recorded so that conclusions could be drawn on the potential of these organisms as indicators of the ecology of the lake. The pivotal question was: How high are the concentrations of nutrients and inorganic and organic pollutants in the sediments and what is the potential for their release? All the measured data was determined on identical sets of samples, together with sedimentological parameters. The results of the investigations are summarised below.

Good oxygen conditions

Nutrients and pollutants are not currently released to any great extent in Upper Lake Constance. The reason is that the oxygen conditions are increasingly improving in the sediment layers near the surface.

This results in better retention of redox sensitive metals and bound phosphorus in the sediment, but the potential for release of nutrients is increased by this concentration in the sediments. This is why it is so important to guarantee good oxygen conditions in the deep waters of the upper lake if the climatic conditions change. In contrast to the upper lake, iron and phosphorus are still being intermittently released from the sediment in the lower lake. These substances are available for primary production in the upper warmed water layers of the epilimnion.

No risk from pollutants

At present, organic and inorganic pollutants in the sediments do not represent an acute risk to the waters of either the lower or the upper lake. The concentrations in the sediment surfaces are generally very low, or the pollutants are firmly bound in the sediment matrix. For example, heavy metals are located mainly in the range of the geogenic background concentrations. Investigations at the few points with higher concentrations would be needed to determine whether specific organic pollutants have chronic toxic effects on benthic organisms.

Historic development of pollutants

The seven sediment cores analysed show an impressive and significant reduction in almost all the pollutants since their peak levels in the 1960s to 1980s. The only exception is the polybromated diphenyl ethers used as flame retardants, the concentrations of which increase towards the surface. Special attention will be paid to this substance group in the future, as it is concentrated in the food chain like PCB and little is known as yet about possible chronic toxic effects.

Organisms on the lake floor

The distribution patterns of many biological parameters in the area are more difficult to interpret.

This is due to variable sedimentation rates at the surface sampling points. Given equal production in the head of water, this results in a variable concentration of autochthones, which are locally occurring constituents from the epilimnion, e.g. from pigments or algae residues. However, the sediment cases showed very similar flows of autochthonic substances and therefore similar primary production in the head of water. This situation indirectly supports the IGKB sampling strategy, namely to focus on a central sampling point.

The allochthonic input through inflows impacts much more strongly on the population density of benthic organisms (macrobenthos, meiobenthos and microbenthos) than the export from the epilimnion. The frequencies and species collectivisations at the sampling points are equally variable. Bacterial activity is increased at an inflow dominant sampling point, resulting in much steeper redox chemical gradients, for example.

There are no significant changes from the previous investigations dating from the 1980s in the large

oligochaets and chironomides groups which act as bioindicators. At species level displacements only occur towards less dominant species. Therefore the changes in the large groups do not reflect the dramatic changes in the trophic level of the lake. The influx of allochthonic carbon seems to be far more important for the benthic biocoenoses than the export of autochthonic carbon from the open water. The impact of this result on application of the zoobenthos analyses under the European Water Framework Directive has yet to be examined.

Future water pollution control strategy

Overall, the BUS project has supplied important results for modern water pollution control in the future. A sustainable decrease in emissions results in an impressively verifiable reduction in undesirable substances in the "Sediment environmental archives". The current concentrations of the relevant substance groups need to be checked regularly every few years.

The results also show that conclusions cannot necessarily be drawn on the quality of the overlying body of water simply by spot analyses, of benthos organisms for example. Multidisciplinary approaches are required for a deeper understanding of lakes.



Sediment trap

Le Project BUS: Analyses et Résultats

De juillet 2003 à juin 2006, les sédiments du lac de Constance (lac supérieur et lac inférieur) ont fait l'objet d'analyses poussées dans le cadre du projet BUS («Bodensee Untersuchung Seeboden» ou analyse du fond du lac de Constance).

Le projet a bénéficié de l'appui de la Commission internationale pour la protection des eaux du lac de Constance (IGKB) et du programme Interreg IIIA de l'UE Rhin alpin – Lac de Constance – haut Rhin. Les vastes travaux réalisés peuvent être subdivisés comme suit: la couche superficielle des sédiments (0 à 1 cm) a fait l'objet d'analyses chimiques, sédimentologiques et biologiques. Parallèlement, des analyses ont porté sur la faune benthique (c'est-à-dire sur la biocénose du fond du lac, méiobenthos et macrobenthos) des sédiments (0 à 10 cm).

La première étape des travaux a consisté en un relevé exhaustif de quelque 900 paramètres mesurés de manière coordonnée en une cinquantaine d'emplacements répartis sur l'ensemble du lac. Une deuxième étape a été consacrée à l'étude détaillée de l'évolution saisonnière des sédiments sur deux sites d'amarrage. Pour cette étape, on a utilisé des pièges à sédiments et analysé des échantillons prélevés à la surface des sédiments. On a par ailleurs étudié l'évolution des substances chimiques dans le temps en analysant les couches de sédiments correspondant aux mêmes intervalles de temps dans des carottes prélevées sur sept sites répartis dans le lac.

Sédiments et organismes en point de mire

Ces travaux devaient avant tout déterminer la qualité biologique et chimique des sédiments. Ils visaient ensuite à identifier des changements dans la biocénose des organismes benthiques, afin d'évaluer la capacité de ces organismes à servir d'indicateurs pour l'écologie du lac. En fait, le programme devait répondre à une question fondamentale: Quelles sont les concentrations de nutriments et de substances organiques et inorganiques dans les sédiments et quelle est leur capacité de redissolution dans l'eau? Toutes les valeurs ont été mesurées dans les mêmes échantillons que les paramètres sédimentologiques. Voici un résumé des résultats obtenus.

Bonnes concentrations d'oxygène

On n'observe actuellement pas d'émissions importantes de nutriments et de polluants dans le bassin supérieur du lac de Constance à partir des sédiments. Cette situation s'explique par une amélioration constante des concentrations d'oxygène dans la couche supérieure des sédiments. Ceux-ci retiennent ainsi mieux les métaux sensibles à l'oxydo-réduction et le phosphore lié. Voilà pourquoi il importe de préserver, même si les conditions climatiques devaient évoluer, une bonne oxygénation des eaux profondes du lac supérieur. A l'opposé, il arrive encore que les sédiments du lac inférieur dégagent du fer et du phosphore. Ces substances peuvent ainsi alimenter la production primaire de l'épilimnion qui séjourne dans la couche d'eau superficielle chaude du lac.

Aucun danger dû aux polluants

Les polluants organiques et inorganiques piégés dans les sédiments ne représentent actuellement pas un risque grave de pollution pour les eaux, ni dans le lac inférieur ni dans le lac supérieur. Ce constat s'explique pour deux raisons: soit les concentrations de polluants dans les sédiments sont très faibles, soit les polluants en présence sont solidement liés dans les sédiments. La plupart des métaux lourds ne dépassent par exemple pas le niveau des concentrations ambiantes géogènes. Pour savoir si certains polluants organiques présentent une toxicité chronique pour les organismes benthiques, il faudrait procéder à des analyses sur les quelques rares sites où leurs concentrations sont accrues.

Evolution des concentrations de polluants

L'analyse des sept carottes de sédiments a révélé une baisse notable des concentrations de tous les polluants depuis la période où elles ont atteint leur maximum (au cours des années 1960 à 1980). Seuls les polybromodiphényléthers, utilisés comme ignifuges, font exception, puisque leurs concentra-

tions augmentent lorsque l'on remonte vers la surface du sédiment. A l'avenir, on accordera une attention particulière à ce groupe de substances, car elles s'accumulent dans la chaîne alimentaire, tout comme les PCB, et que l'on connaît encore mal leur possible toxicité chronique.

Organismes du fond du lac

Il s'avère plus difficile d'interpréter les modèles de répartition spatiale de nombreux paramètres biologiques. Cette difficulté pourrait s'expliquer par la variation des taux de sédimentation d'un site de prélèvement à l'autre. Pour une même production dans la colonne d'eau, ces différences engendrent des concentrations différentes de composants autochtones (produits sur place) provenant de l'épilimnion, tels des pigments ou des résidus d'algues. Les pièges à sédiments ont cependant révélé des flux similaires de substances autochtones, donc une production primaire comparable dans la colonne d'eau. Ce constat défend indirectement la stratégie de collecte d'échantillons préconisée par la commission internationale, qui recommande de se concentrer sur un site central de prélèvement.

L'apport allochtone provenant des affluents exerce une influence nettement plus marquée sur la densité des peuplements benthiques (macrobenthos, méio-benthos et microbenthos) que l'exportation provenant de l'épilimnion. Ce constat explique les différences au niveau de la densité de certaines espèces et dans la composition des biocénoses sur les divers sites de prélèvement. Là où la situation est dominée par un affluent, on observe des activités bactériennes sensiblement plus élevées, ainsi que des gradients supérieurs d'oxydo-réduction. Par rapport aux mesures effectuées dans les années 1980, les grands groupes des oligochètes et des chironomides, qui servent d'indicateurs biologiques, n'ont guère évolué. Des modifications n'apparaissent qu'au niveau des espèces, dans le cas de quelques rares espèces dominantes. L'évolution des grands groupes ne reflète donc pas les bouleversements trophiques du lac. L'apport de carbone allochtone semble jouer un rôle beaucoup plus grand pour les biocénoses benthiques que l'exportation de carbone autochtone provenant de l'eau libre. Reste à savoir comment cette constatation se répercutera sur l'utilisation des analyses zoobenthiques dans le cadre de la directive-cadre européenne sur l'eau.



Piège à sédiments

Stratégie moderne de protection des eaux

Dans l'ensemble, le projet BUS a fourni des résultats importants pour définir une protection moderne des eaux. Il a en effet montré qu'une diminution durable des émissions conduit à une réduction notable et mesurable des substances indésirables dans les archives écologiques que sont les sédiments. Pour suivre la situation, il conviendrait de mesurer régulièrement la concentration des principaux groupes de substances à intervalles de quelques années.

Les résultats indiquent aussi que des analyses ponctuelles des biocénoses benthiques, par exemple, ne suffisent pas toujours pour apprécier la qualité des eaux d'un lac, qui forment un système fort complexe. Des approches pluridisciplinaires s'imposent donc si l'on veut mieux comprendre ce système.

Der Seeboden des Bodensees:

Lebensraum und „Umweltarchiv“

Der Seeboden ist neben Freiwasser- und Flachwasserzone der dritte bedeutende Lebensraum im Ökosystem Bodensee. Hier ablaufende chemische und biologische Stoffumsetzungen sind mit verantwortlich für die ökologische Qualität des gesamten Bodensees.

Große Teile der Lebensgemeinschaften im Bodensee sind auf einen guten ökologischen Zustand des Seebodens angewiesen – das am Seegrund lebende Benthos permanent, Fische und Plankton zumindest zeitweise. Aus diesem Grund ist die Zusammensetzung der Benthos-Lebensgemeinschaft ein wesentlicher Baustein der ökologischen Bewertung von Seen gemäß der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Darüber hinaus spielen sich am und im Seeboden chemische und biologische Stoffumsetzungen ab, die für die Qualität des Seebodens und des gesamten Wasserkörpers mit ausschlaggebend sind. Der Seeboden ist also nicht nur Ablagerungsort aller in den See gelangenden Sinkstoffe, sondern auch ein Ort von Stoffumsetzungen und damit eine potentielle Quelle für Inhaltsstoffe des Wassers. So spiegelt er wie kein anderes Seekompartiment die zeitliche Entwicklung und regionale Unterschiede vieler Prozesse im See und im Einzugsgebiet wider.

Über 40 Jahre Seeboden-Untersuchungen

Die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) hat die Bedeutung des Seebodens für das Ökosystem Bodensee schon früh erkannt und entsprechende Untersuchungen als festen Bestandteil in ihr Überwachungskonzept aufgenommen. Bereits kurz nach Gründung der IGKB wurde von 1961 bis 1963 die „Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees“ untersucht (IGKB, 1964) und mit Oligochaeten (Wenigborstern) als Indikatororganismen die belastende Wirkung von Abwässern auf den Seeboden beschrieben.

Die Bedeutung der „Bodensee-Sedimente“ für den Chemismus des Freiwassers und dessen Belastung mit eutrophierenden Stoffen, insbesondere mit Phosphorverbindungen, wurde 1971 erkannt (IGKB, 1971). Zehn Jahre später legte die IGKB Daten „Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978“ vor (IGKB, 1981). Schwerpunkt dieser Untersuchung war die flächendeckende Beschreibung der Belastung des Seebodens anhand einiger physikalisch-chemischer

Parameter und vor allem der Oligochaeten als Indikatororganismen.

1984 wurde die Belastung durch „Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten“ erfreulicherweise als mittel bis mäßig eingestuft (IGKB, 1984). Akute toxische Wirkungen von Einzelsubstanzen ließen sich aus diesen Ergebnissen nicht ableiten. Allerdings konn-



Abb. 1: Das BUS-Logo zeigt einen stark überhöhten Querschnitt durch den östlichen Bodensee-Obersee. In der Seemitte sind durch so genannte Turbidite (Unterwasserlawinen) des Rheins angelegte Rinnenstrukturen zu erkennen, die bis Ende des 19. Jahrhunderts ein wesentlicher Transportpfad für Sedimente in den Bodensee waren.

ten chronisch toxische Auswirkungen und Störungen natürlicher biologischer Abläufe auch bei den in Bodenseesedimenten aufgefundenen eher niedrigen Belastungsgraden nicht ausgeschlossen werden.

Standen in den frühen Untersuchungen noch „Die Oligochaeten im Bodensee als Indikatoren für die Belastung des Seebodens“ (IGKB, 1988) im Vordergrund, wurden seit Anfang der 1990er-Jahre abiotische Parameter stärker einbezogen. Durch Sedimentuntersuchungen an fünf Stationen in einem Nord-Süd-Transect des Bodensee-Obersees konnten in den Jahren 1992 bis 1994 grundlegende Erkenntnisse zum „Zustand des Seebodens 1992-1994“ gewonnen werden. Unter anderem waren dies

- die Zuflussdominanz im nördlichen und zentralen Obersee,

- die Dokumentation der Eutrophierung im Sedi-
mentinventar,
- der Nachweis von lokalen Phosphor-Rücklösun-
gen und
- die im Vergleich zu früheren Untersuchungen
wenig veränderten Besiedlungsdichten und Ar-
tenzusammensetzungen der Oligochaetenfauna
(IGKB, 1998).

Fünf Kernziele der aktuellen Untersuchung

Zum Beginn des 21. Jahrhunderts hat sich der See-
zustand dank der Sanierungsmaßnahmen entschei-
dend verbessert. Die Nährstoffgehalte im Freiwas-
ser haben mit 8 mg Phosphor/m³ ein so niedriges
Niveau erreicht wie Mitte der 1950er-Jahre vor Be-
ginn des starken Anstiegs der Nährstoffzufuhr (Eu-
trophierung). Zusätzlich erlaubte der inzwischen
erfolgte Methodenfortschritt erweiterte Untersu-
chungen und Beurteilungsmöglichkeiten des Seebo-
dens. Durch Einbeziehung neuer Messparameter
bestand die Chance, die Bewertungsgrundlagen zu
verbessern. Die Zeit war also aus mehreren Grün-
den reif für eine aktuelle, seeweite Bestandsaufnah-
me des Seebodens. Hierbei wurden insgesamt fünf
Kernziele verfolgt:

- Eine qualitative Verbesserung der Zustandsbe-
wertung des Ökosystems Bodensee durch die Ak-

tualisierung seeweiter Bestandsaufnahmen des
Seebodenzustands unter Berücksichtigung einer
erweiterten Auswahl aussagekräftiger Parameter.

- Eine Bewertung des Risikos der Mobilisierung
von unerwünschten Stoffen (Nährstoffe, Schad-
stoffe) aus den Sedimenten.
- Das Aufzeigen seeweiter und lokaler Zustände
und Entwicklungen am Seeboden als Abbild von
Veränderungen im See und in seinem Einzugs-
gebiet.
- Die Evaluierung von Indikationspotentialen der
untersuchten Parameter zur Bewertung des öko-
logischen Zustandes des Sees.
- Die Erweiterung der Möglichkeiten zur Prognose
künftiger Entwicklungen und damit verbesserte
Grundlagen für die Fortschreibung von Ge-
wässerschutzkonzepten am See.

Grenzüberschreitende Kooperation

Die IGKB als grenzübergreifende Institution hat das
BUS-Projekt initiiert und geplant. Fortschritt und Er-
gebnisse des Projektes wurden und werden seitens
der beteiligten Partner im IGKB-Fachbereich See
und innerhalb des Sachverständigenkreises intensiv
diskutiert und für die Fortschreibung des Gewässer-
schutzes am See genutzt. Beispiele sind das Akti-
onsprogramm Bodensee 2004 bis 2009 mit dem
„Schwerpunkt Ufer- und Flachwasserzone“ oder –



*Ein konkretes Produkt der im BUS-Projekt gewonnenen Daten ist
der „Leitfaden Baggergut“. Er regelt die Verbringung von Fein-
material aus Häfen und Schiffahrtsrinnen im Bodensee.*



in einem kleineren, aber ganz konkreten Rahmen – der „Leitfaden Baggergut“. Das Projekt ist somit Bestandteil des von der IGKB seit Jahrzehnten erfolgreich umgesetzten ganzheitlichen Gewässerschutzes und fließt mit seinen Ergebnissen unmittelbar in die zukünftigen grenzübergreifenden Gewässerschutzkonzepte und -maßnahmen ein.

Finanzielle und personelle Ressourcen

Ermöglicht wurde das BUS-Projekt und damit der enorme Erkenntnisgewinn über den Zustand des

Seebodens und des gesamten Ökosystems Bodensee durch die großzügige Finanzierung der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) und das Interreg-III-A-Programm „Alpenrhein – Bodensee – Hochrhein“ der Europäischen Union.

Das BUS-Projekt war für fast alle Mitarbeiter am Institut für Seenforschung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) eine anstrengende, aber auch erfolgreiche Zeit, die vom enormen Engagement jedes/jeder Einzelnen geprägt wurde.

Mitarbeiter am BUS-Projekt

- Viola **Burkhardt-Gehbauer**: Beprobung, Dokumentation, Kohlenstoff und Schwefel-Messungen, Röntgendiffraktometrie, Rasterelektronenmikroskopie
- Simone **Eckenfels**: Sieben und Zählung Makrozoobenthos, Bestimmung von E-Coli, Streptokokken, Gesamtkeimzahl, ATP, Auswertung
- Brigitte **Engesser**: Beprobung Sedimentfallen, Sieben und Zählung Makrozoobenthos, Probenahme, Auswertung, Aufnahmen Searover, Messung Mikrosonden, Auswertung ME-Sonde
- Susanne **Fitz**: Phosphorfraktionierung, Bestimmung Enzymaktivität, Auswertung
- Norka **Fuentes**: Bestimmung der Isotopensignaturen ^{13}C und ^{15}N in Sedimenten und Sedimentfallen
- Alexandra **Grath**: Bestimmung der Biomasseproduktion von Bakterien über Leucineinbau, Aktivitätsbestimmung von Bakterien über Respirationmethode, Auswertung
- Dr. Hans **Güde**: Projektplanung, Zählung Protozoen, Auswertung Daten: Protozoen- und Bakterienzählung, Phosphorfraktionierung, Enzymaktivität, mikrobiologische Abbau- und Wachstumsmessungen, Mikroprofile in Sedimenten, Abschlussbericht
- Anton **Guhl**: Probenahme
- Barbara **Haibel**: Beprobung Sedimentkerne und Sedimentfallen, Bestimmung von Pigmenten aus Sedimenten, Sedimentfallen, Freiwasser (0 bis 20 m Summenprobe), Auswertung
- Elvira **Hassler**
- Petra **Heim**: Zählung Bakterien, Phosphorfraktionierung, Beprobung Überstandswasser Sedimentfallen, Auswertung
- Dr. Harald **Hetzenauer**: Projektplanung, Auswertung, Abschlussbericht
- Andreas **Jurischitz**: Probenahme, Phosphor-Messungen
- Hartmut **Kaiser**: PAH- und PCB-Messungen
- Kirstin **König**: Beprobung Sedimentkerne, Zählung
- Phytobenthos, Auswertung, Sieben und Zählung Makrozoobenthos
- Aurelia **Krupop**: Phosphor-Messungen
- Dr. Reiner **Kümmerlin**: Auswertung Phytobenthosdaten
- Günther **Kuhn**: Datenbank, Datentransfer und -verwaltung
- Stefanie **Metzger**
- Anton **Müller**
- Robert **Obad**
- Karin **Popp**: Beprobung, Dokumentation, Korngrößenanalytik, Kohlenstoff- und Schwefel-Messungen
- Erwin **Rinné**: Probenahme, Protokollierung, Schiffsnavigation, Fotodokumentation, Dokumentation
- Dr. Henno **Rosknecht**: Projektplanung, Auswertung, Abschlussbericht
- Kurt **Sarembe**: Schiffsführer, Probenentnahme
- Andreas **Schießl**: Schiffsführer, Probenentnahme
- Dr. Heinz-Gerd **Schröder**: Projektplanung, Abschlussbericht
- Dr. Hans-Bernd **Stich**: Auswertung Pigmentdaten
- Klaus **Weih**: Sonden
- Dr. Martin **Wessels**: Gesamtkoordination, Projektplanung, Datenbank, Probenahme, Auswertung Sedimentologie, Auswertung Sondendaten, Öffentlichkeitsarbeit, Zwischenberichte, Abschlussbericht
- Dr. Thomas **Wolf**: Konzeption Messsonden
- Nicht zuletzt wäre auch ohne die große und wichtige Mithilfe der freiwilligen (Freiwilliges Ökologisches Jahr) Mitarbeiter Franz **Schilling**, Michael **Schlechter**, Barbara **Schlick** (alle Sieben und Zählung Makrozoobenthos, Probenahme) sowie Maurice **Karr** (Probenahme) die Durchführung des Projektes nicht möglich gewesen. Auch allen hier nicht namentlich genannten Beteiligten danken die Projektverantwortlichen ausdrücklich für ihre Unterstützung.

Methoden, Materialien, Projektorganisation

Methodische Vorarbeiten, angepasste Strategien bei der Beprobung und eine intensive Auswertung der Daten kennzeichneten den dreijährigen Projektzeitraum zwischen Juli 2003 und Juni 2006.

Im ersten halben Jahr des Projektzeitraums wurden Vorarbeiten zur Festlegung von Probenahmetechnik, benötigten Materialmengen und der notwendigen Anzahl der Mehrfachbestimmungen sowie der Planung des reibungslosen Probentransfers zwischen den Laboren, der endgültigen Festlegung der Probenstellen, der Konzipierung der Datenbankstruktur etc. durchgeführt. Im Winter 2004 fand eine intensive Kampagne zur Gewinnung von Oberflächensedimenten mit sofort anschließender Probenaufarbeitung statt (Horizontalkampagne). Im Folgejahr 2005 stand eine lokale Vertiefung der räumlichen Information im Vordergrund. Diese bestand aus Intervallbeprobungen an festen Verankerungen und der Gewinnung von Sedimentkernen. Abgeschlossen wurde das Projekt mit einer intensiven Auswertephase im ersten Halbjahr 2006. Tabelle 1 gibt einen Überblick über den zeitlichen Ablauf. Aus Kapazitätsgründen sowie wegen der notwendigen speziellen Analyseverfahren und Fachkenntnisse wurde ein Teil der Analysen in Form von Werkverträgen an externe Labore vergeben (siehe Tabelle 2).

Die Horizontalkampagne 2004

Zwischen dem 19. Januar und dem 22. März 2004 wurden jeweils Montags bis zu zwölf Sedimentkerne an fünf Stationen entnommen, am Folgetag geöffnet und beprobt (siehe Abb. 2). Direkt anschlie-

ßend wurde mit der Analyse bzw. den hierfür notwendigen Vorarbeiten (Absieben der Sedimente, Konservierung der Benthosorganismen etc.) begonnen. Nach Beendigung der Horizontalkampagne im

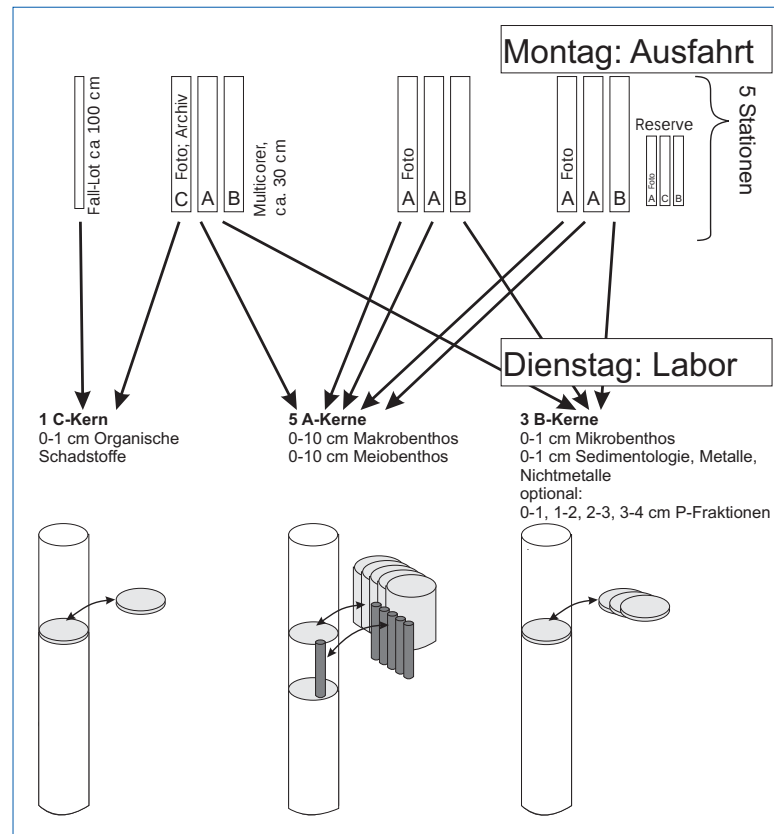


Abb. 2: Beprobungsschema für die Flächenuntersuchungen im BUS-Projekt.

Zeitraum von bis		Inhalte
06/2003	12/2003	Vorarbeiten, Projektorganisation
01/2004	03/2004	Probenahme für Horizontalverteilung
04/2004	10/2005	Analysen für Horizontalverteilung am ISF und bei Werkvertragnehmern
06/2004	06/2006	Auswertung
01/2005		Workshop mit Sichtung der Ergebnisse
02/2005	02/2006	Probenahme und Analysen an Verankerungen
04/2005	11/2005	Analysen für Vertikalverteilung am ISF und bei Werkvertragnehmern
02/2006	04/2006	Probenahme und Datierung der Sedimentkerne
01/2006		Workshop mit Sichtung der Ergebnisse
01/2006	06/2006	Intensive Auswertephase, Ende der Interreg-Förderung, Berichtabgabe

Tab. 1: Zeitlicher Ablauf des BUS-Projektes

Stoffgruppe, Organismengruppe bzw. Untersuchungsobjekt	Beispiel	Anzahl der bestimmten Parameter	Methode/ Instrument	Referenz	Labor
Allgemein Visuelle Beschreibung der Probenstationen Navigation Bathymetrie		1 15 3	Video-Kamera GPS, dGPS Echolot	IGKB (1998) IGKB (1998) siehe Text	2 2 2
Sedimentologie Wassergehalt Elementanalysen Mineralbestand Korngrößen Cs-Datierung	Wassergehalt C _{org.} Quarz 137Cs	1 7 24 28 1	Gefriertrocknung IR-Spektrometrie Röntgen- diffraktometrie Laserdiffraktometrie Radiometrie	IGKB (1998) Wessels (1995) IGKB (1998) siehe Text IGKB (1998)	2 2 2 2 6
Physik Wasserparameter Strömungen Wassertemperaturen Sauerstoff	 Geschwindigkeit Temperatur O ₂	 2 8 3	 ME-Sonde Analoger Strömungsmesser Thermistorkette SeaCat-Sonde	 	 2 2 2 2
Chemie/anorganische Stoffe Metalle und Nichtmetalle	Chrom	27	ICP/MS,OES	DIN 38414 (1983) DIN EN ISO 11885 (1997) und 17294-2(2005)	1
Chemie/organische Stoffe Chlorierte Verbindungen Duftstoffe Halogenbenzole Halogenphenole Organozinn-Verbindungen Pharmazeutika Phenolische Desinfektionsmittel Phenolische Xenoestrogene Phthalate Polybromierte Diphenylether (PBDE) Polychlorierte Biphenyle (PCB) Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) Sonstige Polymerkomponenten Trialkylphosphate	DDT Dihydrojasmonsäure Hexabrombenzol 2,4,6-Tribromphenol Tributylzinn Metoprolol Triclosan Bisphenol A DEHP BDE-47 PCB-138 1,3,7,8-TCDD Benzo(a)pyren Terephthalsäure Tri-n-butylphosphat	29 3 17 16 7 33 4 12 5 11 6 17 15 4 7	GC/ECD GC/MS GC/MS GC/MS GC/MS-MS HPLC/MS-MS GC/MS GC/MS GC/MS GC/MS GC/ECD HRGC/HRMS HPLC/Fluoreszenz GC/MS GC/MS	Schönberger (2006) Ikonomou (2002) Brauch (2001) DIN 38414-S20 DIN 38414-S23	3 4 4 4 3 3 4 4 4 4 2 5 2 4 3
Biologie Makrozoobenthos Pigmente	Oligochaeten Chlorophyll-a	15 28	Mikroskop HPLC/Extraktion	Siehe Tabelle 7 Reuss & Conley (2005) Schmid & Stich (1995)	2/7 2

Tab. 2: Untersuchte Stoff- bzw. Organismengruppen, verwendete Methoden und beteiligte Labore.

Kennziffern der Labore:

1 = LUBW, Ref. 71 Labor für Wasser und Boden

2 = LUBW, ISF: Institut für Seenforschung

3 = TZW: Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe

4 = ISWA: Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Stuttgart

5 = eurofins: Gesellschaft für Arbeitsplatz- und Umweltanalytik mbH, Münster-Roxel

6 = Hochschule Ravensburg-Weingarten

7 = Universität Bielefeld

März 2004 wurden Probenserien in den Laboren des ISF analysiert bzw. an die Werkvertragnehmer geschickt und dort weiterbearbeitet. Insgesamt wurden auf diese Weise 48 Stationen mit 518 Sedimentkernen beprobt. Die Probenstellen für die Horizontalkampagne 2004 wurden unter folgenden Gesichtspunkten ausgewählt (vgl. Abb. 3 und Tab. 2):

- Möglichst flächendeckende, repräsentative Informationen (alle Seeteile, Flachwasserzone, Profundal, Hangsituationen, Flussmündungen)
- Erkennen von großräumigen Nord-Süd-Gradienten (Anordnung der Probenstationen entlang von Profilen M, F, W)
- Erkennen von großräumigen Ost-West-Gradienten (Profil H)
- Berücksichtigen unterschiedlicher Tiefenstufen, Fokussierung auf Tiefenstufen 10 bis 25 m, 50 m, 100 m, 250 m)
- Einbeziehen der Informationen der langjährigen Dauerbeobachtungen (IGKB) und Vorwissen über Ablagerungsräume und Sedimentationsraten (Richter, 1993, Schröder et al., 1998, Wessels, 1995, 2001)
- Berücksichtigen bekannter Belastungsschwerpunkte (z. B. Schussenmündung, Steinacher Bucht).

Die Probenahme 2005

In der zweiten Hälfte des Förderzeitraumes war eine inhaltliche und darum auch organisatorische Ausdifferenzierung notwendig: Biologische, sedimentologische und physikalische Parameter wurden an zwei Verankerungen mit Sedimentfallen in einem Turnus von 14 Tagen bzw. vier Wochen bestimmt, um die saisonale Variabilität der biologischen und sedimentologischen Parameter in Gebieten mit sehr hoher und sehr niedriger Sedimentakkumulation zu untersuchen (Abb. 4). Bei den chemischen Parametern interessierten vor allem die zeitliche Entwicklung der Belastungsparameter während der letzten ca. 50 bis 100 Jahre. Hierfür wurden sieben Sedimentkerne entnommen und die chemischen Inhaltsstoffe und sedimentologischen Parameter in annähernd identischen Zeitscheiben von 10 bis 15 Jahren analysiert.

Die Auswahl für die Sedimentkerne orientierte sich an den Belastungsschwerpunkten der Horizontalkampagne, der Gewährleistung einer räumlichen Repräsentativität und der Möglichkeit einer sauberen Datierung durch Abzählen von Hochwasserlagen (Wessels et al., 1998) oder mit radiometrischen Methoden (^{137}Cs).

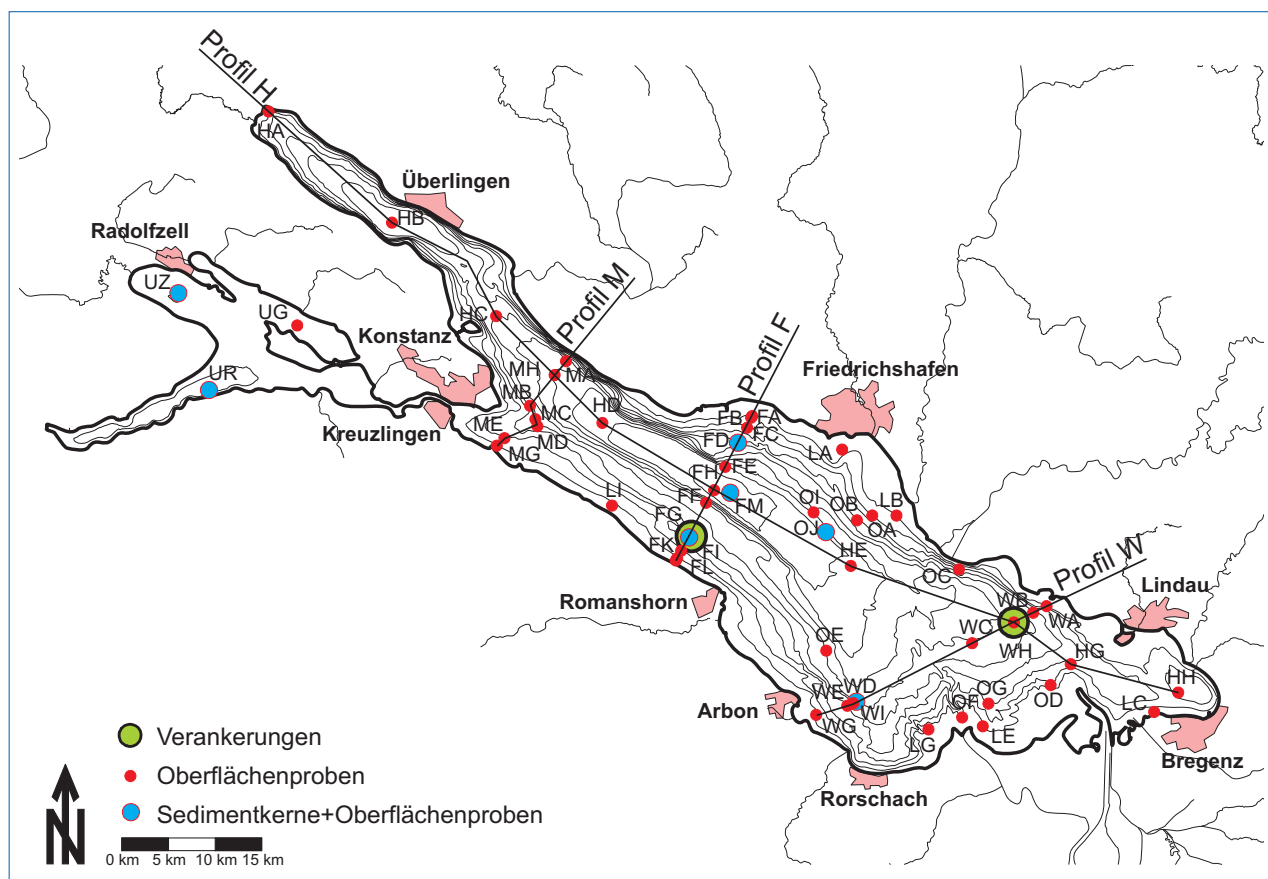


Abb. 3: Probenstellen für das BUS-Projekt. An den blau gekennzeichneten Stationen wurden neben Sedimentoberflächen auch Sedimentkerne beprobt. Grün unterlegt sind die Positionen der Verankerungen an den Stationen WH und FG.

Zur Repräsentativität der Proben

Während der Horizontalkampagne 2004 und den Untersuchungen 2005 wurde die Sedimentschicht 0 bis 1 cm von allen Stationen pauschal als „Oberfläche“ beprobt. Da die Proben aus unterschiedlichen Ablagerungsräumen mit sehr verschiedenen Sedimentationsraten stammen, kann ein Sedimentintervall von 0 bis 1 cm entsprechend unterschiedliche Zeiträume repräsentieren. Da es für eine Schicht 0 bis 1 cm keine sinnvolle Datierungsmöglichkeit gibt und es auch nicht möglich war, von jeder Station einen vollständigen Kern zu datieren, müssen

sämtliche Daten vor diesem Hintergrund betrachtet und interpretiert werden. Dieser Unsicherheitsfaktor betrifft vor allem Parameter, welche durch Akkumulation aus der darüber liegenden Wassersäule dominiert werden. Dies zeigt sich beispielsweise anhand der Konzentrationen von Pigmenten, an den gefundenen Algenarten oder anthropogenen Fremdstoffen. Weniger beziehungsweise kaum von den beschriebenen Unsicherheitsfaktoren betroffen sind die auf dem Sediment oder im Sediment lebenden Organismen.

Die Sedimentkerne der Kampagne 2005 wurden datiert und die daraus entnommenen Proben im

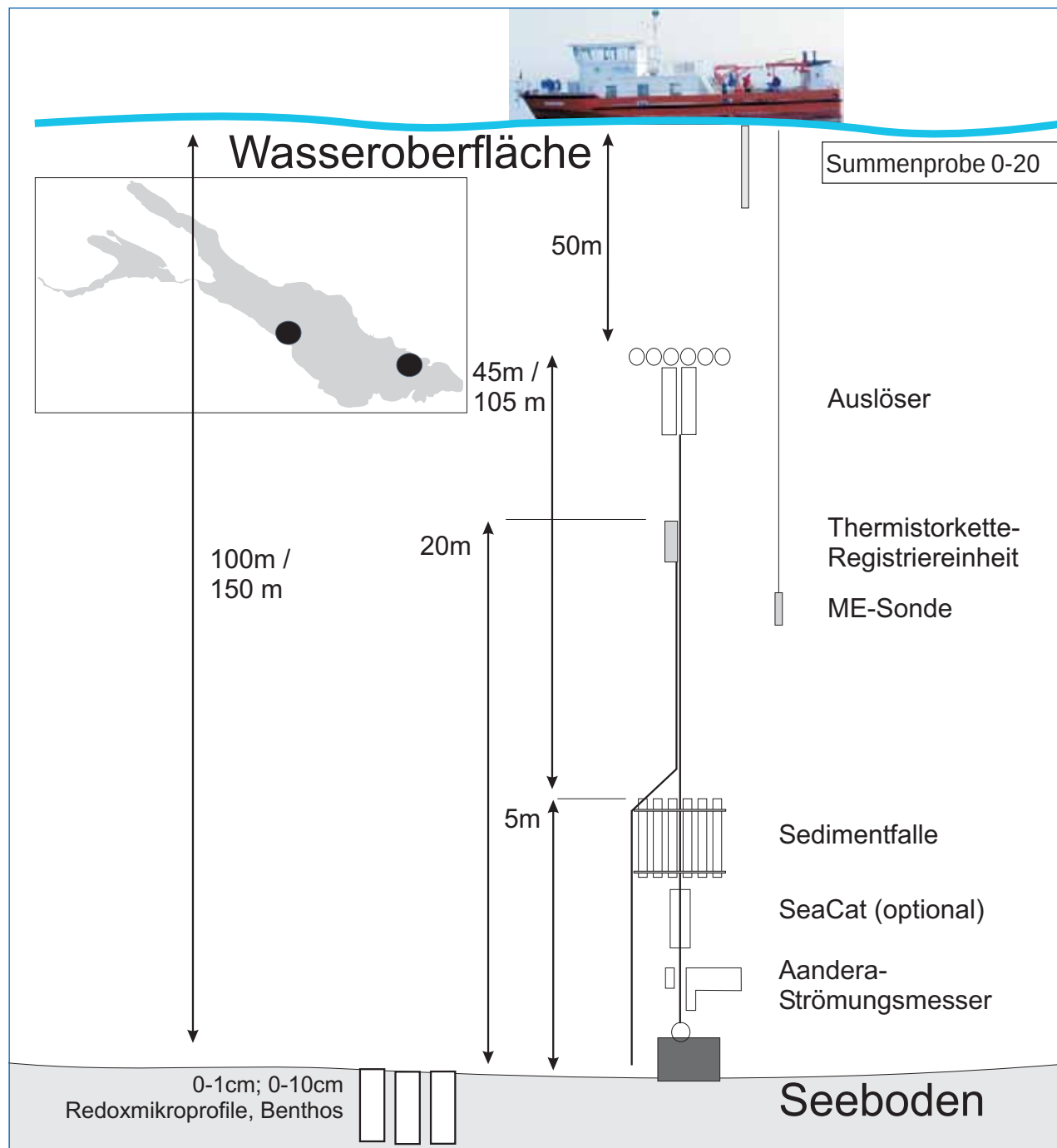


Abb. 4: Schema für Beprobungen an den Verankerungen im Jahr 2005.

Rahmen der Genauigkeit zu zeitgleichen Intervallen zusammengefasst. Auch hier müssen Konzentrationsangaben vor dem Hintergrund betrachtet werden, dass ein seeweit gleichmäßiger Eintrag eines (Schad-)Stoffes durch unterschiedliche Sedimenteinträge zu sehr unterschiedlichen Stoffkonzentrationen führen kann.

Die angewandten Methoden

Die verwendeten Methoden werden in Tabelle 2 grundlegend beschrieben und zusammengefasst. Im Wesentlichen wurden genormte beziehungsweise publizierte Verfahren verwendet. Teilweise wurden diese abgewandelt, um niedrigere Nachweisgrenzen zu erreichen oder geringere Einwaagen verwenden zu können. Die nicht publizierten beziehungsweise stärker modifizierten Methoden waren:

- **Bathymetrie:** Die Wassertiefen an den Probenstellen wurden akustisch mit dem Echolot ermittelt. Zur Probenahme 2004 wurde ein „Fishfinder“ (Lowrance, X-60) genutzt. Ab dem Jahr 2005 wurden die Wassertiefen mit einem hydrographischen Echolot (Simrad EA400) bestimmt. Auf eine Korrektur der Echolotdaten entsprechend der aktuellen Temperatur in der Wassersäule wurde verzichtet, da die ermittelten Wassertiefen für diese Fragestellungen ausreichend genau waren.
- **Strömungen:** Die Strömungsgeschwindigkeiten U wurden mit mechanischen Strömungsmessern RCM7 der Firma Aanderaa bestimmt. Diese haben einen Messbereich von $U = [2 - 250]$ cm/s und eine Messgenauigkeit $U = 1$ cm/s. Für viele hydrodynamische Vorgänge in der unteren, homogen kalten Tiefwasserzone Hypolimnion ist der Schwellwert für das Ansprechen der Instrumente mit $U = 2$ cm/s zu hoch, so dass über relativ lange Zeiträume keine Strömungen registriert wurden.
- **Korngrößen:** Etwa 1 g Probenmaterial wurde mit H_2O_2 aufgeschlossen, unter Zugabe von Natriumpolyphosphat mit Ultraschall in 0,6 l Wasser dispergiert und mit einem Laserdiffraktometer (Saturn 5200 DigiSizer, Fa. Micromeritics) die Korngrößenverteilung der Probe bestimmt. Zur weiteren Auswertung und Berechnung statistischer Parameter wurde das Programm „Gradistat“ (Blott & Pye, 2001) benutzt.
- **Extraktion für Pigmentanalytik:** Die Extraktion der Proben entsprach im Wesentlichen dem von Reuss & Conley (2005) empfohlenen Vor-

gehen. Die Extrakte wurden mit Hilfe der HPLC entsprechend der in Schmid & Stich (1995) beschriebenen Methode gemessen. Mit dieser Methode werden seit Jahren die Zusammensetzung und Konzentrationen von Proben aus dem Pelagial (IGKB) und Litoral (SFB-DFG) des Bodensees und aus kleinen Seen erfolgreich untersucht. Die Pigment-Proben aus dem BUS-Projekt wurden komplett im ISF bearbeitet, also aufbereitet, extrahiert, gemessen und ausgewertet. Um die Homogenität der Probenstellen bewerten zu können, wurden die drei pro Probenstelle entnommenen Parallel-Kerne jeweils einzeln bearbeitet.

- **Mikroskopische Auswertung:** Sowohl die Algenzellen als auch die Organismen im Makrozoobenthos und im Meiobenthos wurden mikroskopisch ausgewertet. In Tabelle 7 sind die untersuchten, biologischen Parameter den jeweils angewandten Methoden zugeordnet. Für die biologischen Untersuchungsgrößen wurden bis auf die Makrozoobenthosproben und die Meiobenthosproben nur die oberste Zentimeterschicht beprobt, da diese die größten Konzentrationen von Organismen aufweist. Bis auf die Meiobenthosproben wurden die Analysen zum größten Teil im ISF durchgeführt, beim Makrozoobenthos erfolgten die Artanalysen durch die AG Traunspurger der Universität Bielefeld, die auch das Meiobenthos vollständig bearbeitete.

Dokumentation der Messdaten

Insgesamt wurden etwa 900 verschiedene Parameter bestimmt. Um diesen umfangreichen Datensatz zu dokumentieren und zur Verfügung zu stellen, wurden die Messwerte direkt nach der Plausibilisierung beziehungsweise der Übergabe durch die Werkvertragnehmer in eine eigens konzipierte Oracle-Datenbank übernommen. Um die Daten auch weniger versierten Nutzern zugänglich zu machen, wurden einfache Excel-Tools zur Datenbankabfrage entwickelt. Alle Daten sind für weitere wissenschaftliche Nutzungen beim ISF verfügbar.

Sedimentologie für den Bodensee

Mit einer detaillierten Untersuchung der Sedimente anhand charakteristischer Parameter wurden die Sedimentoberflächen beschrieben. Daraus konnte die Gliederung in sechs unterschiedliche Sedimentprovinzen abgeleitet werden.

Die sedimentologischen Parameter beschreiben die geochemische Herkunft der Sedimentbestandteile und die Sedimentbildungsprozesse. Vor diesem Hintergrund müssen Stoffkonzentrationen und Eintragswege chemischer Inhaltsstoffe interpretiert werden. Sie charakterisieren ebenfalls den Ablagerungsraum bzw. den Lebensraum von Benthosorganismen wie beispielsweise

- viel/wenig allochthoner Materialeintrag,
- Korngrößen bzw. nutzbarer Lückenraum,
- gestörter/ungestörter Aufbau des Sedimentkörpers,
- Beeinflussung durch Resuspension (Aufwirbelung).

Die Parameter und ihre Bestimmungsmethoden sind im vorigen Kapitel genannt.

Im Folgenden wird zunächst die Aussagekraft der Parameter beschrieben, anschließend werden die Oberflächensedimente allgemein charakterisiert, die wesentlichen Gradienten aufgeführt und zusammenfassend schließlich „Sedimentprovinzen“ abgeleitet, die durch eine weitgehende Ähnlichkeit des Ablagerungsraumes gekennzeichnet sind. Sämtliche hier aufgeführten Messwerte sind Mittelwerte aus drei Parallelproben einer Probenstation.

Der **Wassergehalt** der Sedimente ist ein einfach und präzise zu bestimmender, sehr robuster Parameter. Veränderungen im Wassergehalt sind in der Regel auf Veränderungen von Korngrößen, Kornformen, des Überlagerungsdruckes (Kompaktion), in geringem Umfang auch auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff zurückzuführen. Lediglich in sehr sandigen Sedimenten kann es zu Artefakten (Wasserverlust bei der Probenahme) kommen.

gehalt und Gesamtkohlenstoffgehalt direkt gemessen und der Anteil organischer Substanz berechnet. Alle Kohlenstoffparameter setzen sich aus allochthon eingetragenem und autochthon gebildetem Kohlenstoff zusammen. Stickstoff ist in Sedimenten in der Regel organisch gebunden und unterliegt wie der organische Kohlenstoff intensiven biochemischen Umsetzprozessen. Schwefel wird von sulfatreduzierenden Bakterien umgesetzt und schließlich in Form von Pyrit bzw. frühdiagenetisch gebildeten Eisensulfiden im Sediment fixiert, gelangt in Spuren aber auch als allochthones Mineral (SrSO_4) in den See. Kohlenstoff- und Stickstoffbestimmungen sind präzise durchzuführen und besit-



Mit dem MultiCorer werden die Proben der Sedimentoberflächen an Deck geholt.

Elementaranalysen: Bei den Kohlenstoffanalysen werden Gesamtkarbonat-

Mineral	Chemische Formel	Herkunft	Gefundene Intensitäten (cps) jeweils Min. / Max.
Chlorit	(Mg, Fe ₃ [(OH) ₂ / Al, Si) ₄ O ₁₀]* (Mg, Fe, Al) ₃ (OH) ₆	allochthon gesteinsbildend in Metamorphiten, sehr heterogenes Schichtsilikat	95 / 4767
Dolomit	CaMg (CO ₃) ₂	allochthon früh- oder spätdiagenetisch aus Karbonaten	73 / 5439
Feldspäte	Orthoklas: K [AlSi ₃ O ₈] Albit: Na [AlSi ₃ O ₈] Anorthit: Ca [AlSi ₃ O ₈]	allochthon magmatisch, Mischkristalle zwischen Orthoklas / Albit und Anorthit / Albit	62 / 1349
Pyrit	FeS ₂	allochthon und autochthon magmatisch, diagenetisch	0 / 46
Muskowit	KAl ₂ [6] [(OH) ₂ / SiAl[4] O ₁₀]	allochthon häufig als Verwitterungsprodukt von Feldspäten, Glimmermineral mit Möglichkeit zur Einbindung großer Kationen	98 / 5383
Quarz	SiO ₂	allochthon magmatisch, z. T. hydrothermal	959 / 13024
Kalzit	CaCO ₃	allochthon und autochthon gesteinsbildende Meeressedimente im Einzugsgebiet, epilimnische Kalzitfällung, schalenbildende Organismen	5495 / 14645

Tab. 3: Minerale in den Sedimentoberflächen des Bodensees, ihre generalisierte chemische Zusammensetzung und Herkunft (nach: Matthes, 1990), sowie die minimalen und maximalen Intensitäten in counts per second (cps)

zen eine hohe Aussagekraft; der im Sediment vorhandene Schwefel liegt im Bereich der Nachweisgrenze der Infrarotspektroskopie und ist weniger verlässlich nachweisbar.

Mineralogie: In Bodenseesedimenten wurden mit den hier angefertigten Übersichtsaufnahmen (Abb. 5) die in Tabelle 3 genannten Minerale röntgenografisch nachgewiesen. Die Minerale haben zum Teil einen sehr heterogenen Chemismus, außerdem überlagern sich häufig die zur eindeutigen Identifikation notwendigen Beugungsreflexe. Verschiedentlich wurde versucht, über den Kohlenstoffgehalt die übrigen Minerale zu quantifizieren (Behbehani, 1987). Auf Grund der verschiedenen

Kalzittypen (autigen, allochthon) in den Seesedimenten und ihrer unterschiedlichen Intensitäten wurde auf die Quantifizierung verzichtet (Wessels, unveröff. Daten). Ausgewertet und dargestellt wurden lediglich die „counts per second“ (cps), die halbquantitativ zur Beschreibung der Sedimentbestandteile verwendet werden können.

Die Verteilung der **Korngrößen** lässt im Wesentlichen eine Aussage über die Transportenergie für den Eintrag der Sinkstoffe zu. Ihre Aussagekraft erhalten die Kornverteilungen wie alle sedimentologischen Parameter vor allem durch die Analyse vieler zeitlicher Werte an einem Ort (Sedimentkerne) oder durch Probennahmen an unterschiedlichen

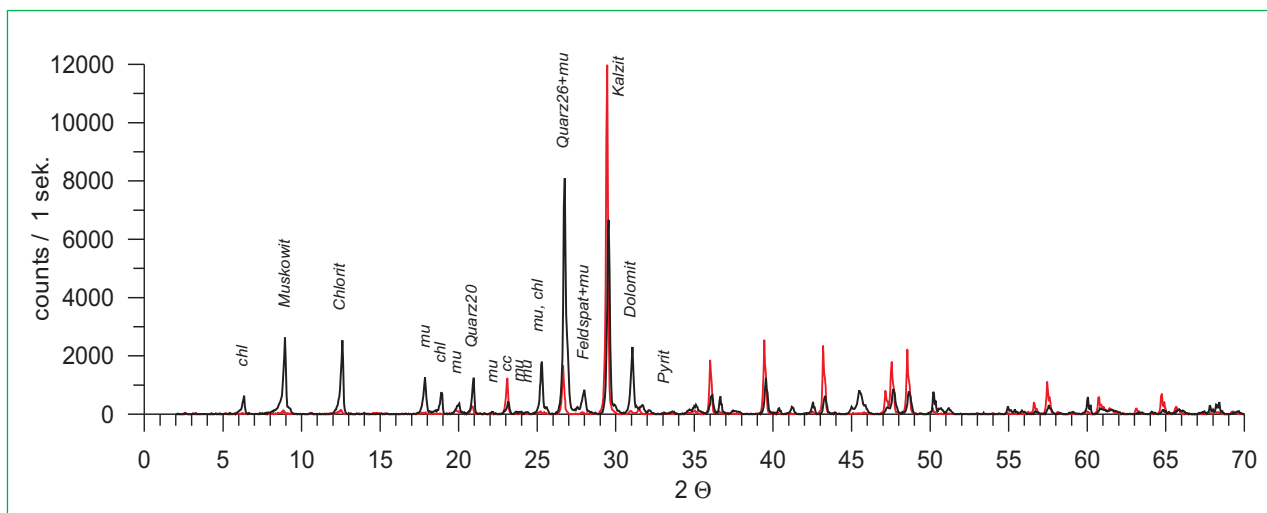


Abb. 5: Übereinander gelegte Diffraktogramme aus dem kalzitreichen Zeller See (Station UZ, rot) und der von allochthonen Mineralen geprägten Rheinmündung (Station WB, schwarz) mit den identifizierten Peaks

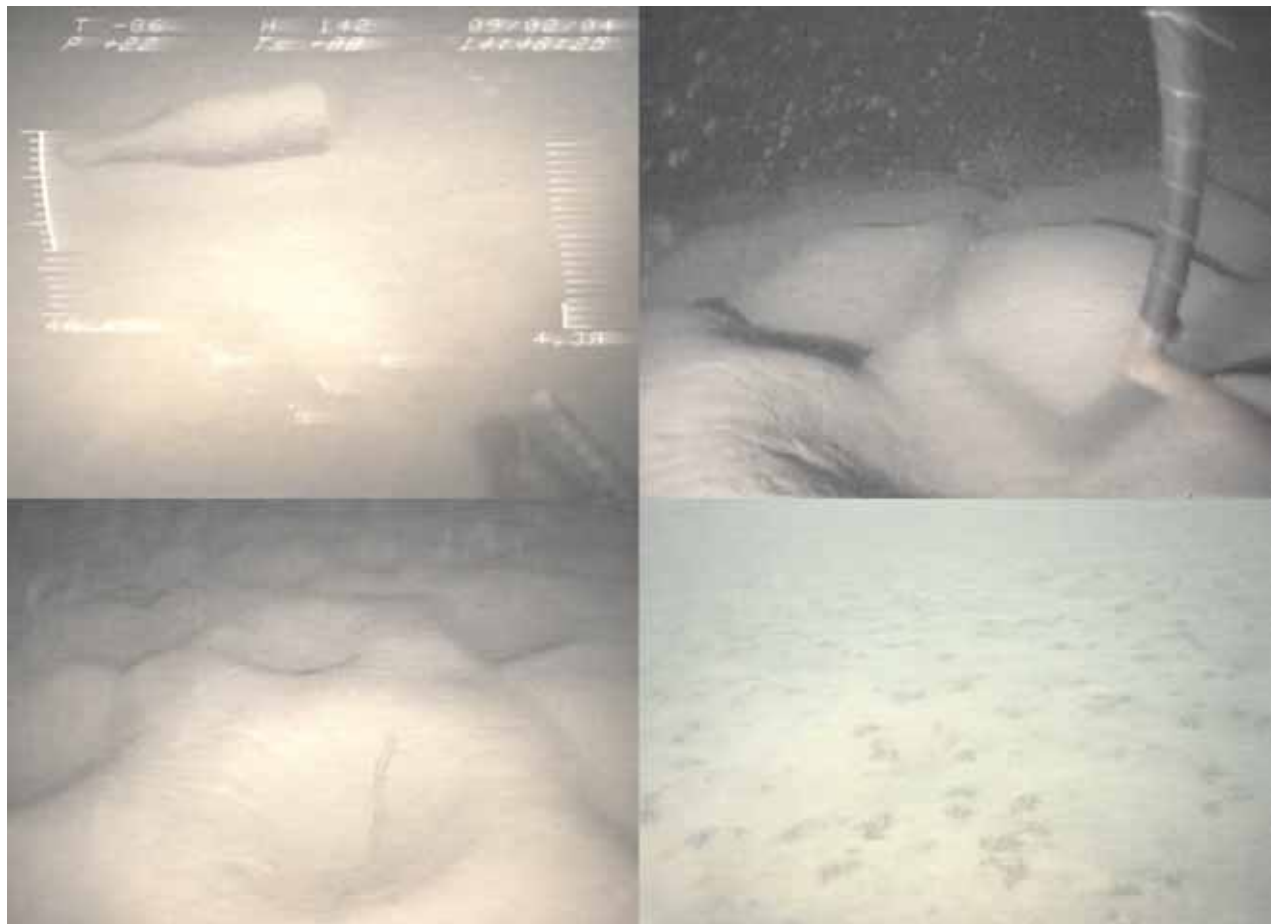


Abb. 6: Beispiele von häufig gefundenen Sedimentstrukturen

Orten bzw. Ablagerungsmilieus mit zeitlicher Ähnlichkeit (z. B. Oberflächensedimente). Wichtig sind vor allem relative Änderungen der Messwerte zueinander, weniger die absoluten Genauigkeiten von Häufigkeiten in den einzelnen Kornklassen. Methodisch bedingt zeichnet sich die Laserdiffraktometrie durch gut reproduzierbare Werte aus, so dass auch kleine Änderungen durchaus aussagekräftig interpretiert werden können.

Allgemeine Beschreibung der Sedimente

Die visuelle Beschreibung der Probenstationen mit der selbst fahrenden Unterwasserkamera zeigte an den verschiedenen Stationen jeweils ähnliche Strukturen, zwischen den Stationen gab es jedoch große Unterschiede. Gefunden wurden die von vielen vorherigen Ausfahrten bekannten Strukturen wie „Delen“ in einer ansonsten ebenen Umgebung, kleinräumige Buckel, lange grabenartige Linienelemente, einzelne „Löcher“ oder auch eine sehr ebene, nicht strukturierte Sedimentoberfläche (Abb. 6).

Eine klare räumliche Zuordnung verschiedener Strukturen lässt sich nicht vornehmen. Stark vereinfacht ist der Seeboden im Litoral und Sublitoral

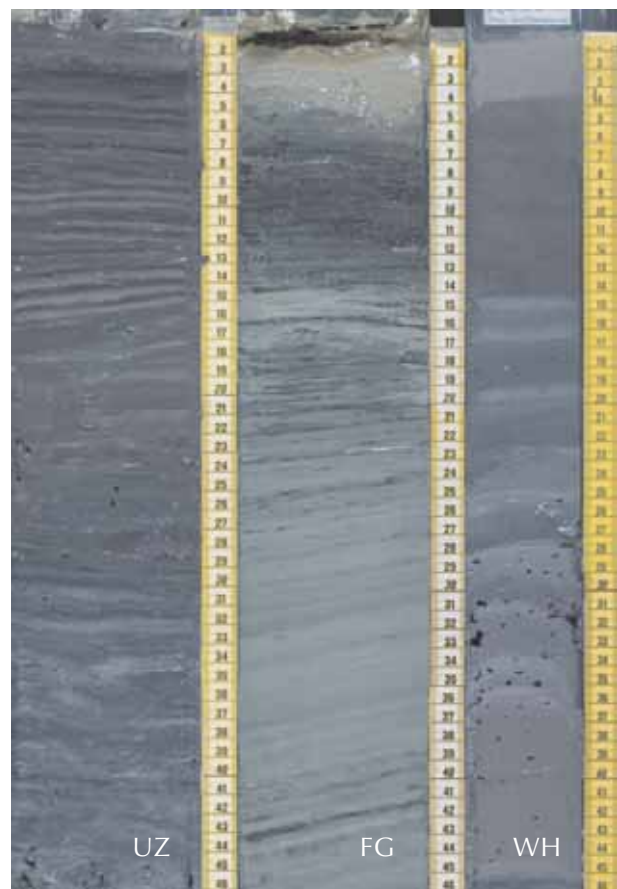


Abb. 7: Typische Sedimentkerne aus dem Untersee (UZ), autochthone Sedimente vom Obersee-Südufer (FG) und vom Rhein dominierte Sedimente vom Nordufer des Obersees (WH)



Abb. 8: Aufsicht und Schrägansicht der Sedimentoberfläche an Station MD mit Chironomiden-Röhren und einem lebenden Exemplar von *Dreissena polymorpha*

allerdings relativ eben, während die tieferen Areale hauptsächlich durch „Dellen“ oder auch „Buckelstrukturen“ charakterisiert sind. Die meisten für die lithologische Beschreibung verwendeten Kerne zeigten in wenigen Zentimetern Kerntiefe eine ausgeprägte Schwarzfärbung infolge reduzierender Be-

dingungen mit der Bildung von Eisensulfiden. Lediglich in den sandigen Kernen aus dem Sublitoral oder der Nähe der Rheinmündung gab es keine Schwarzpigmentierung (Abb. 7). An der Sedimentoberfläche waren häufig Röhren von Chironomiden, im Sublitoral auch lebende Kolonien von

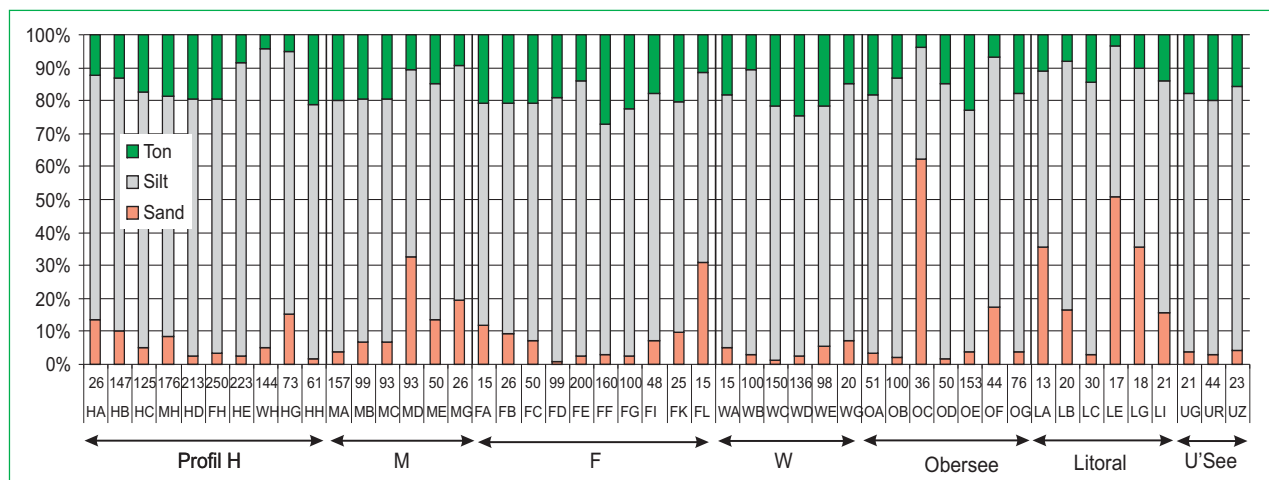


Abb. 9: Korngrößenverteilung der Oberflächensedimente an den Stationen der Horizontalkampagne. Auf der x-Achse sind die Probenstationen und die zugehörigen Wassertiefen angegeben.

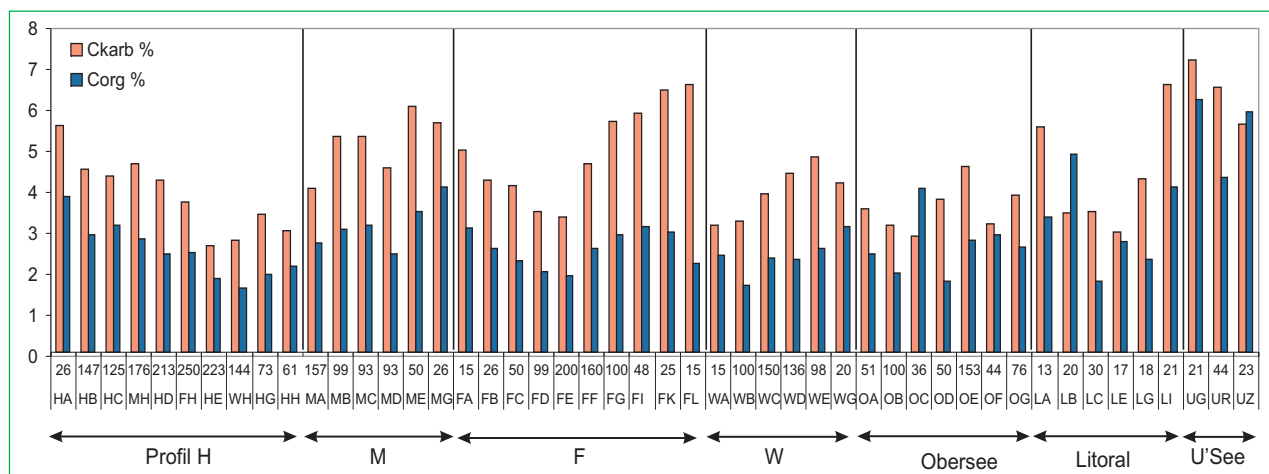


Abb. 10: Die organisch und karbonatisch gebundenen Kohlenstoffe zeigen Gradienten mit niedrigen Werten in tieferen Seeteilen und den höchsten Werten am Südufer und im Untersee.

Dreissena oder auch Makrophytenreste zu beobachten (Abb. 8).

Charakteristische Ergebnisse

Durchgängig wurden teilweise schwach sandige, tonige Silte beprobt; nur an wenigen Stellen im Sublitoral erreichte der Sandgehalt bis 60 % der Gesamtfraktion (in der Nähe der Mündung von Argen und Altem Rhein, Station OC bzw. OF, Abb. 9). Dementsprechend variiert das Maximum der Kornverteilung – statistisch als „Mode“ (englisch) bezeichnet – zwischen 3,6 µm und 180 µm.

Die Konzentrationen von Gesamtstickstoff und organischem sowie karbonatisch gebundenem Kohlenstoff (N_{ges} , C_{org} bzw. C_{karb}) im Oberflächensediment zeigen einen deutlichen Gradienten von niedrigen Werten an der Rheinmündung zu den höchsten Werten im Untersee und am Südufer des Obersees (Abb. 10). Die maximalen Konzentrationen von 6 bis 7 % C_{karb} entsprechen einem Gesamtkarbonatgehalt von ca. 40 bis 50 %, was wiederum bedeutet, dass auch an den autochthonen Stellen fern jeglicher direkter Zuflüsse mindestens 40 % des Sedimentes von flussbürtigen Schwebstoffen

stammt. Auch bei vergleichbaren Karbonatgehalten am Obersee-Südufer und im Untersee hat der mesotrophe Untersee allerdings bis 6 % organischen Kohlenstoff (entsprechend etwa 12 % organischer Materie). Die C_{org}/N -Verhältnisse als Hinweis auf die primäre Quelle des organischen Kohlenstoffes wiederum variieren zwischen ca. 18 an der Rheinmündung und 8 bis 9 in weiter entfernten Gebieten. Obersee-Südufer und Untersee unterscheiden sich nicht wesentlich.

Das oben beschriebene Bild zeigt sich grundsätzlich auch in der Mineralogie (Abb. 11): In Gebieten mit autochthoner Sedimentation hat Kalzit die höchsten Intensitäten und die allochthonen Minerale nehmen ab. Bemerkenswert ist wiederum der Untersee: Hier dominieren die Kalzit-Intensitäten das Röntgenspektrum derart, dass 80 bis 90 % der gesamten gezählten Counts zum Kalzit-Peak gehören. Das steht im Widerspruch zu den 6 bis 7 % karbonatisch gebundenem Kohlenstoff, die einen Karbonatgehalt von etwa 40 bis 50 % repräsentieren.

Offenbar werden die Signale der allochthonen Minerale im Untersee stark gedämpft, wodurch die Kalzit-Intensitäten ein deutlich karbonatreicheres Sedi-

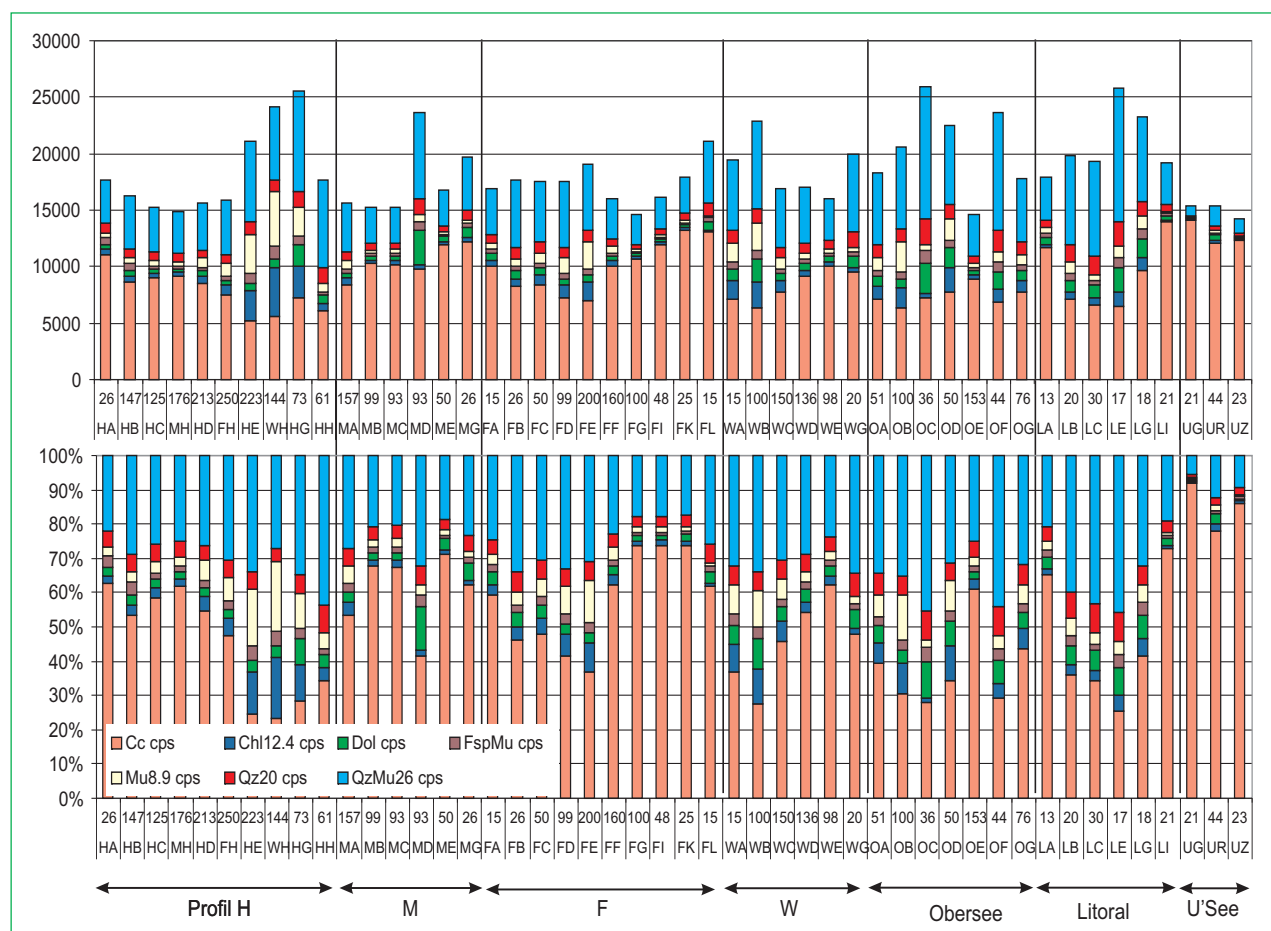


Abb. 11: Absolute (oben, counts per second) und relative Intensitäten (unten, Prozent) der mineralischen Bestandteile der Sedimentoberflächen

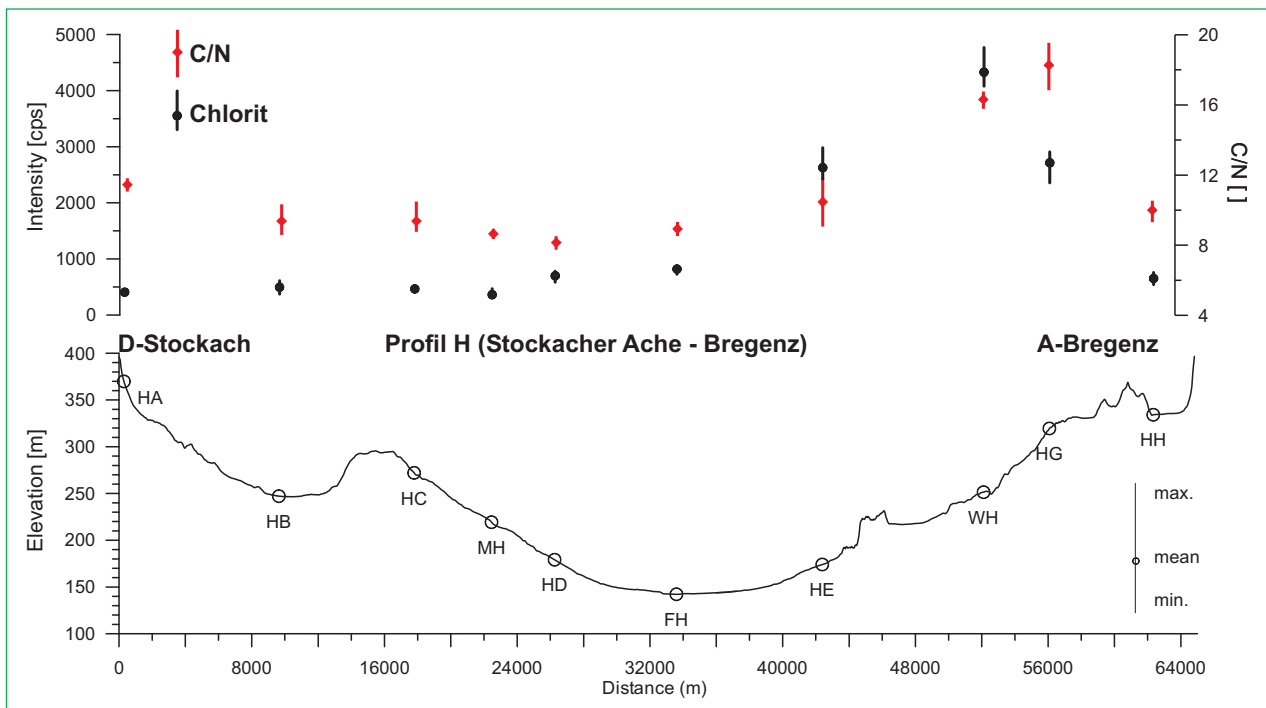


Abb. 12: Längsprofil durch den See: Die Intensitäten des Minerals Chlorit und die C/N-Verhältnisse zeigen deutliche Gradienten entlang der Längsachse des Sees mit hohen Werten an der Rheinmündung.

ment vortäuschen. Deshalb wurde auf die Umrechnung der anderen Minerale in Prozent verzichtet.

Ost-West- und Nord-Süd-Gradienten

Wie lassen sich nun die wesentlichen Gradienten (Abb. 14) charakterisieren? Am Beispiel des Minerals Chlorit erkennt man auf dem Längsprofil (Profil H) sehr deutlich eine Abnahme der Intensitäten mit zunehmender Entfernung von der Rheinmündung

(Abb. 12). Die anderen allochthonen Minerale (Muskowit, Quarz, Feldspat, Dolomit) verhalten sich ähnlich. Eine Ausnahme ist lediglich die Stelle HG direkt an der Rheinmündung: Dort ist offenbar die Transportenergie so hoch, dass die Chloritfraktion kaum sedimentiert.

Westlich des Schnittpunktes von Hauptprofil H mit Profil M (von Meersburg bis Bottighofen) sind die Intensitäten gleich bleibend bei 400 cps bis in den Überlinger See. Am Querprofil F (von Fischbach bis

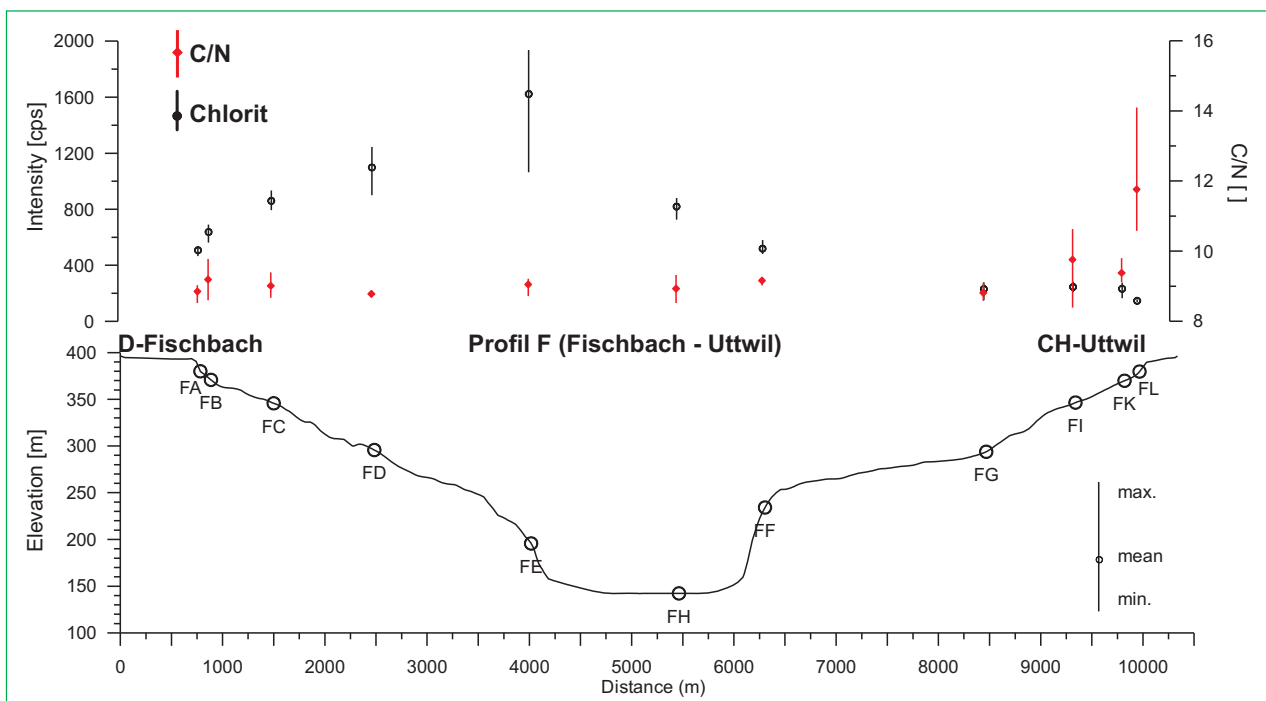


Abb. 13: Das Querprofil F mit den Chlorit-Intensitäten und C/N-Verhältnissen

Uttwil) treten höhere Werte am nördlichen Hang auf, zur Seemitte und zum Nordufer nehmen sie deutlich ab (Abb. 13). Am schweizerischen Ufer vor Uttwil oder Bottighofen (Profil M) erreichen die Chlorit-Intensitäten lediglich 200 cps. Einzige Ausnahme auf dem Profil sind die Stationen MC und besonders MD. In diesem Areal sind bis in die siebziger Jahre „Sedimentumlagerungen“ vorgenommen worden.

Seit Mitte der neunziger Jahre wird in einiger Entfernung vor Bottighofen und seit 2005 am Konstanzer Hörnle Baggergut aus Hafenanlagen verbracht. Es ist somit unklar, ob die Auffälligkeiten an der Station MD noch von den alten Sedimenteinträgen herrühren oder eventuell eine Fernwirkung der schweizerischen Verbringungen vor Bottighofen sind.

Ein Wert zwischen 200 und 400 cps stellt den „Hintergrundwert“ für die Areale dar, die nicht deutlich vom Rhein beeinflusst werden. Ein ganz ähnliches Bild zeigen auch die C_{org}/N -Verhältnisse (Abb. 12, 13) oder die Korngrößen. Hohe C/N-Verhältnisse über 12 finden sich in Nähe der Rheinmündung und fallen auf einen Hintergrundwert um 8 bis 9 in Gebieten mit vorrangig autochthoner Sedimentation ab.

Die Sedimentprovinzen im Bodensee

Grundlage für die Abgrenzung von Sedimentprovinzen waren die Ergebnisse der Oberflächensedimente (Probe 0 bis 1 cm). Diese Proben repräsentieren, über den See verteilt, unterschiedliche Zeitintervalle (s. Kapitel Material und Methoden). Ergänzt wurden diese Ergebnisse von den datierten Sedimentkernen dieser Studie (Kapitel Sedimentkerne) und älteren Informationen (Wessels, 1995, 1998, 2001). In demselben Maß, in dem ausgeprägte räumliche Gradienten entlang der Längs- oder Querachsen des Sees vorhanden sind, gibt es zum Teil weite Übergänge zwischen den Sedimentprovinzen. Die Abgrenzungen zwischen den einzelnen Provinzen sind darum unscharf.

Berücksichtigt man zusätzlich die zeitlichen Veränderungen (also z. B. unterschiedlich starke Hochwasser einzelner Flüsse oder die allmähliche bzw. plötzliche Verlagerung von Ablagerungsräumen), wird deutlich, dass die Sedimentprovinzen nur eine grobe Vereinfachung sein können. So ist es mit den in der Sedimentologie erhobenen Daten nicht möglich, für eine „Sedimentprovinz Allochthon-Alpenrhein“ die Beiträge anderer Flüsse bzw. deren Ablagerungsgebiet zu beschreiben oder sinnvoll räum-

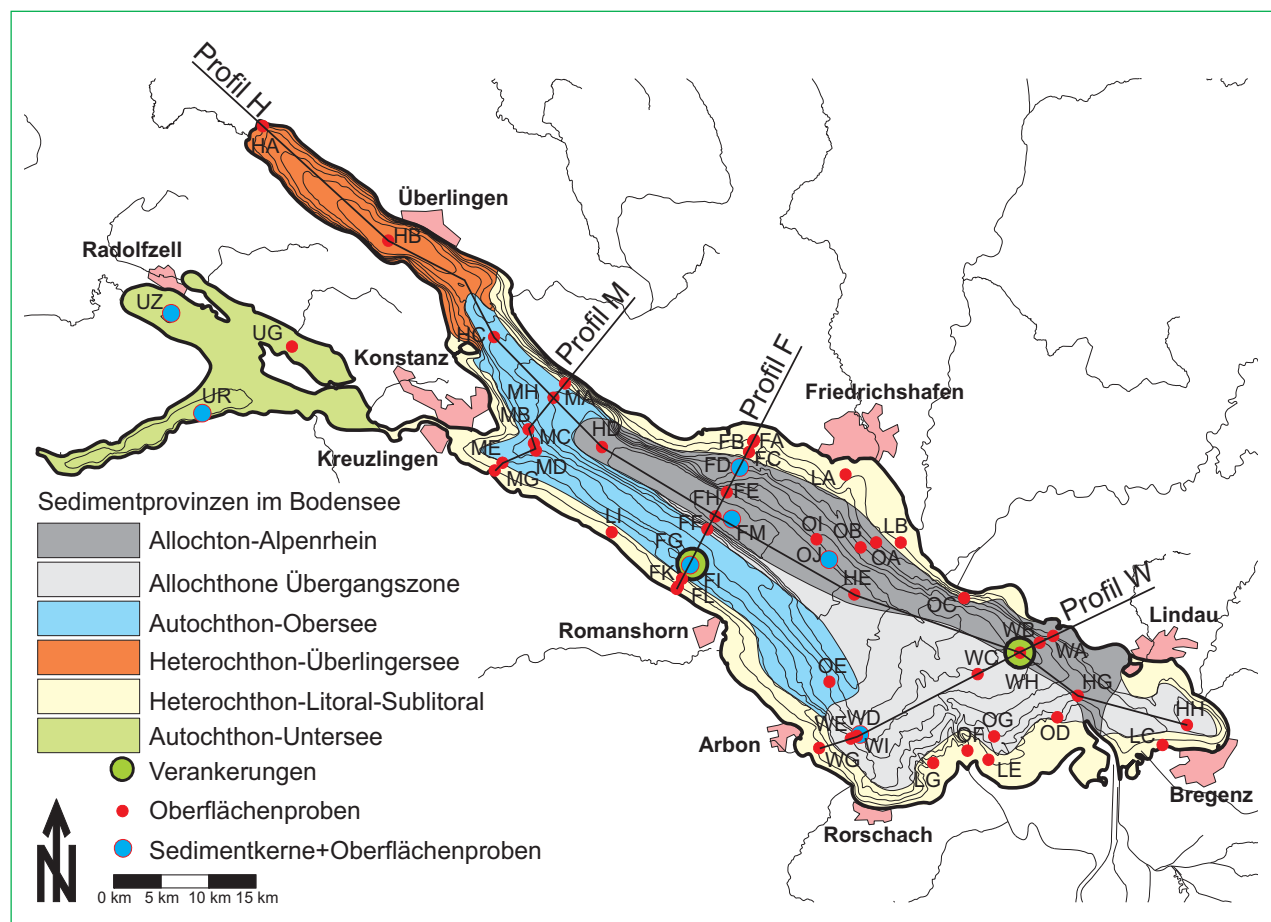


Abb. 14: Sedimentprovinzen im Bodensee

lich abzugrenzen. Die mit Schwebstoffen beladenen kleineren Zuflüsse vermischen sich in einiger Entfernung von der Mündung mit dem Seewasser (bzw. der Rheinfahne). Da der Rhein der bei weitem dominante Zufluss ist, wurde die Sedimentprovinz entsprechend benannt, obwohl sicher auch Anteile von Bregenzer Ache, Argen und Schussen zur Sedimentation beitragen. Ähnliche Einschränkungen hinsichtlich der Abgrenzbarkeit gelten auch für die anderen Sedimentprovinzen.

Eine **Sedimentprovinz Allochthon-Alpenrhein** lässt sich in erster Linie auf der Basis der Chlorit-Intensitäten abgrenzen (Abb. 12, 13, 14). Chlorit ist hierfür der am besten geeignete Parameter, da andere allochthone Minerale wie Quarz und Dolomit oder auch Korngrößen und C_{org}/N -Verhältnisse in der Nähe des Ufers bzw. anderer Flussmündungen lokale Muster zeigen. Die Korngrößen nehmen von der Rheinmündung entlang der Längsachse ab, ebenso verhält es sich mit den Sedimentationsraten und der Schichtdicke einzelner identifizierbarer Hochwasserlagen. Die Sedimente haben in der Regel eine graue bis dunkelgraue Eigenfarbe und sind ungestört. Diese Sedimentprovinz ist in erster Linie für den Ost-West-Gradienten vieler in dieser Studie unter-

suchter Parameter im gesamten Obersee verantwortlich. Die Schwebstofffahne des Alpenrheins ist mündungsnah entlang des Nordufers recht eng fokussiert und fächert sich mit zunehmender Entfernung von der Flussmündung auf (Abb. 11, 12, 13).

In einer anderen detaillierten Untersuchung wurde gezeigt, dass es vor Nonnenhorn bereits auf einer Strecke von wenigen hundert Metern senkrecht zum Ufer zu massiven Veränderungen bei den Akkumulationsraten kommt (Wessels, 2001).

In die **Sedimentprovinz Allochthone Übergangszone** fallen weite Areale im östlichen Obersee mit einer Dominanz von Bregenzer Ache, Altem Rhein und Neuem Rhein, mit einem Übergang zur allochthonen Sedimentation. Die jeweiligen Beiträge der einzelnen Flüsse lassen sich nicht beziffern. Die Sedimente sind fein-laminiert bis grob geschichtet, das Farbspektrum reicht von einzelnen weißlichen Kalzitlagen, braunen Schichten der kleineren Zuflüsse bis relativ geringmächtigen Hochwasserlagen des Alpenrheins. An sehr steilen Kernpositionen fand sich in den Kernen häufig ein inkonsistenter Sementaufbau, was auf gelegentliche, hangabwärts gerichtete Massenbewegungen schließen lässt.



Der allochthone Eintrag an der Schussenmündung ist nach einem kräftigen Hochwasser nicht zu übersehen.

Die **Sedimentprovinz Heterochthon-Litoral-Sublitoral** ist durch grobe bis feine Korngrößen, relativ hohe Quarzgehalte und erhöhte C_{org}/N -Verhältnisse gekennzeichnet. Sedimentstrukturen und Schichtung sind nur ansatzweise vorhanden. In Abhängigkeit von der Wassertiefe findet man gelegentlich Schalenreste oder auch Makrophytenreste, das Farbspektrum reicht von schwarz (Pigmentierung durch Eisensulfide) bis gelblichgrau (litorale Sande).

Diese Charakteristika beruhen im Wesentlichen auf Umlagerungsprozessen in der Flachwasserzone und dem seewärtigen Transport von resuspendiertem mineralischem und organischem Material aus der Flachwasserzone. Aus den Profilen F und M lässt sich ableiten, dass der Transport aus der Flachwasserzone etwa 1 bis 2 km in den See hinein erfolgt.

Sedimentprovinz Autochthon-Obersee: Autochthone Sedimentation, die nicht von Zuflüssen oder dem Austrag aus der Flachwasserzone bestimmt wird, findet sich vor allem am Südufer des Obersees in einiger Entfernung vom Ufer. Die Sedimentationsraten sind niedrig und das Sediment entsprechend feinkörnig und in der Regel nicht geschichtet. Aus den Konzentrationen von organischem und karbonatisch gebundenem Kohlenstoff errechnen sich bis maximal 50 % autochthone Sedimentbestandteile, was im Umkehrschluss bedeutet, dass auch in diesem Ablagerungsraum die Sedimente zu mindestens 50 % aus allochthonen Schwebstoffkomponenten bestehen (Abb. 15).

Unter einer bräunlichen, oxidierten Oberfläche ist das Sediment in wenigen Zentimetern Kerntiefe schwarz pigmentiert. Das Sediment ist meistens ungestört, lediglich am Konstanzer Trichter wird gele-

gentlich ein gestörter Sedimentaufbau aufgrund früherer Verbringungsmaßnahmen beobachtet.

Sedimentprovinz Autochthon-Untersee: Der Untersee wird hier wegen seiner geringen Wassertiefe, relativ großen und nah liegenden Uferanteilen und den geringen allochthonen Zuflüssen als eigene Sedimentprovinz gewertet. Die Sedimentcharakteristik entspricht von der Zusammensetzung im Großen und Ganzen der autochthonen Provinz, wesentlicher Unterschied sind jedoch die deutlich höheren Materialeinträge aus dem Litoral, die zu höheren Akkumulationsraten und größeren mittleren Korngrößen führen (siehe Kapitel Seegeschehen im Jahresverlauf). Die schwarz pigmentierten Eisensulfide reichen meistens bis an die Sedimentoberfläche.

Sedimentprovinz Heterochthon-Überlinger See:

See: Die Sedimente im Überlinger See nehmen eine Sonderstellung ein. Ein relativ geringer flussbürtiger allochthoner Stoffeintrag und demzufolge eine dem Obersee-Südufer vergleichbare autochthone Sedimentabfolge wird aufgrund der steilen, vergleichsweise nahe gelegenen Ufer häufiger gestört. Hangrutschungen und Eintrag von resuspendiertem Material aus dem Litoral unterbrechen den ungestörten Sedimentaufbau.

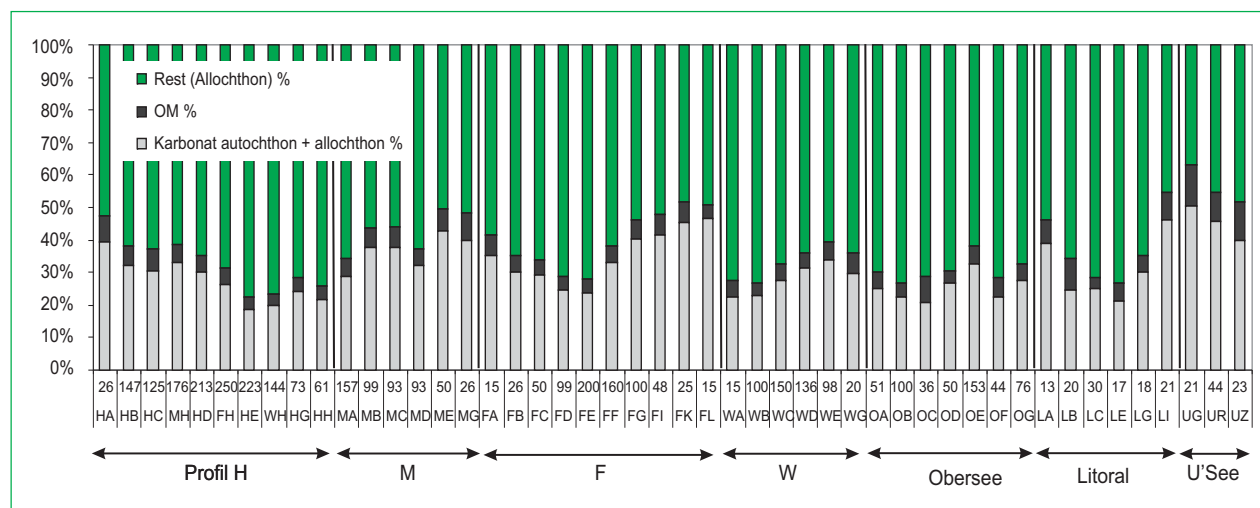


Abb. 15: Anteile von Organischer Materie (OM), Karbonat und Silikaten in den Oberflächensedimenten. Auch am Obersee-Südufer und im Untersee besteht das Sediment zu mindestens 50 % aus allochthonen Silikaten.



Eine Sedimentprobe wird im Labor schichtweise abgetragen und untersucht.

Chemisch analysierte Stoffgruppen

Die Sedimentoberflächen von 48 verschiedenen Stellen wurden auf bis zu 190 chemische Parameter untersucht. Eine akut toxische Wirkung ist aufgrund der gefundenen Konzentrationen organischer Schadstoffe nicht zu erwarten, auch für Schwermetalle werden keine gravierenden ökotoxikologischen Effekte in den Bodensee-Sedimenten prognostiziert.

Die chemische Analytik der Sedimente konzentrierte sich 2004 auf die Oberflächenschichten 0 bis 1 cm. Es wurden 48 Stellen beprobt und auf bis zu 190 chemische Einzelparameter aus 15 analytischen Gruppen untersucht. Tabelle 2 (Kapitel Methoden) gibt eine Übersicht der analysierten Stoffgruppen. Die Auswahl der Stoffe erfolgte nach der Verfügbarkeit von Analysemethoden, nach dem potentiellen Vorkommen einer Stoffgruppe im Umweltkompartiment Sediment und auf Grund von Vorkenntnissen aus verschiedenen vorangegangenen Untersuchungen. Beispielsweise sind die heute eingesetzten Pflanzenschutzmittel (Triazine, Phenylharnstoffe etc.) auf Grund von eigenen Voruntersuchungen zwar in der Wasserphase, aber nicht im Sediment nachzuweisen und wurden daher in der vorliegenden Untersuchung ausgeklammert. Näheres zu den einzelnen Stoffgruppen ist in den folgenden Abschnitten ausgeführt.

Organische Stoffe

Eine Übersicht der in den Oberflächensedimenten gefundenen Einzelverbindungen organischer Stoffe gibt Tabelle 4. In der Tabelle sind nur Stoffe aufgeführt, bei denen mindestens ein Ergebnis über der analytischen Bestimmungsgrenze liegt. Zum Vergleich sind Qualitätsnormen bzw. Richtwerte aus internationalen Normen angegeben, sofern diese für das Umweltkompartiment Sediment oder gegebenenfalls als Orientierung für die Schwebstoffphase verfügbar sind. Die Oslo-Paris-Kommission zum Schutz des Nordost-Atlantik (OSPAR) gibt aufgrund von ökotoxikologischen Studien einen Konzentrationsbereich für Schadstoffe in Sedimenten an (sog. „EAC Ecotoxicological Assessment Criteria“ – im Folgenden ökotoxikologische Bewertungskriterien genannt), bei dessen Überschreitung

Stoffgruppe	Stoffbezeichnung	BG µg/kg	N N≥BG	Mittelwert µg/kg	Max µg/kg	WRRL Prior. QN µg/kg	OSPAR EAC µg/kg
Halogenbenzole	Pentabrombenzol	0,1	23 9	0,08	0,5		
	Pentabromtoluol	0,1	23 6	0,11	1,0		
	1,2,4,5-Tetrabrombenzol	0,1	23 15	0,42	2,0		
	Hexabrombenzol	0,1	23 12	0,46	1,8		
Halogenphenole	2,4-Dibromphenol	0,1	23 21	0,21	0,6		
	2,4,6-Tribromphenol	0,1	23 22	1,59	5,3		
Organozinn- Verbindungen	Triphenylzinn	20,0	23 1		23,0	20	
	Tributylzinn	20,0	23 1		26,0	P	0,05
PAH	Anthracen	5,0	43 10	3,84	16,1	P	500
	Acenaphthen	65,0	43 4		121,0		
	Benzo(k)fluoranthren	10,0	43 30	20,0	124,0	P	
	Benzo(a)anthracen	15,0	43 35	26,5	88,6		1000
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	50,0	43 6	26,9	428,0	P	
	Benzo(a)pyren	13,0	43 30	30,8	138,0	P	1000
	Chrysen	15,0	43 34	32,9	102,0		1000
	Benzo(ghi)perylene	15,0	43 30	34,5	260,0	P	
	Benzo(b)fluoranthren	8,0	43 40	46,6	331,0	P	
	Phenanthren	45,0	43 28	48,2	116,0		1000
	Pyren	40,0	43 34	70,6	191,0		500
	Fluoranthren	35,0	43 38	79,5	220,0	P	5000
PBDE	BDE180	0,4	23 1		0,4		
	BDE154	0,1	23 8	0,11	0,4		
	BDE153	0,1	23 11	0,16	0,5		
	BDE100	0,1	23 20	0,39	1,3	P	
	BDE28	0,1	23 23	0,75	6,0		
	BDE99	0,1	23 23	1,27	3,5	P	
	BDE47	0,1	23 23	4,65	46,7		
PCB	PCB-28	0,2	43 16	0,20	1,1	20	10 als Σ
	PCB-52	0,2	43 26	0,27	1,0	20	
	PCB-101	0,2	43 41	0,74	1,8	20	
	PCB-180	0,2	43 42	0,74	2,1	20	
	PCB-153	0,2	43 43	1,34	3,0	20	
	PCB-138	0,2	43 43	1,42	3,1	20	
Phenol. Desinfek- tionsmittel	Triclosan	0,1	23 23	19,4	64,4		
Phenol. Xenoestrogene	Bisphenol A	0,1	23 23	29,5	75,1		
	Octylphenol	0,1	23 23	29,6	198,0	P	
	Nonylphenol	0,1	23 23	139,0	553,0	P	
	Butylphenol	0,1	23 23	174,0	640,0		
	Butylhydroxytoluol	0,1	23 23	933,0	3698,0		
Phthalate	Benzylbutylphthalat	1,0	23 23	53,1	172,0		
	Diethylphthalat	1,0	23 23	93,3	478,0		
	Di-isobutylphthalat	1,0	23 23	345,0	1102,0		
	Di-n-butylphthalat	1,0	23 23	639,0	2332,0		
	Di(ethylhexyl)phthalat	1,0	23 23	2899,0	12972,0	P	
Sonstige Polymer- komponenten	Tetrabrombisphenol A	0,1	23 23	1,39	5,3		
	Terephthalsäure	1,0	23 23	473,0	1534,0		
	4-Hydroxybenzoesäure	1,0	23 23	476,0	1226,0		

Tab. 4: Konzentration organischer Stoffe in Oberflächensedimenten 0 bis 1 cm im Vergleich mit Qualitätsnormen; angegeben sind nur Stoffe mit mindestens einem Befund über der Bestimmungsgrenze (BG).

PAH: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe, PBDE: Polybromierte Diphenylether, PCB: Polychlorierte Biphenyle; N: Zahl der Proben, N≥BG: Zahl der Proben größer oder gleich der BG; Name fett: mehr als 90 % der Konzentration ≥ BG; P: prioritärer Stoff nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL); QN: Qualitätsnorm WRRL für Schwebstoffe; EAC: „Ecotoxicological Assessment Criteria“ (oberer Wert) von OSPAR

ein Risiko für die Umwelt signalisiert wird. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie gibt Qualitätsziele für Oberflächengewässer an. Bei wenigen Stoffen ist die Konzentration auf Schwebstoffe bezogen. In der Tabelle ist zusätzlich angegeben, ob ein Stoff nach Einstufung der EU prioritär ist, das heißt aufgrund von Toxikologie, Persistenz oder Bioakkumulation eine signifikante Gefahr für das aquatische Ökosystem und den Menschen darstellt und daher Maßnahmen zur schrittweisen Verringerung von Emissionen oder sogar eine Beendigung des Eintrags notwendig sind.

Pharmazeutika und **Duftstoffe** wurden in keiner der untersuchten Proben nachgewiesen. Es wurden solche Arzneimittelwirkstoffe bzw. -metabolite ausgewählt, die bei einer deutschlandweiten Übersichtsuntersuchung in Schwebstoffen bzw. Sedimenten nachgewiesen wurden. Stoffe aus der gleichen analytischen Gruppe wurden mit ins Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die untersuchten Pharmazeutika entstammen so wichtigen therapeutischen Gruppen wie Analgetika (Phenazon), Antibiotika (Chloramphenicol, Sulfamethoxazol, Tetracyclin), Betablocker (Metoprolol, Atenolol) oder Bronchospasmolytika (Clenbuterol). Duftstoffe finden als Zusatz bei vielen Produkten des täglichen Gebrauchs Anwendung. Es wurden 3 Einzelverbindungen untersucht.

Für die als Flammenschutzmittel eingesetzten **Trialkylphosphate** gibt es in den Chromatogrammen Hinweise auf ein Vorkommen im niedrigen Spurenbereich. Allerdings lag die Konzentration in keiner Sedimentprobe über der Bestimmungsgrenze.

Von den **Organozinnverbindungen** wurden nur Triphenylzinn (TPT) und Tributylzinn (TBT) in jeweils einer Probe gefunden. Diese als Antifouling-Schutzanstriche für Schiffe verwendeten Stoffe sind ökotoxikologisch bedenklich. So gibt die OSPAR-Kommission ein Bewertungskriterium für Tributylzinn von 0,05 µg/kg an, ab dem ein ökotoxikologisches Risiko nicht ausgeschlossen werden kann. In einer Probe waren die Bestimmungsgrenze und der OSPAR-Wert überschritten, in den restlichen Proben konnte TBT aber nicht nachgewiesen werden. Der Einzelfund kann u. U. auch auf eine Sedimentumlagerung zurückzuführen sein. In älteren Sedimentschichten der 1970er und 1980er Jahre wurden die Organozinnverbindungen noch häufig und in höheren Konzentrationen nachgewiesen (s. Kap. Sedimentkerne). Inzwischen ist seeweit eine deutliche Verbesserung eingetreten.

Die Gruppe der **chlorierten Verbindungen** hat durch eine Vielzahl von verschiedenen Anwendun-

gen beispielsweise als Pestizide, Lösungsmittel oder in Kunststoffen eine weite Verbreitung in der Umwelt gefunden. Wegen ihrer Toxizität und hohen Resistenz gegen biotischen und abiotischen Abbau sind diese Verbindungen eine Gefahr für die Umwelt. Die jüngste Sedimentschicht des Bodensees ist bei einer Bestimmungsgrenze von jeweils 2 µg/kg nicht mehr mit chlorierten Verbindungen wie Hexachlorbenzol, alpha-HCH, beta-HCH, Lindan, DDT, DDE etc. belastet. Im Vergleich mit früheren Untersuchungen (GB 20) und mit Sedimentkernen (Kap. Sedimentkerne) zeigt sich, dass diese Stoffe seit ihrem zeitlichen Maximum in den 1960er bis 1970er Jahren deutlich abgenommen haben.

Die **Polychlorierten Biphenyle** (PCBs) gehören ebenfalls zur Gruppe der chlorierten Verbindungen. Diese billig herzustellenden Stoffe hatten wegen ihrer technisch vorteilhaften Eigenschaften ein breites Anwendungsspektrum z. B. in Transformatoren, Hydraulikölen oder Kondensatoren gefunden. Obwohl seit 1978 verboten, sind die PCBs in den Oberflächensedimenten noch nachweisbar.

Allerdings ist hier eine besonders nachweisempfindliche Analysemethode zum Einsatz gekommen, um die geringen Konzentrationen zwischen 1 und 11 µg/kg (Summe der 6 Kongeneren nach Tab. 4) noch nachweisen zu können. Damit zeigt sich ein deutlicher Rückgang auf durchschnittlich 6 % der höchsten Gehalte in den Sedimentkernen (Kap. Se-

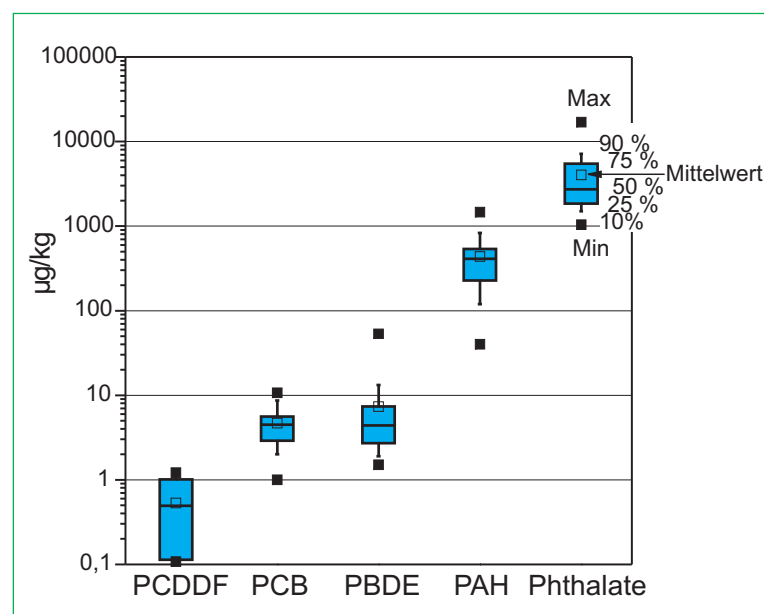


Abb. 16: Box-Whisker-Plots (Minimum, 10 %-il, 25 %-il, 50 %-il, Mittelwert, 75 %-il, 90 %-il, Maximum) wichtiger organischer Stoffgruppen, jeweils Summe der Einzelverbindungen in den Oberflächensedimenten 2004 (Ausnahme: die PC-Dioxine und -Furane wurden im Jahr 2005 in Kernen bestimmt, angegeben ist hier die Konzentration der obersten Schicht). Abkürzungen siehe Tab. 4.

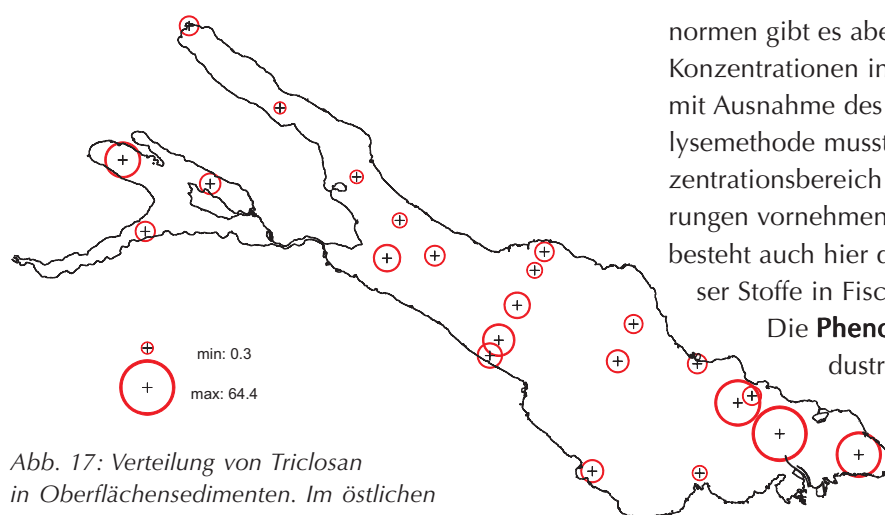


Abb. 17: Verteilung von Triclosan in Oberflächensedimenten. Im östlichen Obersee werden trotz sehr hoher Akkumulationsraten die höchsten Konzentrationen im Sediment gefunden.

dimentkerne), deren zeitliches Maximum Anfang der 1970er Jahre lag. Die OSPAR-Kommission gibt 10 µg/kg als Bewertungskriterium an, was nur von 2 Proben knapp überschritten wird. Kritisch zu sehen sind PCBs aufgrund ihrer lipophilen Eigenschaften noch in anderer Hinsicht: Eine Studie von PCBs in Fischen aus dem Bodensee und 8 baden-württembergischen Seen hat ergeben, dass Fische als Endglieder der Nahrungskette die PCBs in ihrem Fettgewebe anreichern und hier fast 20 mal höhere Konzentrationen erreichen als in den jeweiligen Sedimenten (Hetzenauer, 2002).

Aus der Gruppe der **Halogenbenzole und Halogenphenole** wurden nur die jeweiligen Bromverbindungen nachgewiesen und nicht die Chlorverbindungen. Hexabrombenzol und Pentabromtoluol werden als Additive Materialien wie z. B. Kunststoffen zugesetzt, um damit eine flammerschützende Wirkung zu erzielen. 2,4-Dibromphenol und 2,4,6-Tribromphenol werden als Flamm-schuttmittel eingesetzt, welche chemisch an die jeweiligen Polymerketten gebunden werden (sogenanntes endcapping).

Bei den **Polybromierten Diphenylethern** (PBDE) handelt es sich um Flamm-schuttmittel, die eine Gruppe von 209 Kongeneren mit unterschiedlichem Bromierungsgrad umfassen. In den Sedimentproben findet sich weitgehend die technisch eingesetzte Mischung, die hauptsächlich aus den Kongeneren BDE-47, BDE-99 und BDE-100 besteht. Die PBDEs werden von der EU als prioritäre Stoffe geführt, Qualitäts-

normen gibt es aber nur für die Wasserphase. Die Konzentrationen in den Bodensee-Sedimenten sind mit Ausnahme des BDE-47 relativ gering – die Analysemethode musste optimiert werden, um im Konzentrationsbereich unter 1 µg/kg noch Quantifizierungen vornehmen zu können. Wie bei den PCBs besteht auch hier die Gefahr der Anreicherung dieser Stoffe in Fischen.

Die **Phenolischen Xenoestrogene** sind Industriechemikalien mit Wirkung auf das endokrine System von Menschen und Tieren. Dieser Gruppe kommt daher besondere Relevanz bei der Umweltüberwachung zu. Der Einsatz dieser Ver-

bindungsklasse reicht von Polymerbestandteilen (Bisphenol A) über Stabilisatoren und Antioxidantien (Butylphenol, Butylhydroxytoluol) bis zu Tensidkomponenten (Octylphenol, Nonylphenol). Die genannten 5 Verbindungen wurden in allen untersuchten Proben gefunden, wobei die Konzentrationen im Maximum sogar 3,7 mg/kg beim Butylhydroxytoluol erreichten. Die Bewertung dieser Befunde ist schwierig: Zwar ist ein Teil der Stoffe als prioritär eingestuft, Qualitätsnormen gibt es aber nur für die Wasserphase und nicht für die Sedimente. Eine ökotoxikologische Wirkung ist aufgrund der

Stoffbezeichnung	BC ng/kg	N N≥BG	Mittelwert ng/kg	Max ng/kg	TE-Faktoren
2378-TetraCDD	0,05	7 6	0,16	0,28	1,0
123789-HexaCDF	0,1	7 5	0,24	0,51	0,1
12378-PentaCDD	0,1	7 7	1,1	2,5	1,0
123478-HexaCDD	0,1	7 7	1,5	2,9	0,1
1234789-HeptaCDF	0,2	7 7	2,5	4,0	0,01
123678-HexaCDF	0,1	7 7	2,7	6,2	0,1
234678-HexaCDF	0,1	7 7	3,1	5,7	0,1
123789-HexaCDD	0,1	7 7	3,6	6,5	0,1
12378-PentaCDF	0,1	7 7	3,7	8,7	0,05
123478-HexaCDF	0,1	7 7	3,8	8,1	0,1
123678-HexaCDD	0,1	7 7	4,2	10,0	0,1
23478-PentaCDF	0,1	7 7	4,2	10,6	0,5
2378-TetraCDF	0,1	7 7	7,6	22,7	0,1
1234678-HeptaCDF	0,2	7 7	16,0	32,0	0,01
OctaCDF	0,5	7 7	33,0	62,0	0,0001
1234678-HeptaCDD	0,2	7 7	64,0	140,0	0,01
OctaCDD	0,5	7 7	382,0	895,0	0,0001

Tab. 5: Konzentration von Polychlorierten Dioxinen und Furanen in der obersten Schicht der 7 Sedimentkerne (siehe Kap. Sedimentkerne). CDD: chlorierte Dibenzodioxine; CDF: chlorierte Dibenzofurane; N: Zahl der Proben, N ≥ BG: Zahl der Proben größer oder gleich der BG; TE-Faktor: Toxizitätsäquivalent bezogen auf 2378-TetraCDD nach WHO 1997

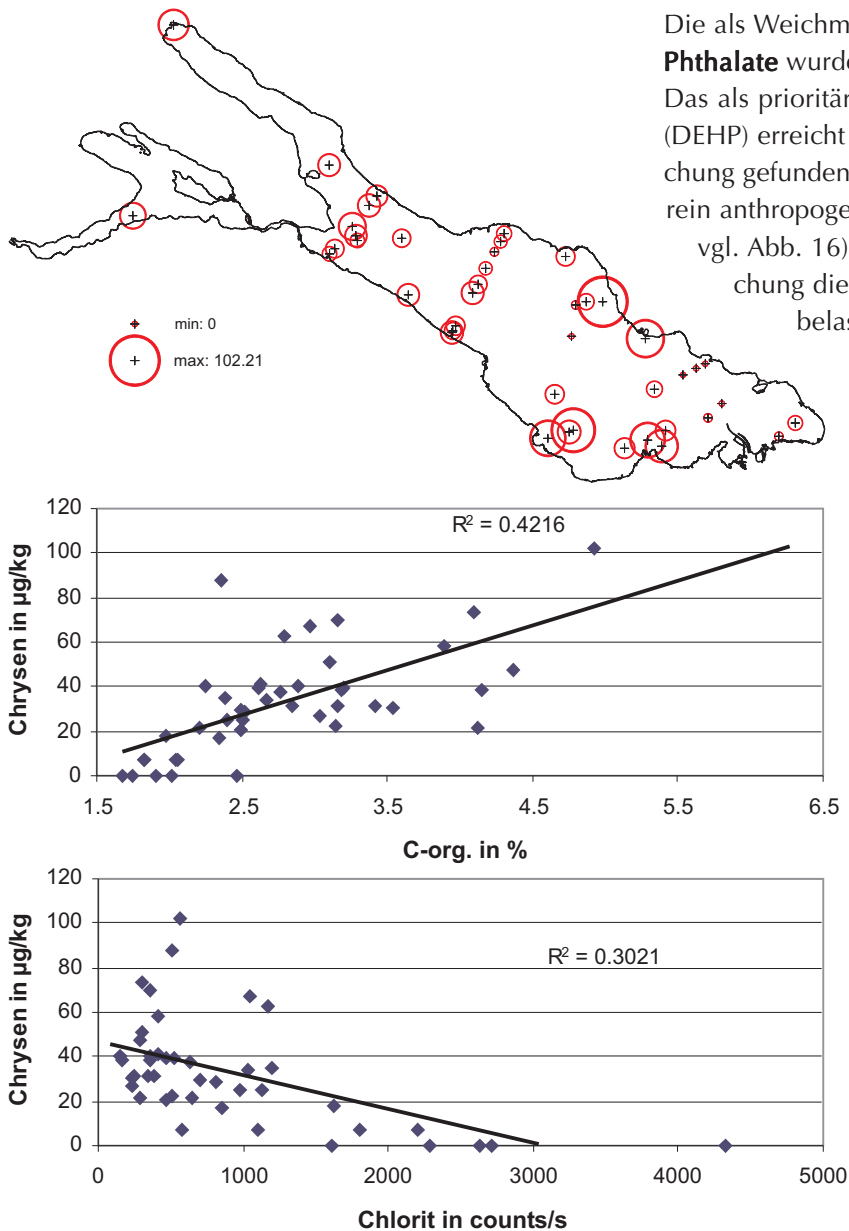


Abb. 18: Verteilung von Chrysen (PAH) in Oberflächensedimenten und Zusammenhang von Chrysen vs. organischem Kohlenstoff und Chrysen vs. Chlorit. Insbesondere vor den Flussmündungen von Argen und Schussen und in der Steinacher bzw. Rorschacher Bucht finden sich höhere Konzentrationen.

Ergebnisse nicht auszuschließen. Hier wäre es angebracht, künftig an einigen stärker belasteten Stellen ökotoxikologische Wirkungstests speziell zur endokrinen Wirkung einzusetzen.

Von den **Phenolischen Desinfektionsmitteln** wurde Triclosan in allen Proben gefunden. Ungewöhnlich ist hier die Verteilung im See, da im östlichen Seeteil – vor Nonnenhorn, vor Lindau und vor der Bregenzer Bucht – die höchsten Konzentrationen gefunden wurden (Abb. 17). Dieser Seeteil ist bei anderen Schadstoffen eher unauffällig – auch weil dort hohe Akkumulationsraten an Feststoffen verdünnend wirken. Die Befunde aus dem östlichen Obersee deuten darum auf einen nicht unerheblichen Eintrag in diesem Gebiet hin.

Die als Weichmacher den Kunststoffen zugesetzten **Phthalate** wurden in allen Proben nachgewiesen. Das als prioritär eingestufte Di(ethylhexyl)phthalat (DEHP) erreicht die im Rahmen dieser Untersuchung gefundenen höchsten Konzentrationen eines rein anthropogenen Stoffes (13 mg/kg im Zellersee, vgl. Abb. 16). Hier sollte in einer Folgeuntersuchung die ökotoxikologische Wirkung an den belasteten Stellen abgeklärt werden.

Die Polycyclischen Aromatischen

Kohlenwasserstoffe (PAH) entstehen bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Viele dieser Stoffe sind von der EU als prioritär eingestuft und auch die OSPAR-Konvention gibt ökotoxikologische Bewertungskriterien für Sedimente an. Gefunden wurden bis zu 12 der untersuchten 15 Einzelverbindungen. Die oberen OSPAR-Grenzen wurden in keinem Fall überschritten.

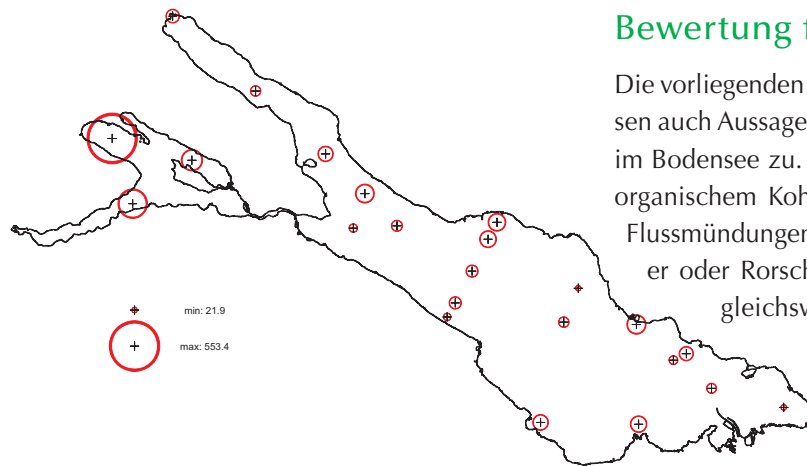
Allerdings ist zu bedenken, dass z. B. Benzo(a)pyren eine cancerogene Wirkung hat. Im Vergleich zur Untersuchung von 1991 (IGKB 20) ist ein Rückgang zu verzeichnen, man findet als Summe nur mehr etwa 40 % der Werte von 1991.

An **sonstigen Polymerkomponenten** wurde Terephthalsäure (Grundverbindung von Polymeren), 4-Hydroxybenzoesäure (Grundverbindung von Stabilisatoren) und Tetrabrombisphenol A (Flammschutzmittel) gefunden.

Die Polychlorierten Dibenzodi-

oxine und -furane wurden nur 2005 in 7 Sedimentkernen untersucht. In Tabelle 5 sind die jeweiligen Konzentrationen in der obersten Schicht (zwischen 0 bis 2,5 und 0 bis 9 cm, entspricht etwa 13 bis 15 Jahren) enthalten. Die niedrigsten Konzentrationen im Bereich von Zehntel ng/kg finden sich beim 2378-Tetrachlordibenzo-Dioxin (2378-TCDD, sog. Seveso-Gift). Die höchsten Konzentrationen erreicht Octachlordibenzo-Dioxin mit 900 ng/kg, welches allerdings 10000-fach weniger toxisch ist als das 2378-TCDD. Die Konzentrationen und toxischen Eigenschaften der anderen Verbindungen liegen zwischen diesen beiden Extremen. Über den in jüngeren Sedimenten erfolgten Rückgang wird im Kapitel Sedimentkerne berichtet.

Bewertung für organische Stoffe



Die vorliegenden Daten zu den Oberflächensedimenten lassen auch Aussagen zur **Verteilung der organischen Stoffe** im Bodensee zu. Diese wird hauptsächlich vom Gehalt an organischem Kohlenstoff bestimmt. Insbesondere vor den Flussmündungen von Argen und Schussen, in der Steinacher oder Rorschacher Bucht sind bei vielen Stoffen vergleichsweise höhere Konzentrationen zu finden (zum Beispiel Chrysen als Vertreter der

PAH in Abb. 18 und Nonylphenol als Vertreter der phenolischen Xenoestrogene in Abb. 19). Bei hohem allochthonem Anteil – durch Chlorit als Vertreter der Tonminerale in Abb. 18 veranschaulicht – sind die Gehalte der organischen Schadstoffe durch Verdünnung geringer. Bei einigen Phthalaten, Alkylphenolen und bromierten Diphenylethern finden sich im Zellersee Konzentrationsmaxima. Dies dürfte an spezifischen Einträgen liegen, die teilweise auch auf Einzelereignisse zurückzuführen sind.

Eine akut toxische Wirkung ist aufgrund der gefundenen Konzentrationen der organischen Schadstoffe nicht zu erwarten. Eine chronische, endokrine oder gentoxische Wirkung einzelner „hot-spots“ ist aber aufgrund der oben genannten kritischen Einzelstoffe nicht auszuschließen und sollte näher untersucht werden.

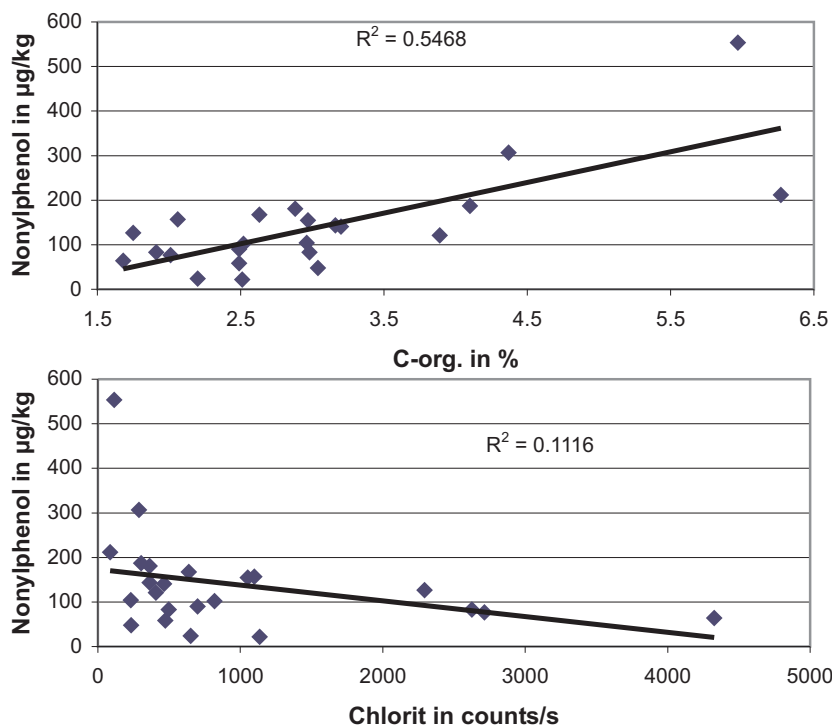


Abb. 19: Verteilung von Nonylphenol in Oberflächensedimenten und Zusammenhang von Nonylphenol vs. organischem Kohlenstoff und Nonylphenol vs. Chlorit. Insbesondere im Zellersee finden sich höhere Konzentrationen.

Anorganische Stoffe

Eine Übersicht zu den in den Oberflächensedimenten gefundenen Elementen gibt Tabelle 6. Zur Anwendung gelangten die ICP- (induktiv gekoppelten Plasma-) Methoden der Elementanalytik, mit denen eine Vielzahl von Metallen bzw. Nichtmetallen in einem großen Konzentrationsbereich parallel bestimmbar sind. Die Sedimentproben wurden mit Königswasser aufgeschlossen. Die Auswertung von 48 Oberflächenproben (0 bis 1 cm) aus dem Jahr 2004 ergibt mittlere Konzentrationen von 0,1 mg/kg bei Quecksilber bis knapp 200 g/kg bei Calcium (Tab. 6).



Aufarbeitung von Sedimentproben im Labor

Element	Einheit	BG	N N≥BG	Min	25%-il	50%-il	Mittelwert	75%-il	Max	EAC OSPAR	QN WRRL
Al (Aluminium)	g/kg	1	48 48	6	13	17	16	20	24		
As (Arsen)	mg/kg	1	48 48	4	16	19	20	26	43		40
Ba (Barium)	mg/kg	0,3	48 48	47	91	117	113	138	168		
Ca (Calcium)	g/kg	0,05	48 48	104	145	178	181	220	282		
Cd (Cadmium)	mg/kg	0,1	48 31	0,1	0,1	0,60	0,41	0,60	0,60	1	
Co (Cobalt)	mg/kg	0,1	48 48	1,8	7,2	10,5	9,5	12,0	21,6		
Cr (Chrom)	mg/kg	0,2	48 48	13	26	32	31	36	55	640	
Cu (Kupfer)	mg/kg	0,2	48 48	16	26	32	30	34	59	50	160
Fe (Eisen)	g/kg	0,01	48 48	5	15	20	19	23	35		
Hg (Quecksilber)	mg/kg	0,02	48 36	0,02	0,05	0,06	0,09	0,12	0,48	0,5	
K (Kalium)	g/kg	0,05	48 48	1,8	3,0	4,0	3,9	4,7	5,9		
Li (Lithium)	mg/kg	0,5	48 48	7	20	28	29	38	62		
Mg (Magnesium)	g/kg	0,05	48 48	4	9	10	11	13	20		
Mn (Mangan)	g/kg	0,01	48 48	0,20	0,60	0,90	1,47	1,93	5,40		
Mo (Molybdän)	mg/kg	0,3	48 48	0,6	0,6	1,2	1,1	1,2	2,4		
Ni (Nickel)	mg/kg	0,2	48 48	12	27	35	34	42	71	50	
P (Phosphor)	g/kg	0,05	48 48	0,48	0,74	0,88	0,88	0,99	1,49		
Pb (Blei)	mg/kg	0,1	48 48	8	18	20	21	22	55	50	
S (Schwefel)	g/kg	0,05	48 48	0,6	0,9	1,0	1,2	1,2	5,9		
Sb (Antimon)	mg/kg	0,2	48 48	0,6	1,2	1,2	1,1	1,2	1,8		
Se (Selen)	mg/kg	1	48 43	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	2,0		
Sn (Zinn)	mg/kg	0,4	48 48	1,2	1,8	1,8	2,0	2,4	4,2		
Sr (Strontium)	mg/kg	0,2	48 48	287	419	463	486	542	754		
Tl (Thallium)	mg/kg	0,1	48 0								
V (Vanadium)	mg/kg	5	48 48	11	25	29	29	34	47		
Zn (Zink)	mg/kg	0,2	48 48	41	76	87	87	95	177	500	800

Tab. 6: Konzentration an Metallen und Nichtmetallen in Oberflächensedimenten im Vergleich mit internationalen Qualitätsnormen. N: Zahl der Proben; N ≥ BG: Zahl der Proben größer oder gleich der BG; EAC: „Ecotoxicological Assessment Criteria“ (oberer Wert) von OSPAR; QN WRRL: Qualitätsnorm der EU-Wasserrahmenrichtlinie für Schwebstoffe

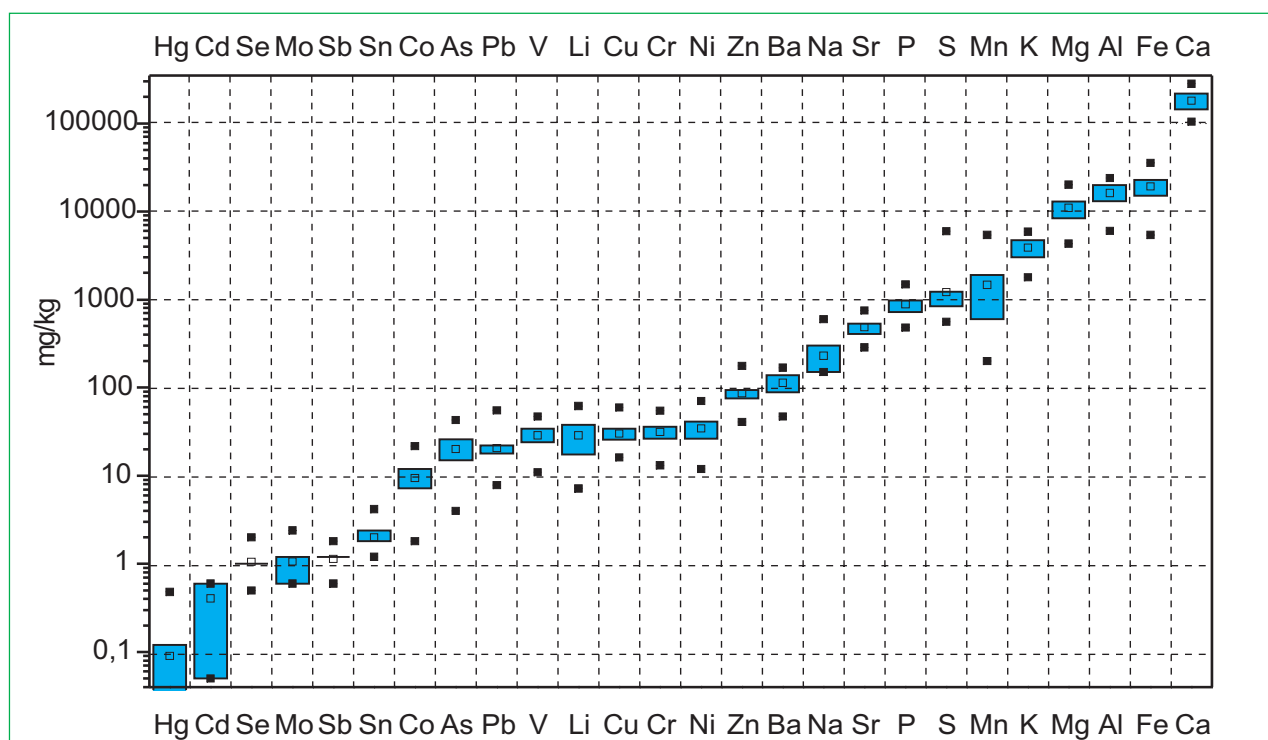


Abb. 20: Box-Plots von Metallen und Nichtmetallen in Oberflächensedimenten. Gefüllte Quadrate: Minimum bzw. Maximum; offenes Quadrat: Mittelwert; Balken und Linien: 10, 25, 50, 75 und 90 %-il

Die Elementzusammensetzung der Bodensee-Sedimente ist zunächst eine Folge von natürlichen Abba-, Verwitterungs-, Transport- und Verteilungsprozessen im Einzugsgebiet und im See selbst, wobei in unterschiedlichem Ausmaß der Einfluss des Menschen zum Tragen kommt. Im Kap. Sedimentkerne ist z. B. dargestellt, wie durch natürliche Prozesse eingetragene Alkali- und Erdalkalielemente (Ca, Mg, Na, K) durch den anthropogen bedingten Prozess der Eutrophierung eine Konzentrierung bzw. Verdünnung in den Sedimenten erfahren haben. Die Gruppe der Schwermetalle spielt auf Grund ihrer toxikologischen Eigenschaften einerseits und ihrer Verwendung in zahlreichen Produkten des täglichen Gebrauchs und Einsatzes in Industrie und Technik andererseits eine besondere Rolle in der Umweltüberwachung. Durch das natürliche Vorkommen in der Erdkruste hat sich in der Umwelt eine geogene Hintergrundkonzentration an Schwermetallen eingestellt. Die Aktivität des Menschen hat zu einem anthropogen bedingten Zusatz an Schwermetallen in der Umwelt geführt. Sedimente mit hohem Feinkornanteil haben ein hohes Akkumulationsvermögen für Schwermetalle und wirken als Stoffsenken.

Zur Unterscheidung der geogenen von der anthropogenen Herkunft der Schwermetalle bietet sich im Bodensee der Vergleich mit sehr alten Sedimenten an, die vor einer maßgeblichen Beeinflussung durch menschliche Aktivitäten entstanden sind. Hierzu wurden 7 m lange Sedimentkerne in der

Friedrichshafener Bucht entnommen, deren tiefste Schichten auf ein Alter von über 5000 Jahren datiert wurden (Wessels, 1995). Der Vergleich mit diesen sehr alten Sedimenten (Abb. 21) zeigt, dass die Konzentrationen der wichtigsten Schwermetalle bis auf wenige Ausnahmen heute wieder nahe bei den natürlichen Hintergrundwerten liegen. Eine Ausnahme stellt Zink dar: ein Metall, das eine breite Anwendung im Bauwesen, im Gewerbe und in der Industrie gefunden hat.

Die Ursachen für die gefundene seeweite Verteilung der Schwermetalle lässt sich anhand von Korrelationen mit den sedimentologischen Parametern prüfen. Dabei ergab sich ein signifikanter Zusammenhang nur mit Karbonat und Aluminium.

Die Konzentration der Metalle V, Cr, Co, Fe, Ni, Li, Cu, Zn, As, Pb und Mn in den Oberflächensedimenten nimmt mit dem Aluminiumgehalt zu (Abb. 22). Aluminium ist u. a. Bestandteil der Aluminosilikate, wie sie im Einzugsgebiet in bestimmten Feldspäten vorkommen. Dies unterstreicht die überwiegend geogene Herkunft der Schwermetalle in den jüngsten Sedimentschichten. Im Kapitel Sedimentkerne ist dargestellt, dass vor 40 bis 50 Jahren die Schwermetallgehalte ihr zeitliches Maximum erreichten, was auf vermehrte anthropogene Einträge in dieser Zeit hindeutet. Ergänzend ist anzumerken, dass mit dem Königswasser-Aufschluss zwar nicht alle aluminiumhaltigen Minerale in Lösung gebracht werden, aber vermutlich werden die für den Transport von Metallen aus dem Einzugsgebiet in

den See entscheidenden aluminiumhaltigen Minerale (zum Beispiel Aluminiumoxide und -hydroxide) erfasst. Mit zunehmendem Karbonatgehalt nehmen die Konzentrationen der Metalle in den Sedimenten ab. Die Verdünnung durch im See entstandenes Karbonat führt insbesondere im Untersee zu relativ niedrigen Konzentrationen. Im Gegensatz zum seeweit normalen Verteilungsmuster der Metalle sind lokale Belastungen durch Ausreißer der Abhängigkeiten von Aluminium und Karbonat zu erkennen, wie in Abb. 22 am Beispiel von Chrom gezeigt. Der Ausreißer stammt hier von einer Probe vor der Steinach.

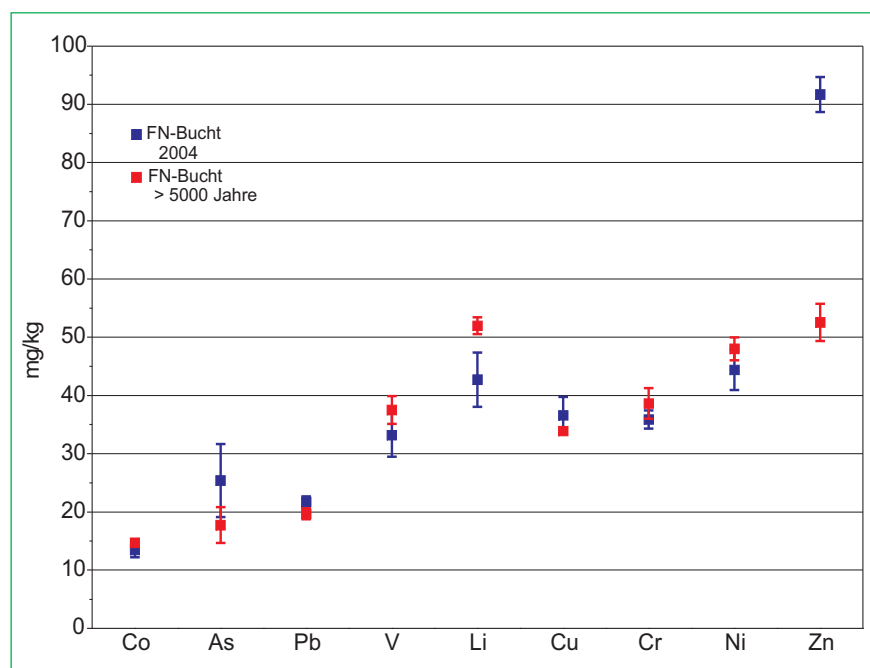
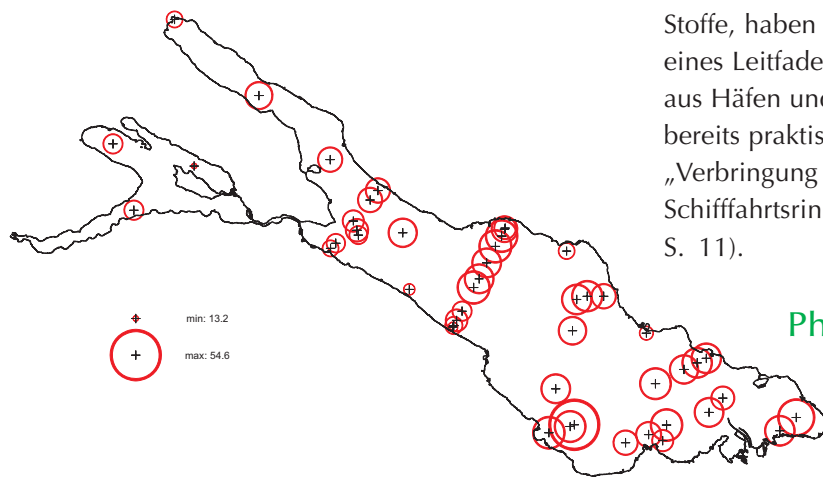


Abb. 21: Aktuelle Metallgehalte in der Friedrichshafener Bucht im Vergleich mit bis zu 5000 Jahre alten Sedimenten aus einem 7 m langen Kern. Dargestellt ist jeweils Mittelwert und Standardabweichung.



Stoffe, haben als Referenzwerte für die Entwicklung eines Leitfadens zur Verbringung von Sedimenten aus Häfen und Schifffahrtsrinnen im Bodensee bereits praktische Anwendung gefunden (Leitfaden „Verbringung von Sedimenten aus Häfen und Schifffahrtsrinnen im Bodensee“, IGKB, 2007, vgl. S. 11).

Phosphorverteilung im Sediment

Nachfolgend wird vertiefter auf die Phosphorverteilung im Sediment eingegangen und deren mögliche Wechselwirkungen auf das Nährstoffangebot im See betrachtet. Für Sedimente wird allgemein auch eine Nährstofffallenfunktion angenommen, d. h. die aus der Sedimentation eingebrachten Nährstoffe verbleiben dort und werden nicht mehr in den Wasserkörper rückgeführt. Das ist jedoch nur bedingt richtig, da der Verbleib der Nährstoffe in Sedimenten vor allem bei Phosphor und Schwefel stark von den jeweiligen Oxidationsbedingungen abhängig ist (Hupfer, 1995). Dabei können die primär abgelagerten Nährstoffe zumindest teilweise umgelagert bzw. ins Wasser rückgelöst werden. Dementsprechend sind die Verteilungsbilder in den Sedimenten nicht nur Resultat der jeweiligen Ablagerungsbedingungen, sondern

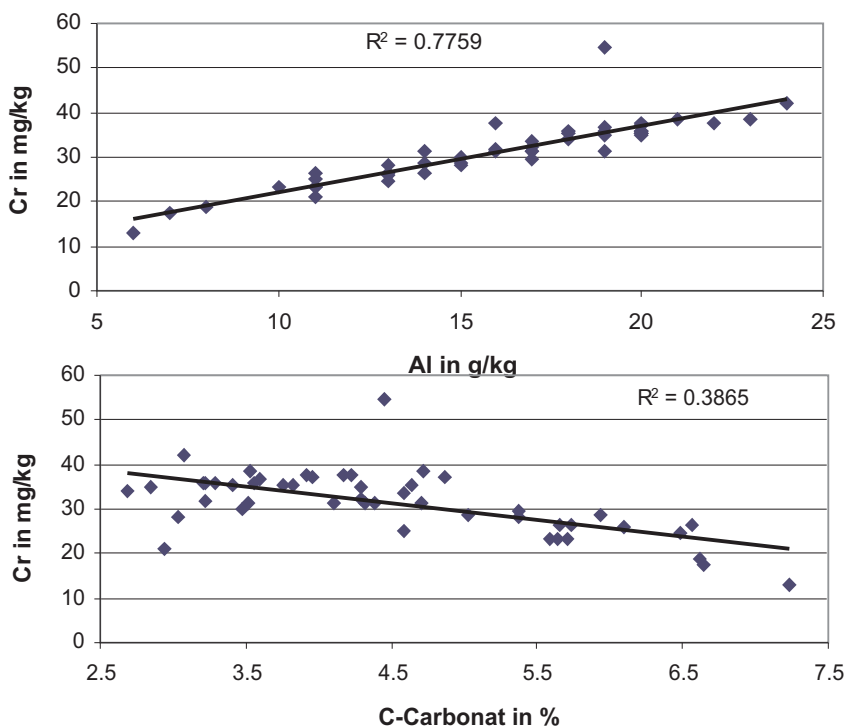


Abb. 22: Verteilung von Chrom in Oberflächensedimenten und Zusammenhang zwischen Chrom vs. Aluminium bzw. Chrom vs. C-Karbonat. Die Probe mit erhöhtem Chromgehalt über 50 mg/kg stammt aus der Steinacher Bucht.

Bewertung für anorganische Stoffe

Für eine ökotoxikologische Bewertung der gefundenen Metallkonzentrationen können die im vorigen Abschnitt erläuterten Qualitätsnormen der EU und Bewertungskriterien der OSPAR-Kommission herangezogen werden. Diese werden nur jeweils bei einzelnen Proben für Arsen, Kupfer, Nickel und Blei geringfügig überschritten. Wichtig ist, dass beim anthropogen erhöhten Zink die vorhandenen Qualitätsnormen deutlich unterschritten werden. Insgesamt sind seeweit keine gravierenden ökotoxikologischen Effekte durch Schwermetalle in den Bodensee-Sedimenten zu erwarten. Die Ergebnisse des BUS-Projektes, sowohl bezüglich der Metalle als auch bezüglich der organischen

Stoffe, haben als Referenzwerte für die Entwicklung eines Leitfadens zur Verbringung von Sedimenten aus Häfen und Schifffahrtsrinnen im Bodensee bereits praktische Anwendung gefunden (Leitfaden „Verbringung von Sedimenten aus Häfen und Schifffahrtsrinnen im Bodensee“, IGKB, 2007, vgl. S. 11).

Phosphorverteilung im Sediment

Nachfolgend wird vertiefter auf die Phosphorverteilung im Sediment eingegangen und deren mögliche Wechselwirkungen auf das Nährstoffangebot im See betrachtet. Für Sedimente wird allgemein auch eine Nährstofffallenfunktion angenommen, d. h. die aus der Sedimentation eingebrachten Nährstoffe verbleiben dort und werden nicht mehr in den Wasserkörper rückgeführt. Das ist jedoch nur bedingt richtig, da der Verbleib der Nährstoffe in Sedimenten vor allem bei Phosphor und Schwefel stark von den jeweiligen Oxidationsbedingungen abhängig ist (Hupfer, 1995). Dabei können die primär abgelagerten Nährstoffe zumindest teilweise umgelagert bzw. ins Wasser rückgelöst werden. Dementsprechend sind die Verteilungsbilder in den Sedimenten nicht nur Resultat der jeweiligen Ablagerungsbedingungen, sondern auch der jeweiligen Sauerstoffverhältnisse. Aufgrund der Eutrophierungsgeschichte des Sees fanden naturgemäß die Gehalte an Phosphor besonderes Interesse, da hier einerseits Informationen über die Auswirkungen der Eu- und Reoligotrophierung erwartet werden konnten. Darüber hinaus sollten die Erhebungen gerade für diesen Nährstoff auch Aussagen über das Rücklösungspotential und damit potentielle Auswirkungen auf die Trophie des Sees erlauben. Um beide Aspekte zu bedienen, wurden sowohl Gesamt-Phosphor-Analysen der oberen Sedimentschicht an allen Stationen als auch Phosphor-Fraktionierungen (nach Psenner et al., 1984) zur Abschätzung des mobilisierbaren Phosphor-Anteils an 10 ausgewählten Stationen im Längsprofil des Sees vorgenommen.

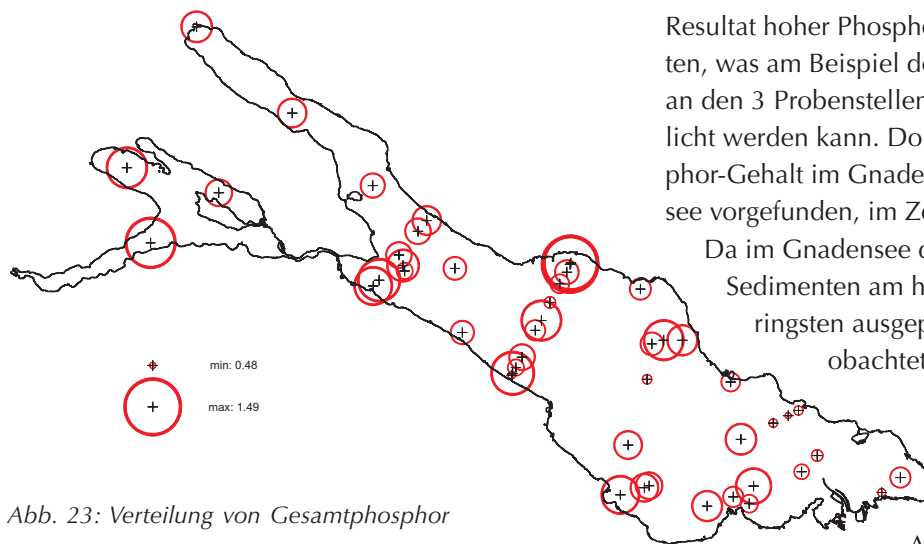


Abb. 23: Verteilung von Gesamtposphor

Das Verteilungsbild an Gesamtposphor (Abb. 23) zeigt, dass sich die Gehalte seeweit zwischen 500 und 1500 $\mu\text{g P/g TG}$ (Trockengewicht) bewegen. Dabei werden für zwei Drittel der Proben Werte im Bereich von 800 bis 1200 $\mu\text{g P/g TG}$ gefunden. Höhere Werte findet man lokal in der Friedrichshafener und Konstanzer Bucht, vor der Schussenmündung und im Rheinsee, niedrigere Werte vor allem in den nordöstlichen Sedimentprovinzen mit hoher allochthoner Sedimentation aus Alpenrhein und Bregenzer Ache. Diese Minima können somit vor allem als Resultat der hohen Verdünnung durch phosphorarme Partikel erklärt werden. Umgekehrt sind phosphorreiche Probenstellen allerdings nicht zwingend als

Resultat hoher Phosphor-Sedimentation zu betrachten, was am Beispiel der Phosphor-Konzentrationen an den 3 Probenstellen des Untersees veranschaulicht werden kann. Dort wird der geringste Phosphor-Gehalt im Gnadensee, der höchste im Rheinsee vorgefunden, im Zellersee ein Wert dazwischen.

Da im Gnadensee das Sauerstoffdefizit in den Sedimenten am höchsten, im Rheinsee am geringsten ausgeprägt ist, liegt es nahe, die beobachteten Phosphor-Gehalte vorrangig als Resultat der erhöhten Phosphor-Rücklösung im Gnadensee zu betrachten, während es keinen Anhaltspunkt für Sedimentation

phosphorreicherer Partikel im Rheinsee gibt.

Die große Bedeutung der Phosphor-Retention in Sedimenten durch redoxabhängige Eisenbindung des Phosphors wird auch durch die Befunde der Phosphor-Fractionen (Gesamtwerte obere 4 cm) unterstützt (Abb. 24). Hier zeigt sich, dass im Ost-West-Längsprofil im östlichen Seeteil bis etwa zur Höhe Eriskirch-Frasnacht nicht mobilisierbare säurelösliche Phosphor-Anteile dominieren, während die rücklösaren, eisen gebundenen und wasserlöslichen Phosphor-Anteile sprunghaft ab Seemitte Fischbach-Uttwil und westlich davon ansteigen. In diesem Bereich wird ein großer Teil des sedimentierten Phosphors aufgrund der dort besseren Sauerstoffver-

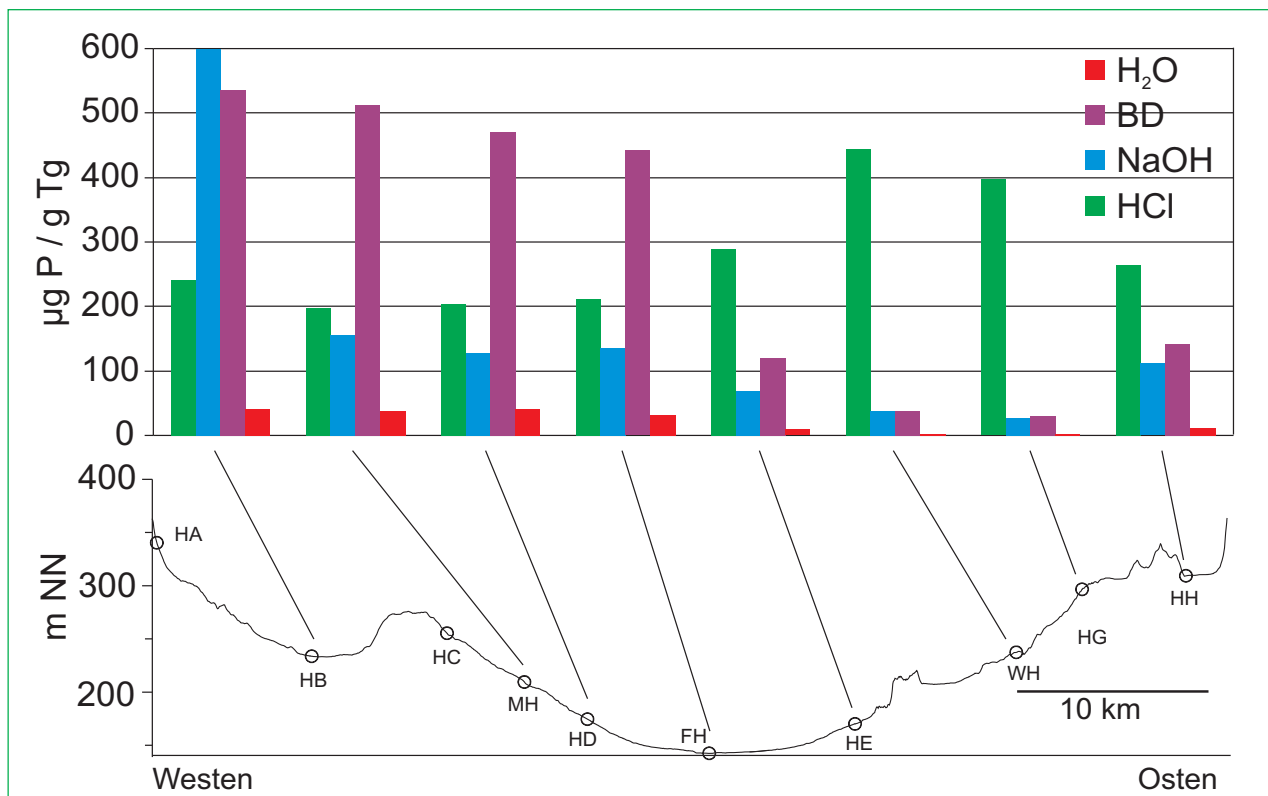


Abb. 24: Phosphor-Fractionen im Längsschnitt

hältnisse in eisengebundener Form festgehalten. Zusätzlich kann sich dieser Anteil auch noch erhöhen durch von aus unteren, sauerstofffreien Schichten eindiffundierendem, gelöstem Phosphor, der dann in der sauerstoffhaltigen Schicht an das oxidierte Eisen gebunden wird. Die demgegenüber viel geringeren eisengebundenen Phosphor-Anteile in den nordöstlichen Sedimentprovinzen sind neben dem schon erwähnten Verdünnungseffekt möglicherweise auch das Resultat von an diesen Stellen erhöhter Rücklösung. Die BUS-Untersuchungen ergaben nämlich auch, dass dort die Redox-Sprungschicht viel näher an der Sediment-Wasser-Grenzschicht liegt als in den westlichen Seeteilen. Dies kann mit der dort erhöhten mikrobiellen Abbauaktivität erklärt werden (s. Kapitel Seegeschehen im Jahresverlauf).

Der Effekt der Bilanz von Rücklösung und Ausfällung von Phosphor lässt sich besonders gut auch an der vertikalen Verteilung der eisengebundenen Phosphor-Anteile (BD-Fraktion) veranschaulichen. Solange die sauerstoffhaltigen Sedimente auf die oberste Schicht beschränkt sind, wird dort auch ein Maximum zu finden sein, da die von unten durch Rücklösung eindiffundierenden Phosphor-Moleküle dort ausgefällt werden. Entsprechend findet man einen ausgeprägten Phosphor-Gradienten in den Sedimenten von oben nach unten. Diese Situation wurde in den 90er Jahren vorgefunden (IGKB, 1998). Da im Zuge der Reoligotrophierung die Oxidation der Se-

dimente tiefer greift, können nun auch tiefer liegende Sedimentschichten mit Phosphor angereichert werden. Der Phosphor-Gradient im Sediment wird daher geringer. Genau dieser Befund zeigt sich im Vergleich zu den 90er Jahren an den Proben aus 2004 (Abb. 25). Umgekehrt ergibt sich durch die verringerte Rücklösung ins Wasser und der damit erfolgenden kumulativen Phosphor-Anreicherung auch ein erhöhtes Potential für Rücklösung, das im Falle sich wieder verschlechternder Sauerstoffverhältnisse zu einer erheblichen Erhöhung der see-internen Phosphor-Versorgung aus den Sedimenten führen würde.

Bewertung der Phosphorverteilung

Die beobachteten Phosphor-Gehalte bestätigen, dass sich die Reoligotrophierung des Sees in den Sedimenten nur mit großer Verzögerung und sehr gedämpft widerspiegelt. Ursache dafür ist die mit der besseren Sauerstoffversorgung der Sedimente erhöhte Phosphor-Bindekapazität. Die beobachteten horizontalen Ost-West-Unterschiede sind Resultat unterschiedlicher „Verdünnung“ mit Phosphor-ärmeren Sinkstoffen aus Zuflüssen. Insgesamt zeigt sich, dass sich in den Sedimenten noch ein hohes Potential von mobilisierbarem Phosphor befindet, das unter ungünstigen Sauerstoffbedingungen eine interne Düngung bewirken kann.

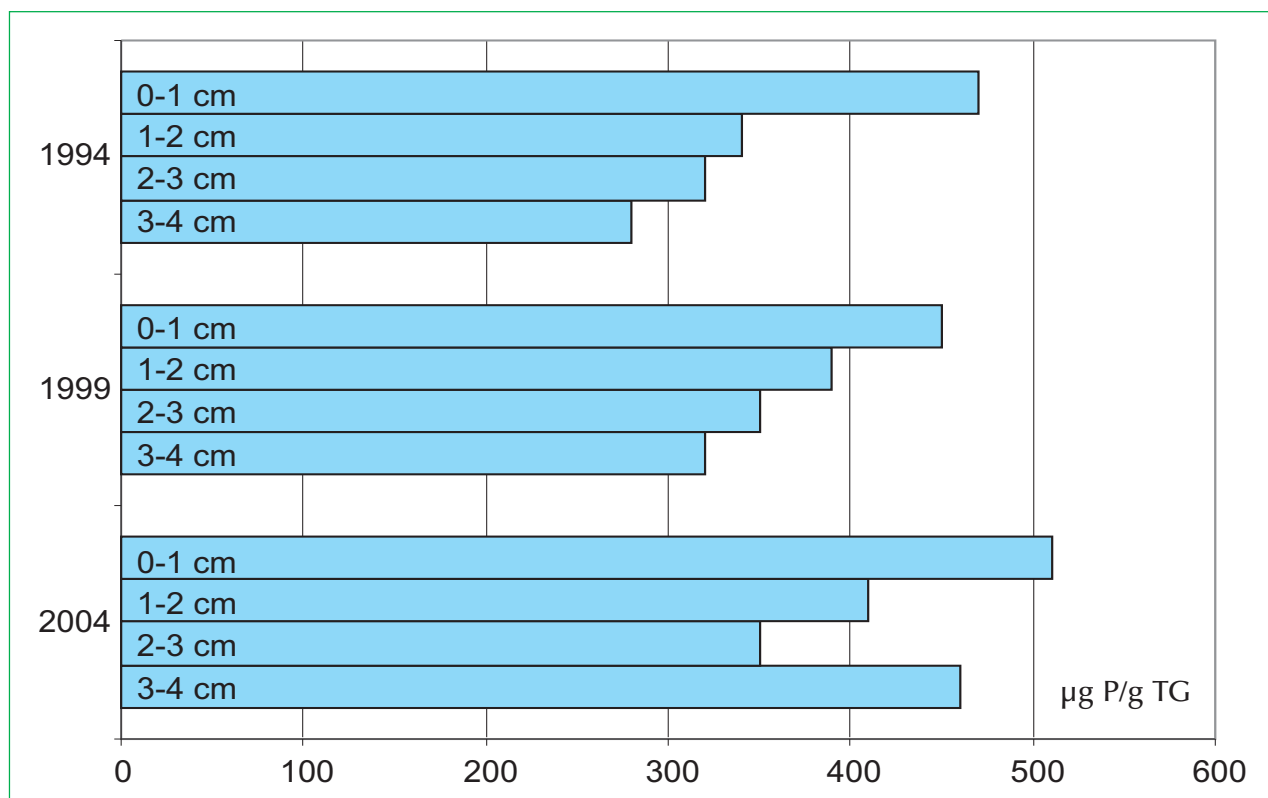


Abb. 25: Vergleich der Gradienten der BD-Phosphor-Fraktion in den oberen 4 cm

Biologische Parameter im BUS-Projekt

Um die biologische Qualität der Sedimente im Bodensee zu beurteilen, wurden fünf Parametergruppen aus den Sedimentoberflächen untersucht. Neben der vergleichenden Verteilung von Pigmenten und Algenresten lag großes Augenmerk auf der Populationsdichte benthischer Organismen unterschiedlicher Größe – von sichtbaren Muscheln bis zu mikroskopisch untersuchten Fadenwürmern und Bakterien.

Da der Seeboden Ablagerungs-ort aller in den See eingetragenen (allochthonen) oder im See produzierten (autochthonen) Sinkstoffe ist, werden in den Sedimenten auch absinkende pflanzliche und tierische Organismen oder deren Abbauprodukte „archiviert“. Deshalb können aus den Sedimenten Informationen über die örtliche und zeitliche Verteilung von Planktonorganismen – Algenzellen und Pigmente – im Wasserkörper gewonnen werden. Der Seeboden ist jedoch auch Lebensraum für aktiv dort wachsende tierische und mikrobielle Organismen. Sie sind ausschließlich



Chironomide (Zuckmückenlarve) unter dem Mikroskop

Parametergruppe	Einzelparameter	Beprobungstiefe (cm)	Labor	Methode (Details siehe Kapitel Material und Methoden)
Algenbezogene Parameter				
<i>Algen</i>	> 100	0 – 1	ISF 3	Lugolfixierung, mikroskop. Auswertung
<i>Pigmente</i>	> 50	0 – 1	ISF 3	Extraktion mit Aceton/Wasser, HPLC-Analyse
Heterotrophe Lebensgemeinschaften				
<i>Mikrobenthos</i>	ATP, Bakt (DAPI), GKZ, EC, IE, Schwefelbakterien Protozoen	0 – 1	ISF 3	Heißwasserextraktion und luminometr. Best. (ATP), Formolfixierung und DAPI-färbung (Fluoresz), Ausplattieren auf Selektivagar (EC, IE, GKZ) Lebendzählung (Protozoen)
<i>Meiobenthos</i>	Nematoden (150 Arten), Rotator, Tardigraden, Harpacticoide, Copepoden, Gastrotriche, Ehippiden u. 5 weitere Gruppen	0 – 10	Uni Bielefeld AG Traunspurger (Gruppenbestimmung, Artanalysen bei Nematoden)	Formolfixierung, Extraktion mit Ludox, Aussiebung der Fraktion <500 >40 µm, mikroskopische Auswertung
<i>Makrozoobenthos</i>	Oligochaeten (15 Arten) Chironomiden (36 Arten) Turbellarien, Pisidien	0 – 10	ISF 3 Uni Bielefeld AG Traunspurger (Artanalysen)	Aussieben auf 250-µm-Sieb, Zählung der Individuen, Fixierung in Alkohol, mikroskopische Auswertung (Artanalysen)

Tab. 7: Biologische Parameter im BUS-Projekt

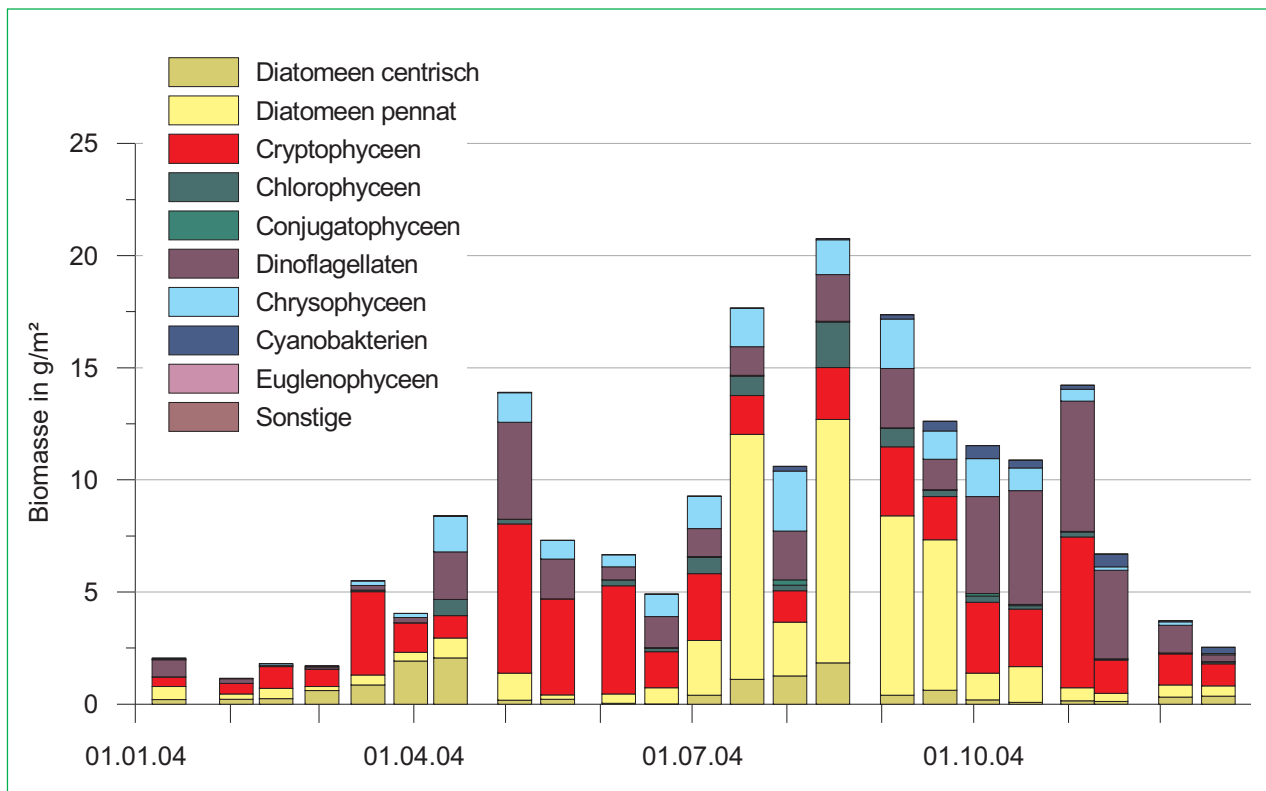


Abb. 26: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Obersee (Fischbach – Uttwil) im Jahr 2004

heterotroph, d. h. auf die Zufuhr organischer Substanz angewiesen, da in den lichtlosen Tiefen kein pflanzliches Leben möglich ist. Die Organismen wurden entsprechend ihrer Größe den Fraktionen Makrozoobenthos, Meiobenthos und Mikrobenthos zugeordnet (Tab. 7).

Verteilung von Algen

Aus der Verteilung der wichtigsten Plankton- und Benthos-Algen wurde versucht, Muster zu finden, die Rückschlüsse auf die ökologische Qualität der Probenahmestelle geben können. Dabei wurden die Ver-

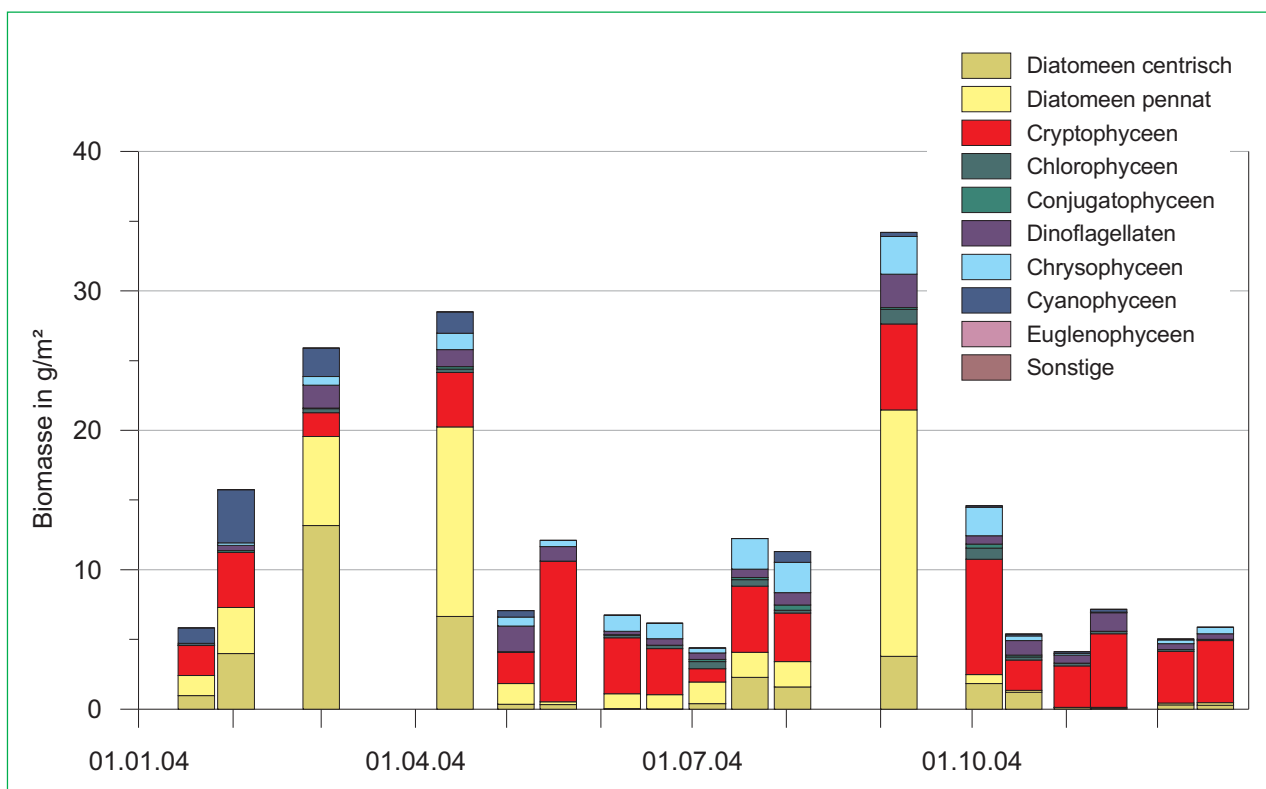
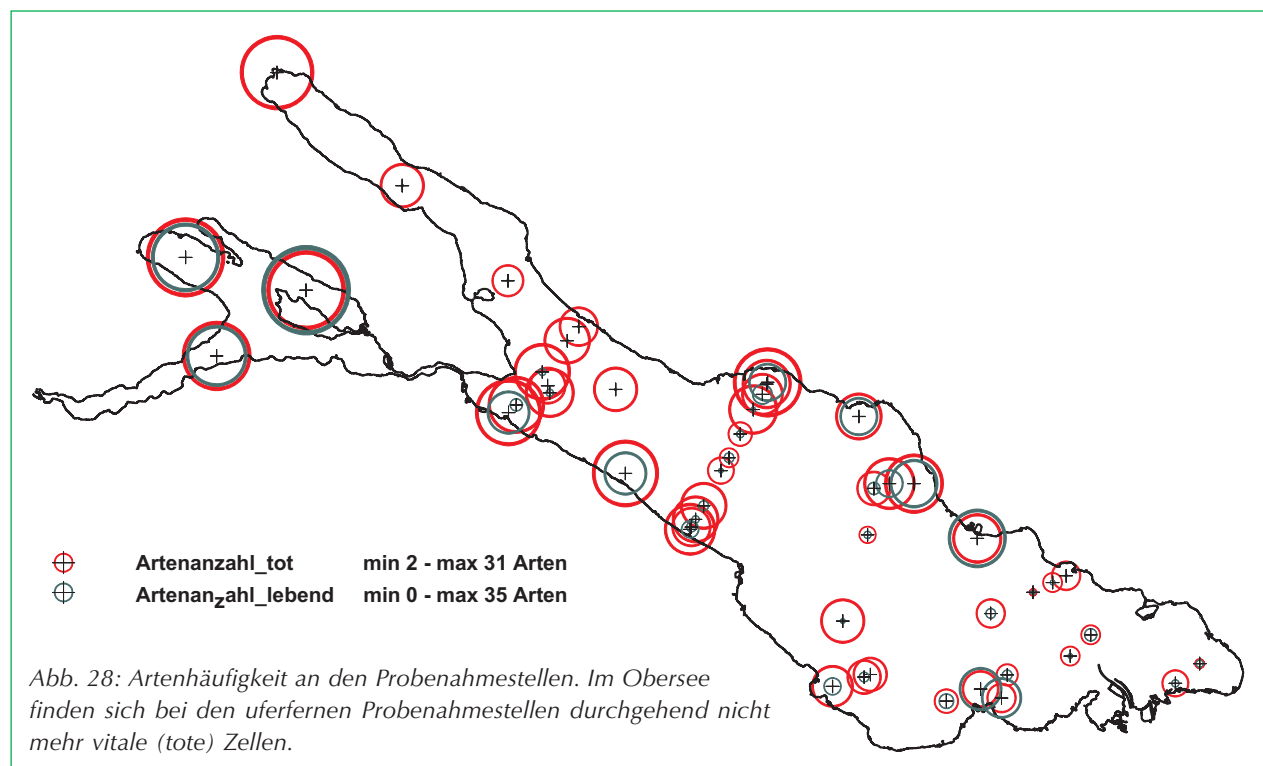


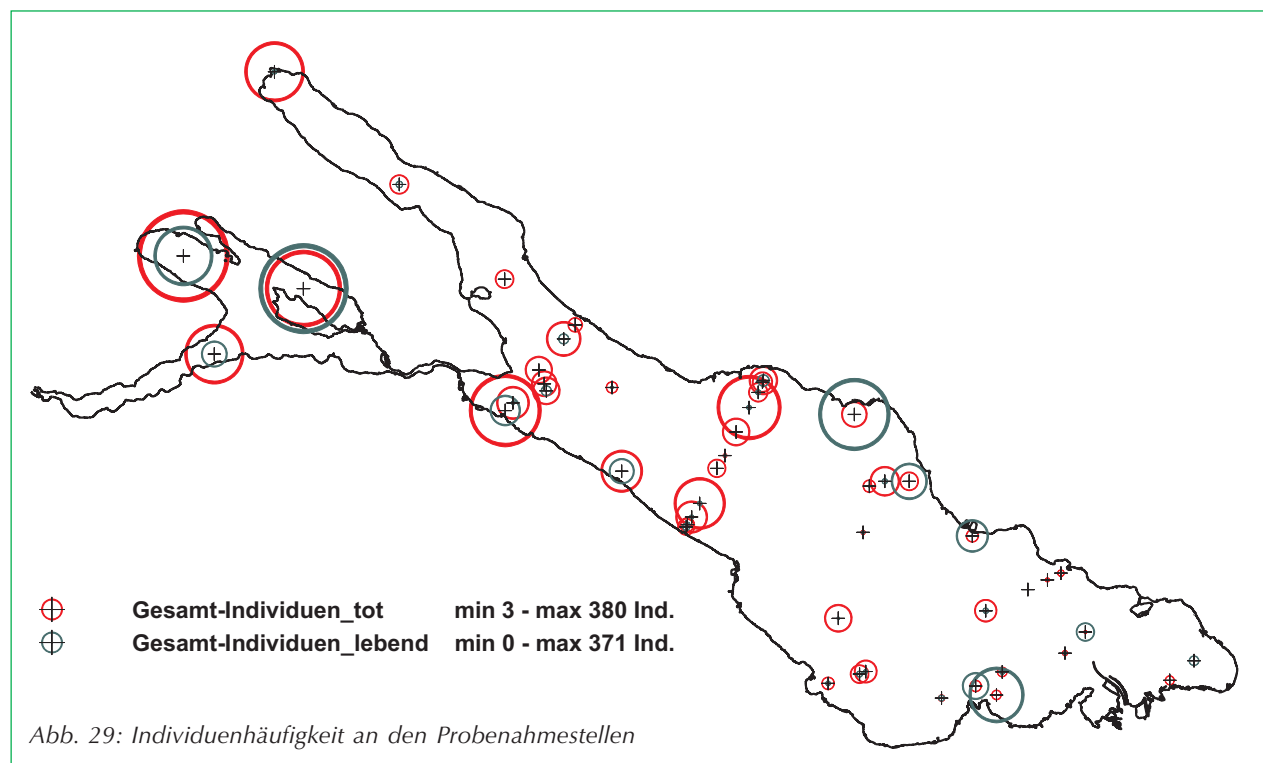
Abb. 27: Phytoplankton-Entwicklung im Bodensee-Untersee (Zellersee) im Jahr 2004



teilung in lebende (d. h. Protoplast vorhanden) und tote (leere) Zellen sowie die Anteile der planktischen und benthischen Formen herangezogen. Um nicht nur ausschließlich Kieselalgen erfassen zu können, wurde auf die Säurebehandlung des Probenmaterials verzichtet, da in diesem Fall alle anderen Formen zerstört würden. Das Probenmaterial wurde einem fraktionierten Sedimentationsverfahren unterworfen, um störende grobe Partikel weitgehend zu entfernen. Zur Quantifizierung der Zählergebnis-

se wurden bei 1000-facher Vergrößerung insgesamt 180 Zählfelder in 3 Zählstreifen ausgezählt. Auf diese Weise konnte auf Individuen pro Sedimentmenge umgerechnet werden.

Insgesamt wurden 77 Algenarten im Sediment gefunden, davon sind 40 benthisch oder tychoplanktisch (Arten, die benthisch leben und dann ins Pelagial verdriftet werden). 37 Arten sind planktisch; von rund 125 planktischen Arten, die bei der Routinezählung des Freiwassers jährlich erfasst werden



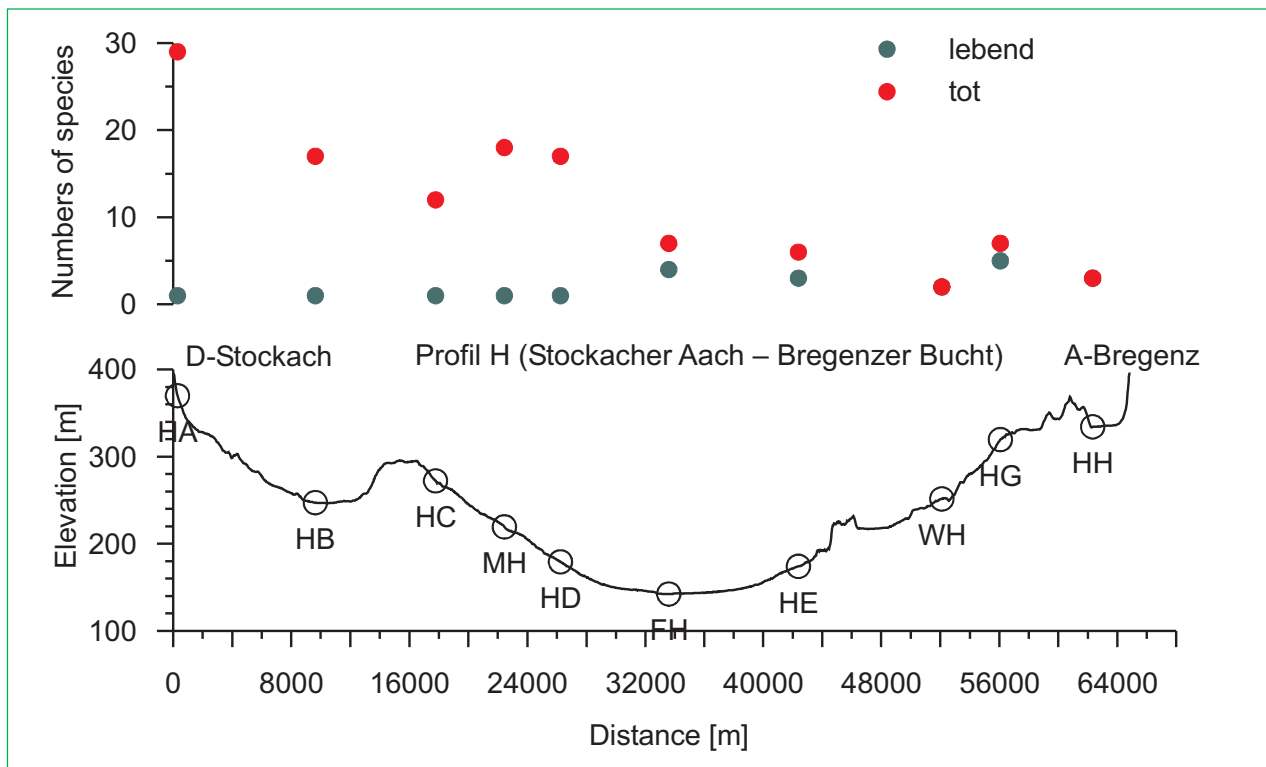


Abb. 30: Artenhäufigkeit im Längsprofil Stockacher Aach – Bregenzer Bucht

(Kümmerlin & Bürgi, 1989), finden sich also 30 % im Sediment wieder. Es handelt sich dabei vor allem um Kieselalgen (Bacillariophyceen bzw. Diatomeen), daneben auch um Blaualgen (Cyanobakterien) und Grünalgen (Chlorophyceen). Dagegen sind Goldalgen (Chrysophyceen), Zieralgen (Desmidiaceen), Panzerflagellaten (Dinophyceen) und Schlund-

flagellaten (Cryptomonaden) kaum im Sediment zu finden, da sie, teilweise wegen fehlender fester Gehäuse, leichter abbaubar sind. Im Obersee werden überwiegend tote (nicht mehr vitale) Zellen gefunden; im Untersee ist der Anteil der lebenden (vitalen) und der toten Zellen etwa gleich.

Der Zeitpunkt der Probenahme ist für die gefunde-

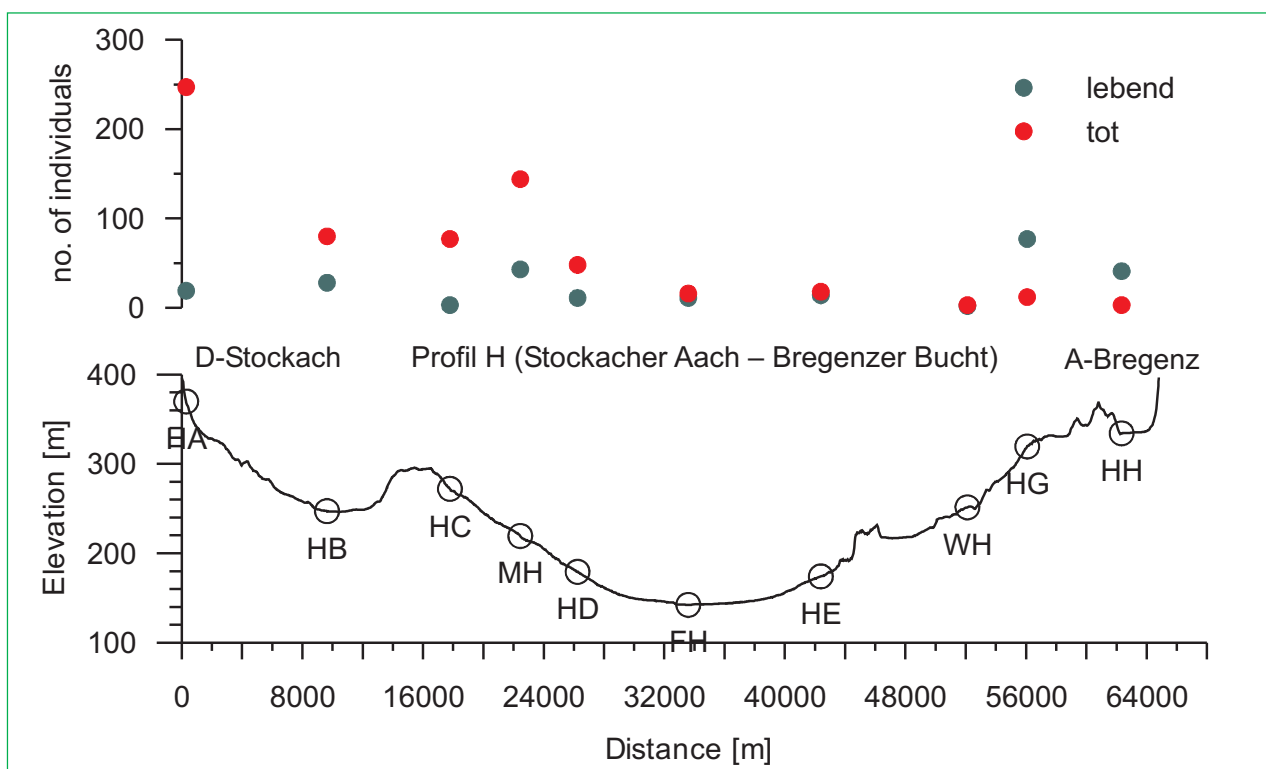


Abb. 31: Individuenhäufigkeit im Längsprofil Stockacher Aach – Bregenzer Bucht

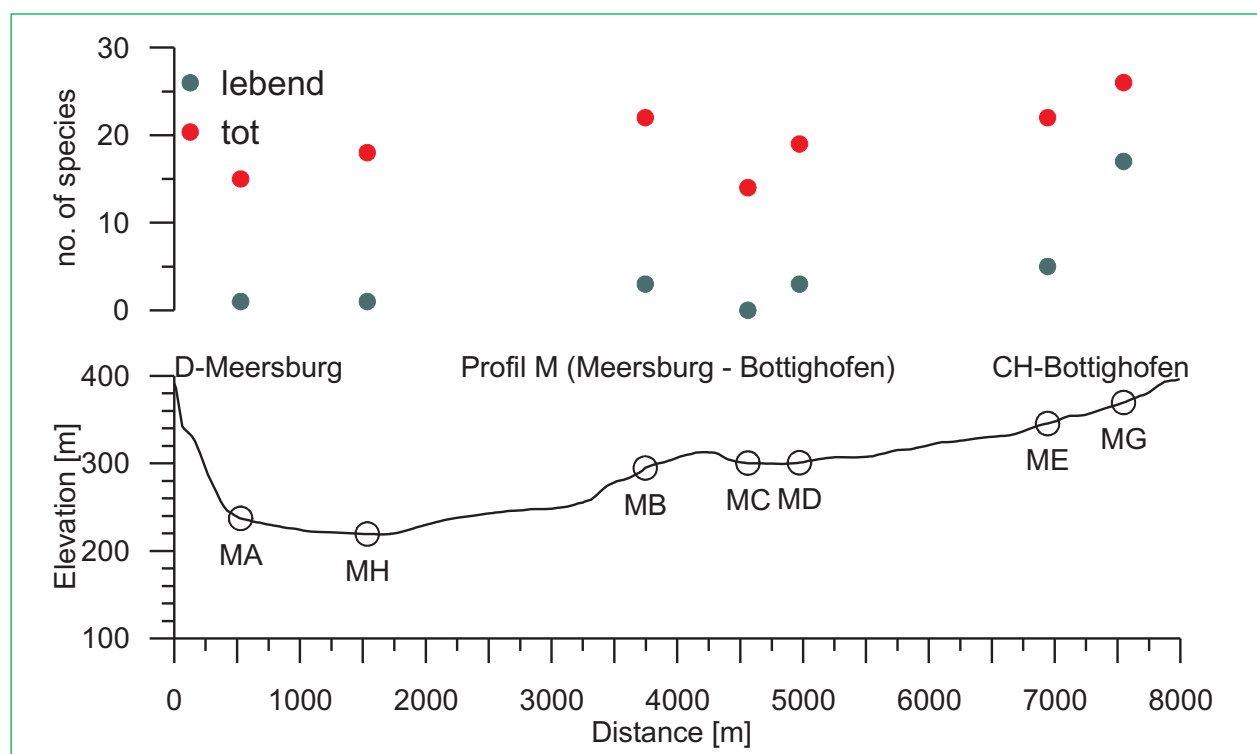


Abb. 32: Artenhäufigkeit im Querprofil Meersburg – Bottighofen

ne Artenzahl und die Abundanz der einzelnen Arten von wichtiger Bedeutung (vgl. Abb. 26 und 27). Im Obersee wurden die Proben vor Beginn der Haupt-Phytoplanktonentwicklung entnommen. Das Material der obersten Sedimentschicht repräsentiert also ein Integral der Phytoplankton-Entwicklung der Vorjahre. Im Bodensee-Untersee liegen andere Voraussetzungen vor: Die Probenahme war erfolgt, als

die Frühjahrs-Phytoplanktonentwicklung bereits begonnen hatte. Das Probenmaterial enthielt also Material aus dem Vorjahr und mengenmäßig überrepräsentiertes Material aus der Frühjahrsentwicklung. Die Ergebnisse aus Obersee und Untersee sind also nicht direkt vergleichbar. Die abweichenden Ergebnisse des Untersees hängen aber auch mit dem anderen Zirkulationsverhalten des Seeteils und

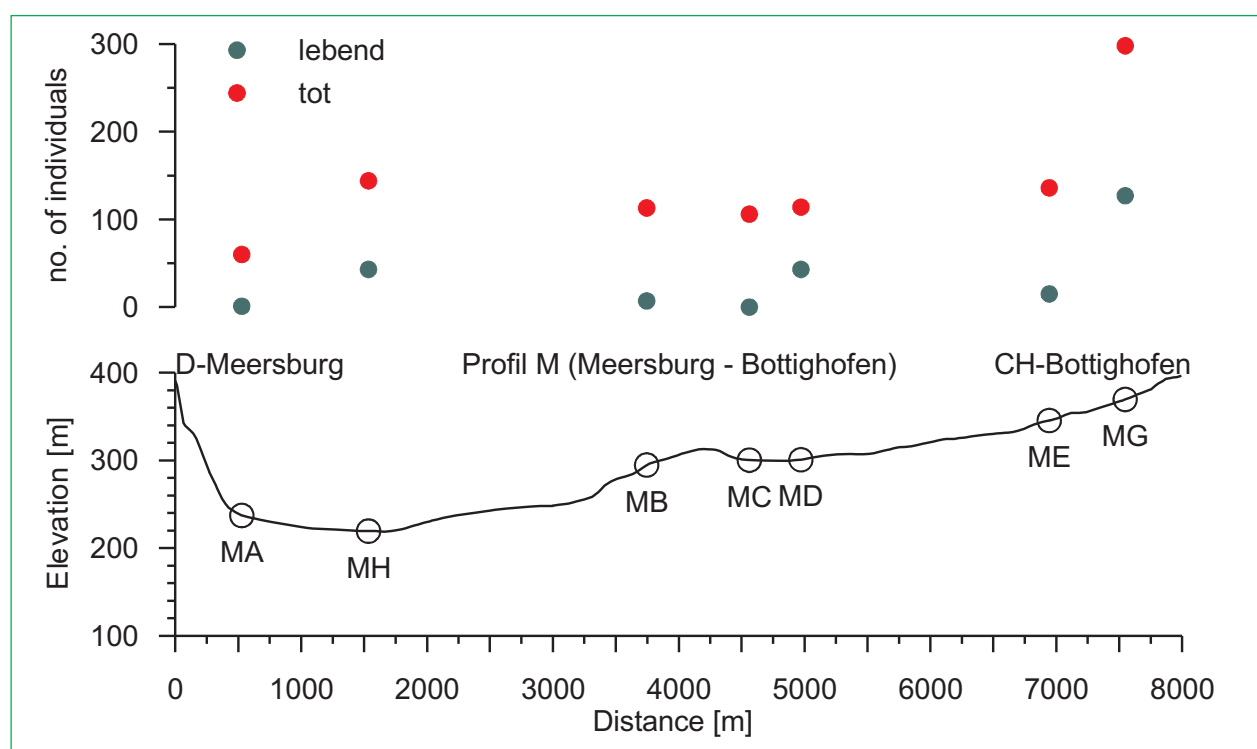


Abb. 33: Individuenhäufigkeit im Querprofil Meersburg – Bottighofen

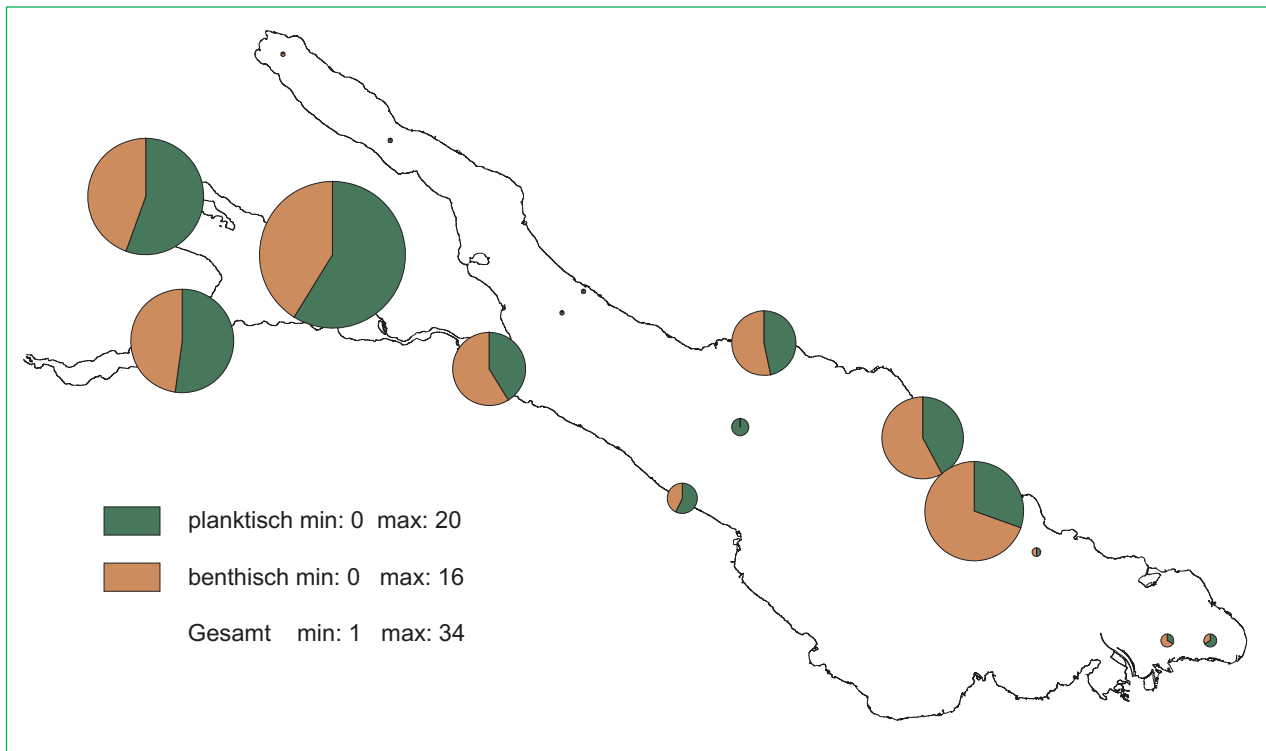


Abb. 34: Verteilung in planktische und benthische Formen bei lebenden Zellen an den Probenahmestellen

mit der schnelleren Sedimentation auf Grund der geringeren Tiefe zusammen. Das Verteilungsbild von Artenhäufigkeit, Individuenhäufigkeit, Verteilung lebend/tot bzw. vital/nicht vital ist recht heterogen. Folgende Muster lassen sich erkennen: Entlang der Bodensee-Längsachse Stockacher Aach – Bregenzer Bucht zeigt die Artenhäufig-

keit der vitalen Zellen wenig Variabilität, das heißt in der Nähe der Stockacher Aach findet sich das vergleichbare Arteninventar wie in der Seemitte und in der Bregenzer Bucht. Dasselbe gilt auch für die Individuenhäufigkeit. Bei den nicht mehr vitalen bzw. toten Zellen ist die Situation anders: Es findet sich ein Gradient sowohl bei der Arten- als auch bei der Indi-



Abb. 35: Verteilung in planktische und benthische Formen bei toten Zellen an den Probenahmestellen

Abb. 36: Verteilung von *Pseudanabaena catenata* (Blaualge, fressbar). Es zeigt sich eine höhere Individuendichte vor Flussmündungen und im Untersee.

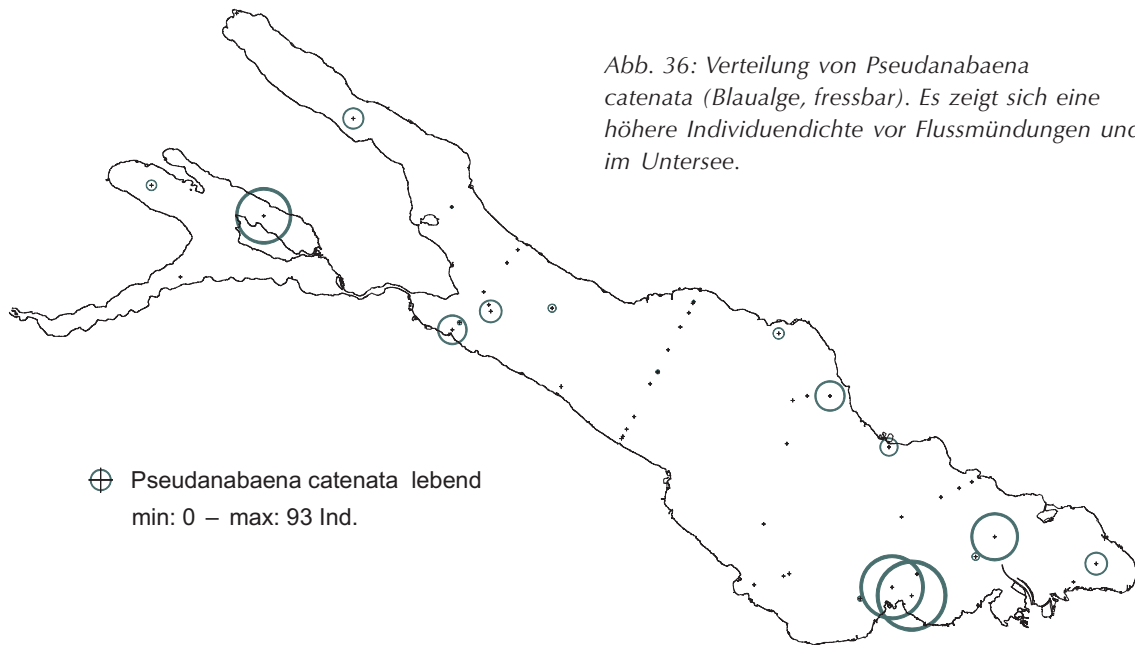


Abb. 37: Verteilung von *Cyclotella cyclopuncta* (Kieselalge, planktisch, gut fressbar, oligotrophent). Es zeigt sich eine höhere Individuendichte im westlichen Obersee und bei lebenden Zellen im Untersee.

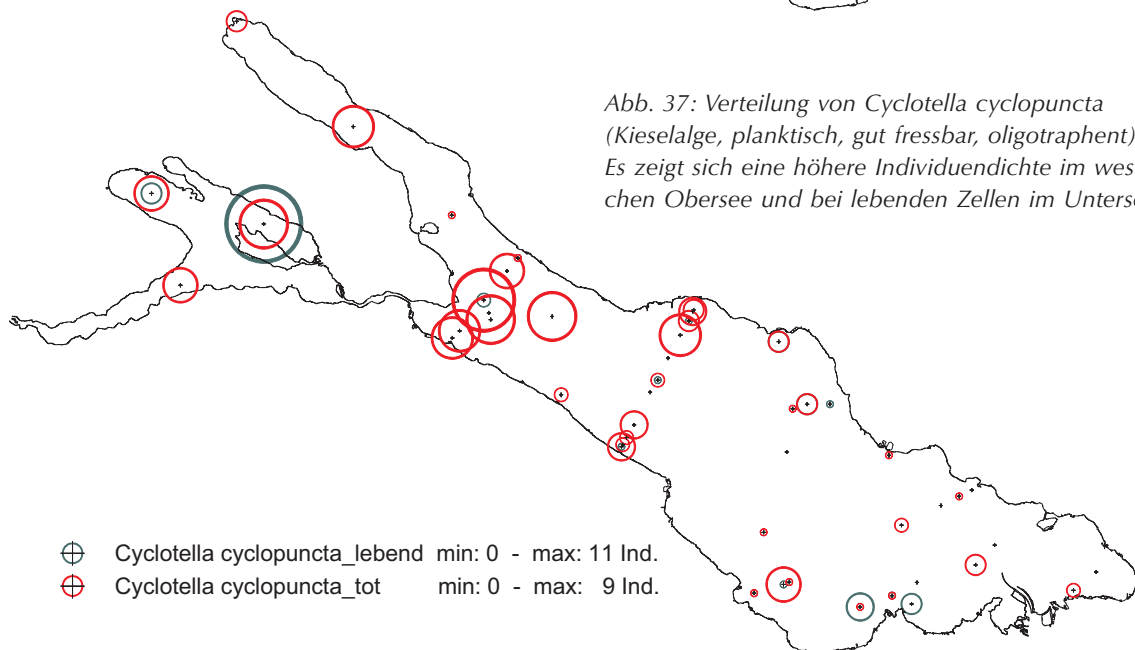
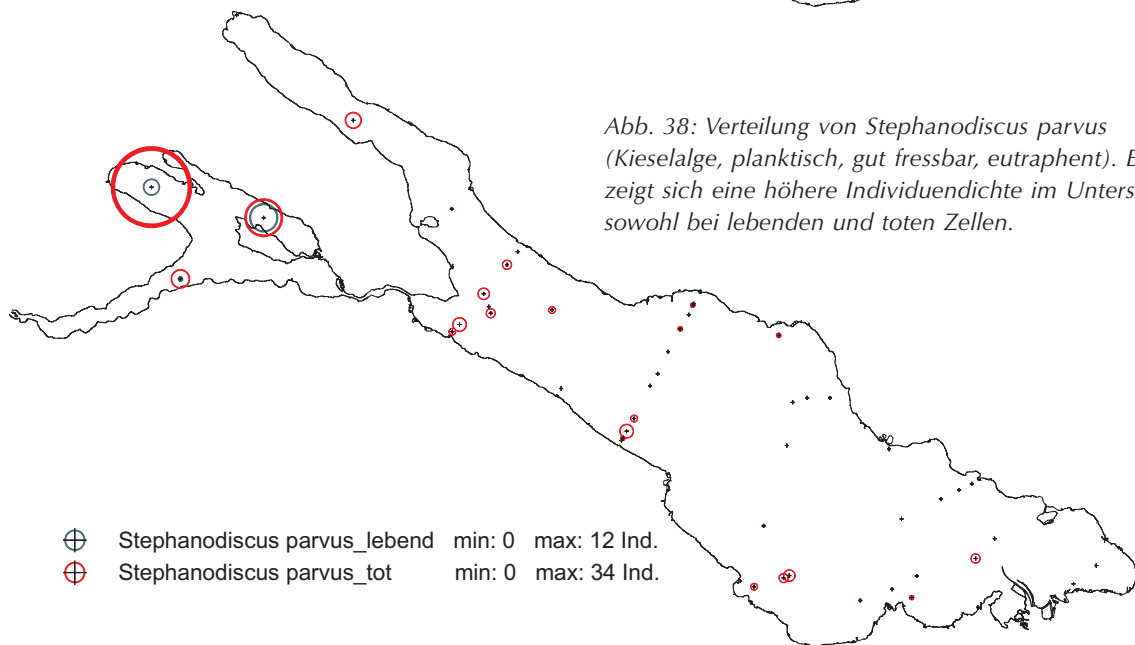


Abb. 38: Verteilung von *Stephanodiscus parvus* (Kieselalge, planktisch, gut fressbar, eutrophent). Es zeigt sich eine höhere Individuendichte im Untersee sowohl bei lebenden und toten Zellen.



viduenhäufigkeit von Nordwest nach Südost; diese ist jeweils an der Stockacher Aach am höchsten, an der Bregenzer Bucht am niedrigsten (Abb. 28 bis 31). Bei den Querprofilen ist die Situation unübersichtlicher: Am Profil Meersburg – Bottighofen ist sowohl die Arten- als auch die Individuenhäufigkeit bei vitalen und nicht vitalen Zellen auf der Südseite am höchsten, auf der Nordseite am niedrigsten (Abb. 32, 33). Am Profil Fischbach – Uttwil ist die Artenhäufigkeit der lebenden Zellen am Nordufer am höchsten. Bei den toten Zellen zeigt sich dasselbe Bild; in der Seemitte ist die Artenzahl am niedrigsten, sowohl bei lebenden als auch bei toten Zellen. Bei der Individuendichte der lebenden Zellen ist die Verteilung gleichmäßig; bei den toten Zellen zeigen sich die höchsten Werte in einiger Entfernung vom Ufer, sind aber an den Uferstationen in vergleichbarer Höhe wie in der Seemitte. Beim Profil Wasserburg – Arbon ist die Artenhäufigkeit sowohl der lebenden als auch der toten Zellen an der Südseite am höchsten, die Individuenhäufigkeit der lebenden Zellen wie beim Profil Fischbach – Uttwil gleichmäßig, die der toten Zellen in einiger Entfernung vom Ufer am höchsten.

Beim Anteil **planktischer oder benthischer Arten** ist die Gesamt-Artenzahl der lebenden Zellen an den Freiwasserstationen des Obersees zu gering, um plausible Aussagen machen zu können. An den Uferstationen in der Nähe von Flussmündungen überwiegen die benthischen Formen, was durch den Einfluss des Flusswassers erklärbar ist. Im Untersee überwiegen bei den lebenden Zellen leicht die planktischen Arten, was mit großer Sicherheit durch die bereits einsetzende Phytoplankton-Entwicklung verursacht wird. Es sedimentieren also aus der euphotischen Schicht vitale Zellen ins Sediment. Im Obersee findet dies bei vergleichbarer Wassertiefe in viel geringerem Maß statt.

Bei pelagischen Proben des Obersees überwiegen bei toten Zellen die planktischen Formen; auch an der Bregenzer Bucht ist dies der Fall. Im Untersee ist bei den toten Zellen das Verhältnis von planktischen und benthischen Arten ausgeglichen. Wie bei lebenden Zellen ist im Litoral des Obersees in der Nähe von Flussmündungen der Anteil benthischer Arten höher als der der planktischen. An der Stockacher Aach ist dies allerdings nicht der Fall (Abb. 34, 35).

Bei der **Verteilung der Hauptarten** ist das Bild sehr unübersichtlich. Es ist jedoch erkennbar, dass Blaualgen gehäuft vor Rotach, Schussen und Altem Rhein sowie im Untersee gefunden werden (Abb. 36). Oligotraphente Kieselalgen finden sich tot vermehrt im westlichen Obersee (Meersburg – Bottighofen und

Fischbach – Uttwil), lebend im Untersee (Abb. 37). Meso- und eutraphente Kieselalgen finden sich lebend und tot vermehrt im Untersee, was durch das höhere Trophie-Niveau des Untersees erklärbar ist (Abb. 38).

Die **Abhängigkeit** der Arten- und Individuenhäufigkeit **von der Tiefe der Probenahmestelle** zeigt zwei unterschiedliche Trends. Generell gilt, dass mit zunehmender Tiefe die Artenzahl abnimmt; dabei ist die Abhängigkeit bei den lebenden Zellen offensichtlicher als bei den toten Zellen (Abb. 39). Der gleiche Zusammenhang findet sich bei der Individuenhäufigkeit (Abb. 40). In beiden Fällen hängt dies mit der geringeren Planktendichte in Abhängigkeit von der zunehmenden Uferentfernung zusammen. Es wurde hier nicht differenziert zwischen planktisch und benthisch.

Unabhängig davon zeigen mehrere ufernahe Stationen sehr geringe Arten- und Individuenhäufigkeiten, die teilweise erheblich unter denjenigen der Stationen in Seemitte liegen. Dafür sind mehrere Ursachen denkbar: ungünstige Wachstumsbedingungen, Strömungseinfluss oder Sedimentumlagerungen.

Pigmente in Sedimenten

Sedimente werden als Gedächtnis eines Sees bezeichnet. Was in den See gelangt und zu Boden sinkt, wird im Sediment aufbewahrt und archiviert. Voraussetzung ist, dass es auf dem Weg ins Sediment nicht zersetzt oder abgebaut wird. Voraussetzung ist ebenfalls, dass das Archiv nicht gestört oder gar zerstört wird, zum Beispiel durch Wellen oder sonstige hydrodynamische Ereignisse.

Die Archivierung von Algenpigmenten hängt von einer ganzen Reihe von Faktoren ab:

Beim Absinken der Algen durch natürliche Alterung oder durch Fraß können Morphometrie, Lichtklima, Schichtungstyp, pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Hydrodynamik die Abbauprozesse der Pigmente beeinflussen (Vinebrook et al., 1998, Leavitt, 1993, Leavitt et al., 1999, vgl. Abb. 41). Entsprechend den spezifischen Unterschieden können die Abbauprozesse zwischen Seen, aber auch zwischen Seeteilen variieren (Lami et al., 2000).

Im Uferbereich eines Sees, im Litoral, sind die Bedingungen für Pigmentarchivierung noch komplexer. Neben dem Abbau kann durch das bessere Lichtklima auch eine Produktion von Pigmenten durch benthische Algen stattfinden (Lami et al., 2000). Durch Rücklösung von biologisch verfügbarem Phosphor aus dem Sediment kann die Produktion verstärkt werden (Douglas et al., 1978). Die

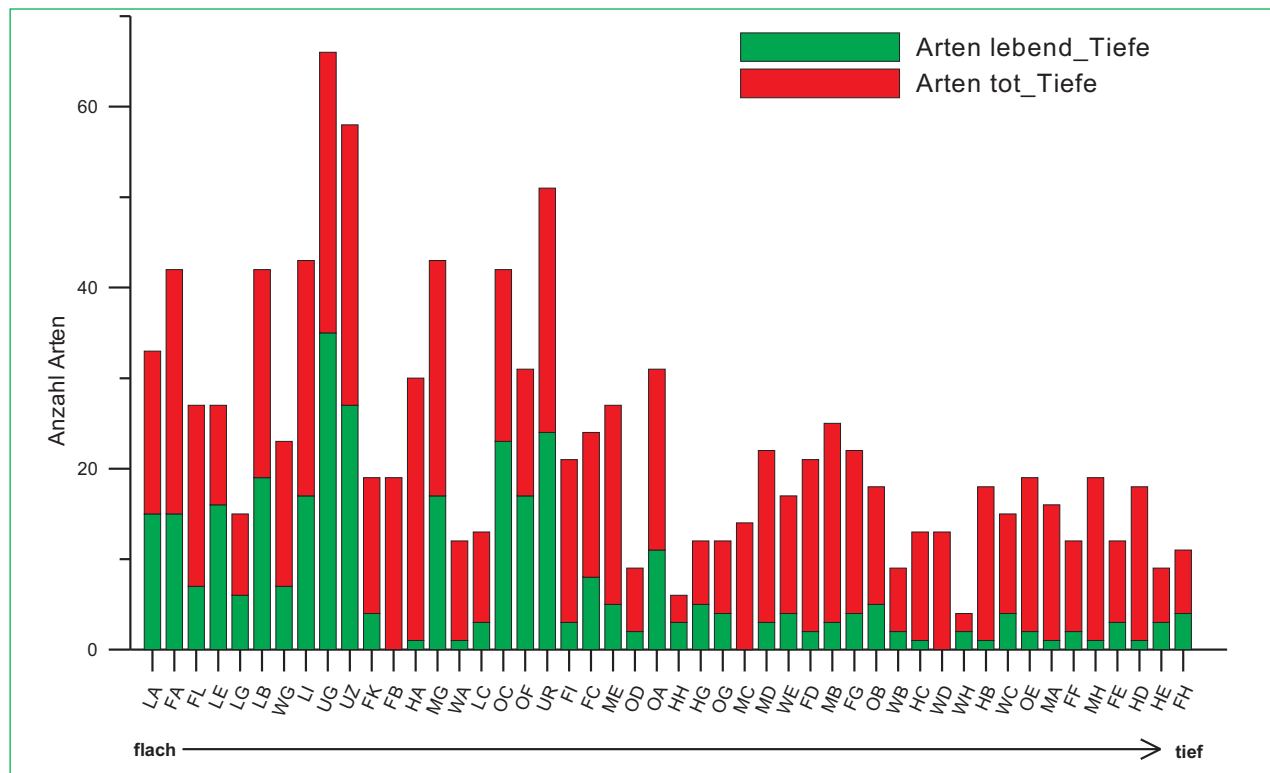


Abb. 39: Verteilung der Artenhäufigkeit in Abhängigkeit von der Tiefe der Probenahmestelle (Äquidistantendarstellung)

Beschaffenheit des Sedimentes beeinflusst die Besiedlung durch Algen und damit auch die Diversität und Konzentration der Pigmente (Riaux-Gobin et al., 1987, Reuss et al., 2004, Cartaxana et al., 2006). Die räumliche Heterogenität der Sedimente zeigt sich in unterschiedlichen Pigmentmustern

(Klein & Riaux-Gobin, 1991). Durch Wellenbewegungen können die Sedimente im flachen Uferbereich remobilisiert werden, was zu einer mechanischen Zerstörung der Algenzelle, einer verstärkten Photo-Oxidation und zum Abbau durch detritivore Grazer führen kann (Bianchi & Findlay, 1990, Le-

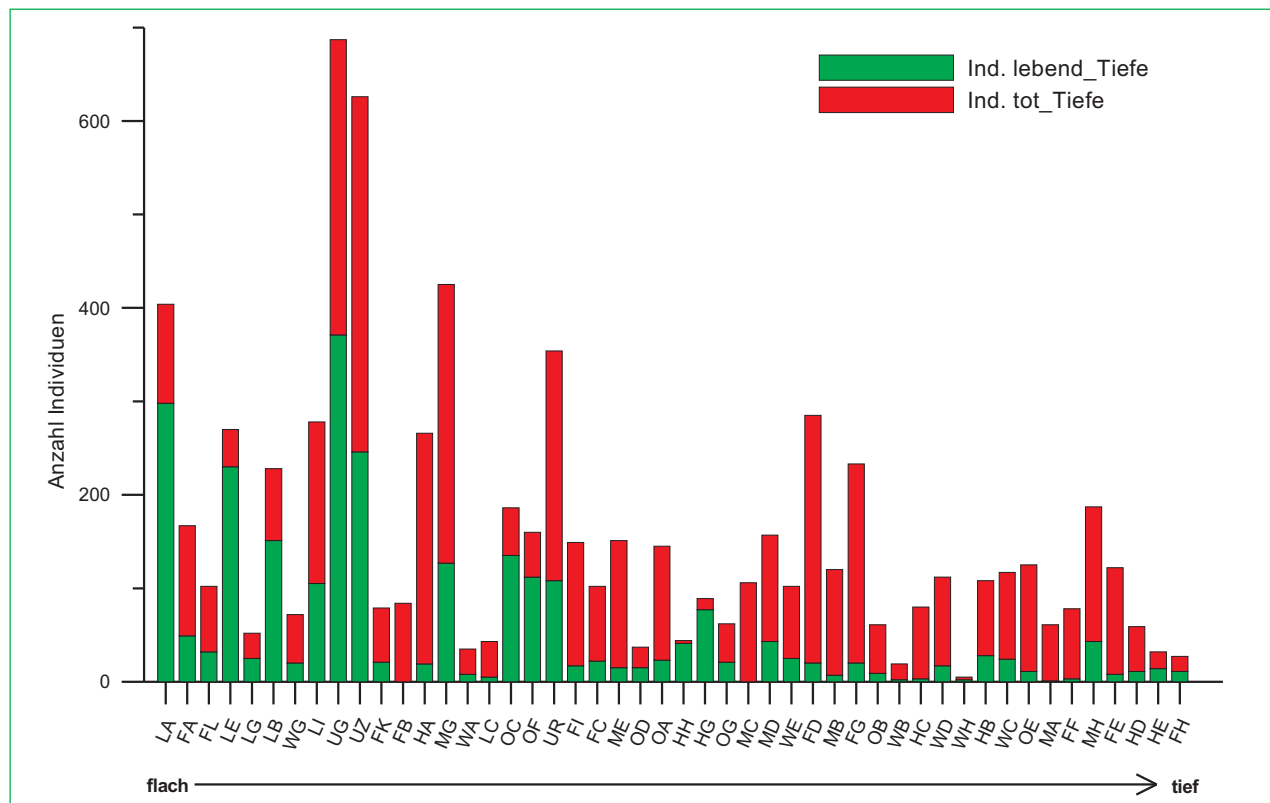


Abb. 40: Verteilung der Individuenhäufigkeit in Abhängigkeit von der Tiefe der Probenahmestelle (Äquidistantendarstellung)

vinton & McCartney, 1991, Hansen & Josefson, 2004). Die Stabilität und die Abbaupfade der einzelnen Pigmente variieren zwischen den einzelnen Pigmenten bzw. Pigmentgruppen (Sanger, 1988, Hurley et al., 1990, Leavitt & Carpenter, 1989). Interpretierende Rückschlüsse aus den Pigmentmustern sind teilweise widersprüchlich. Die Kombination der Pigmente Chlorophyll-b und Lutein wird sowohl als Marker für Makrophyten benutzt (Levinton & McCartney, 1991, Bianchi & Findlay, 1990), aber auch als Maß für die Biomasse von Chlorophyceen und Euglenoiden (Lami et al., 2000). Das Pigmentarchiv im Sediment wird beeinflusst durch unterschiedliche Sedimentationsraten (Hurley et al., 1990), so dass einzelne Befunde nicht unbedingt repräsentativ sein müssen.

Trotz hoher Abbauraten (Furlong & Carpenter, 1988, Leavitt, 1993) und der zahlreichen bereits genannten Einschränkungen sind die in Sedimenten vorhandenen Pigmente zur Charakterisierung von anthropogenen Einflüssen (Engstrom et al., 1985), Klimaentwicklungen (Vinebrook et al., 1998), Änderungen in der Nahrungskette und Biomanipulationen (Leavitt & Carpenter, 1989, Levinton & McCartney, 1991), der Trophie-Entwicklung und der damit verbundenen Änderungen in der Algenproduktion (Lami et al., 1991, Leavitt, 1993, Lami et al., 1994, Vinebrook et al., 1998, Adams & Prentki, 1986, Lami et al., 2000 a, b) erfolgreich benutzt worden. Die im Bodensee bisher durchgeführten Untersuchungen von Pigmenten in Sedimenten beschrän-

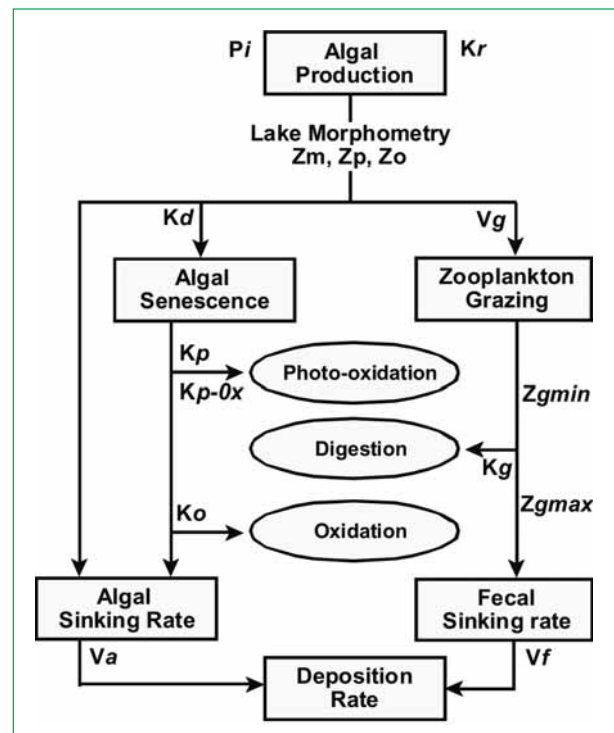


Abb. 41: Archivierung von Algenpigmenten im Sediment, aus Cuddington & Leavitt, 1999

ken sich im Wesentlichen auf Untersuchungen an ausgewählten Stationen des Bodensee-Obersees (Lenhard, 1995). In dem BUS-Projekt wurden Sedimentoberflächen nicht nur des Bodensee-Obersees, sondern auch der übrigen Seeteile Bregenzer Bucht, Überlinger See und Bodensee-Untersee beprobt. Durch die hohe Probenzahl sind repräsentative Ergebnisse und Aussagen zu erwarten.

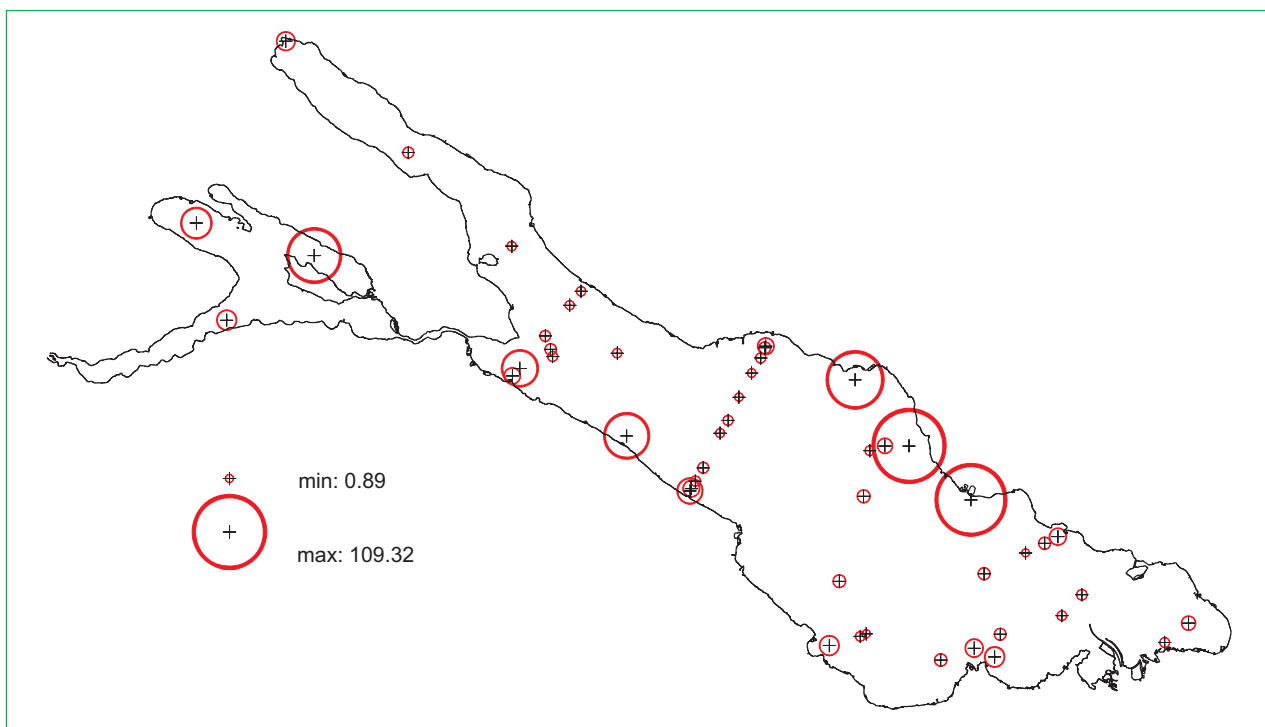


Abb. 42: Verteilungsmuster der Chlorophyll-a-Konzentrationen in µg/g TC

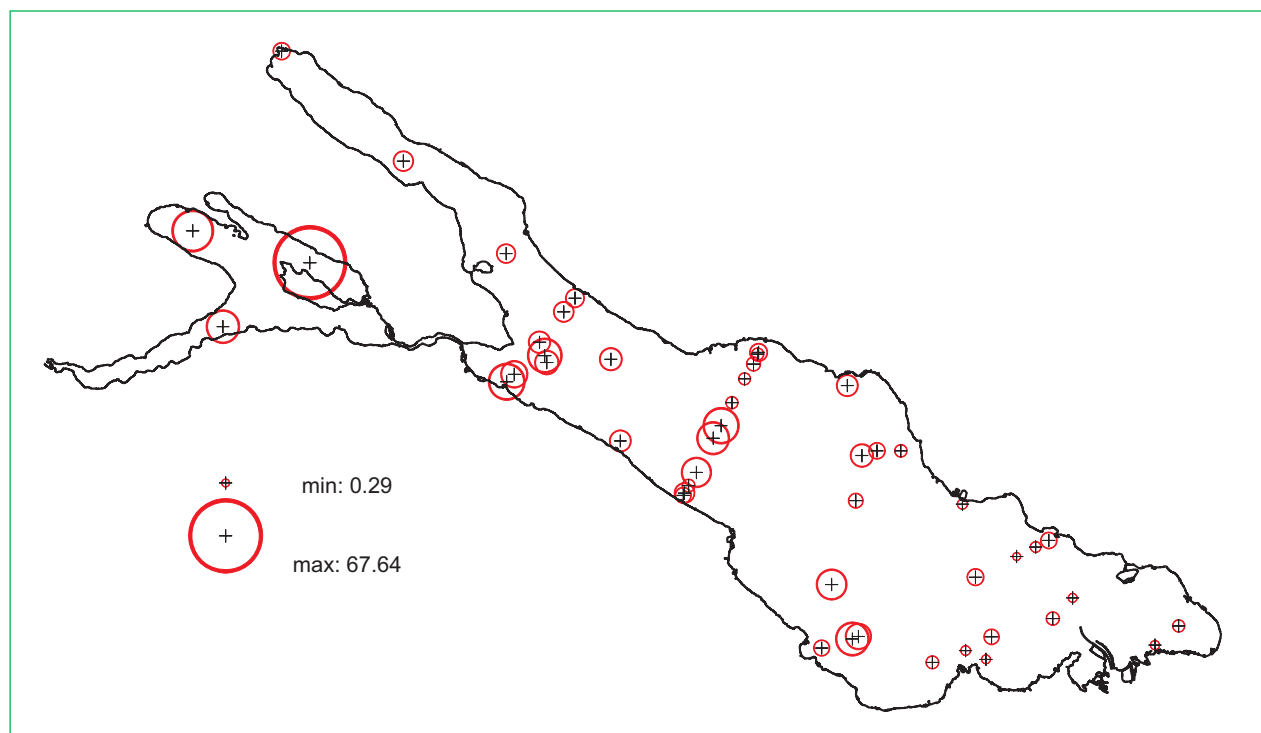


Abb. 43: Verteilungsmuster der Phaeophorbide-a(15)-Konzentrationen in $\mu\text{g/g TG}$

Allerdings liefert die hohe Probenzahl aus unterschiedlichen Regionen und Seeteilen auch eine Vielzahl von zum Teil widersprüchlichen Ergebnissen, die die sicher vorhandenen Zusammenhänge und kausalen Ursachen auf dem jetzigen Auswertungsstand nur ahnen lassen.

In den Sedimenten detektierte Pigmente: Insgesamt wurden mit der HPLC 27 Pigmente (Tab. 8) detektiert: 3 Chlorophyll-Pigmente (Chlorophyll-a, Chlorophyll-b und Chlorophyll-c), 5 Phaeophorbide-a und 4 Phaeophytin-a (Abbauprodukte der Chlorophylle), 8 Karotinoide und 7 unbekannte Pigmente. Die Detektion erfolgte mit Hilfe eines Diodenarray-detektors (Chlorophylle, Karotinoide) bzw. eines Fluorometers (Chlorophyll-b, Phaeophytine, Phaeophorbide). Für die Identifizierung wurden Retentionszeit und Absorptionsspektrum der Pigmente mit denen von Eichsubstanzen verglichen. Die Berechnung der Konzentrationen erfolgte anhand des mit der Eichsubstanz ermittelten Faktors. Bei den unbekannten Pigmenten konnten Retentionszeit und Absorptionsspektrum keiner der am ISF verfügbaren Eichsubstanzen zugeordnet werden. Entsprechend stand kein Umrechnungsfaktor zur Verfügung, die Angabe erfolgt daher als „relative“ Einheit (DAD: mAbs min^{-1} , SFM: mV min^{-1}). Exemplarisch werden die Ergebnisse für folgende Pigmente vorgestellt.

Chlorophyll-a wird generell als Maß für die Biomasse des Phytoplanktons verwendet. Der ermittelte

Konzentrationsbereich (Tab. 8) liegt zwischen 0,47 und 149,4 $\mu\text{g/g TG}$. Bei den Stationen LA, LB und OC handelt es sich um Probestellen in Zuflussbereichen von Flüssen. In den Mündungsbereichen des alten Rheins (LE, LG,) sind allerdings nur leicht erhöhte Konzentrationen vorhanden. Die Stationen LI, ME und UG zeigen ebenfalls hohe Konzentrationen, obwohl sie nicht in Mündungsbereichen liegen. Die Chlorophyll-a-Konzentrationen des Untersees sind höher als die der übrigen Seeteile. Im Obersee ist die Standardabweichung durch die Beprobung sehr unterschiedlicher Probenstellen sehr hoch (Abb. 42).

Das **Fucoxanthin** wird als Leitpigment für Diatomeen verwendet. Der ermittelte Konzentrationsbereich (Tab. 8) liegt zwischen 0,09 und 26,8 $\mu\text{g/g TG}$. Die Konzentrationsverteilung entspricht erwartungsgemäß der des Chlorophyll-a.

Die aus pelagischen Wasserproben bekannten Pigmente Alloxanthin, Peridinin, Zeaxanthin und Chlorophyll-b, die als Leitpigmente für Cryptophyceen, Dinophyceen, Cyanophyceen bzw. Grünalgen verwendet werden, kamen in den Oberflächensedimenten nur in geringen Konzentrationen vor.

Auch beim Fucoxanthin sind die Werte im Untersee signifikant höher als im Überlinger See und in der Bregenzer Bucht. Auch hier gilt, dass im Obersee aus der Beprobung sehr heterogener Probenstellen eine hohe Standardabweichung resultiert, die keine Aussagen zur Signifikanz erlaubt. Bei den übrigen Karotinoiden sind die Unterschiede vergleichbar.

	Retentionszeit	Absorptionsmaxima (nm)		Konzentrationsbereich (µg/g TG)	
Name	(min)	Maximum1	Maximum2	Minimum	Maximum
Chlorophyll-b	33,0	460	-	0,03	26,7
Chlorophyll-a	34,0	426	-	0,47	149,4
Phaeophorbid-a	10,0	407	-	0,02	11,6
Phaeophorbid-a	12,0	407	-	0,03	26,7
Phaeophorbid-a	14,0	407	-	0,03	20,9
Phaeophorbid-a	23,0	406	-	0,21	70,4
Phaeophorbid-a	24,0	404	-	0,12	20,5
Phaeophytin-a	44,0	405	-	0,05	38,9
Phaeophytin-a	46,0	404	-	0,02	6,0
Phaeophytin-a	51,0	406	-	0,02	34,8
Phaeophytin-a	53,0	405	-	0,13	0,6
Peridinin	17,0	470	-	0,11	0,2
Fucoxanthin	19,0	446	-	0,09	26,8
Diadinoxanthin	25,0	443	473	0,08	9,6
Alloxanthin	27,5	450	478	0,05	9,2
Lutein	28,0	443	469	0,06	28,5
Zeaxanthin	28,9	448	477	0,09	2,4
Canthaxanthin	30,1	470	-	0,08	2,4
β-Carotin	42,0	448	473	0,08	1,3
Peak unbekannt	5,0	397	-	495*	92400*
Peak unbekannt	9,5	396	-	702*	19750*
Peak unbekannt	11,5	396	-	650*	33775*
Peak unbekannt	40,5	406	-	629*	48675*
Peak unbekannt	41,3	396	-	394*	24480*
Peak unbekannt	5,0	401	-	68*	2225*
Chlorophyll-c	10,0	435	-	0,16	9,2
Peak unbekannt	11,0	420	-	25*	758*

Tab. 8: Pigmente, die in den Oberflächensedimenten gefunden wurden (* = relative Einheiten)

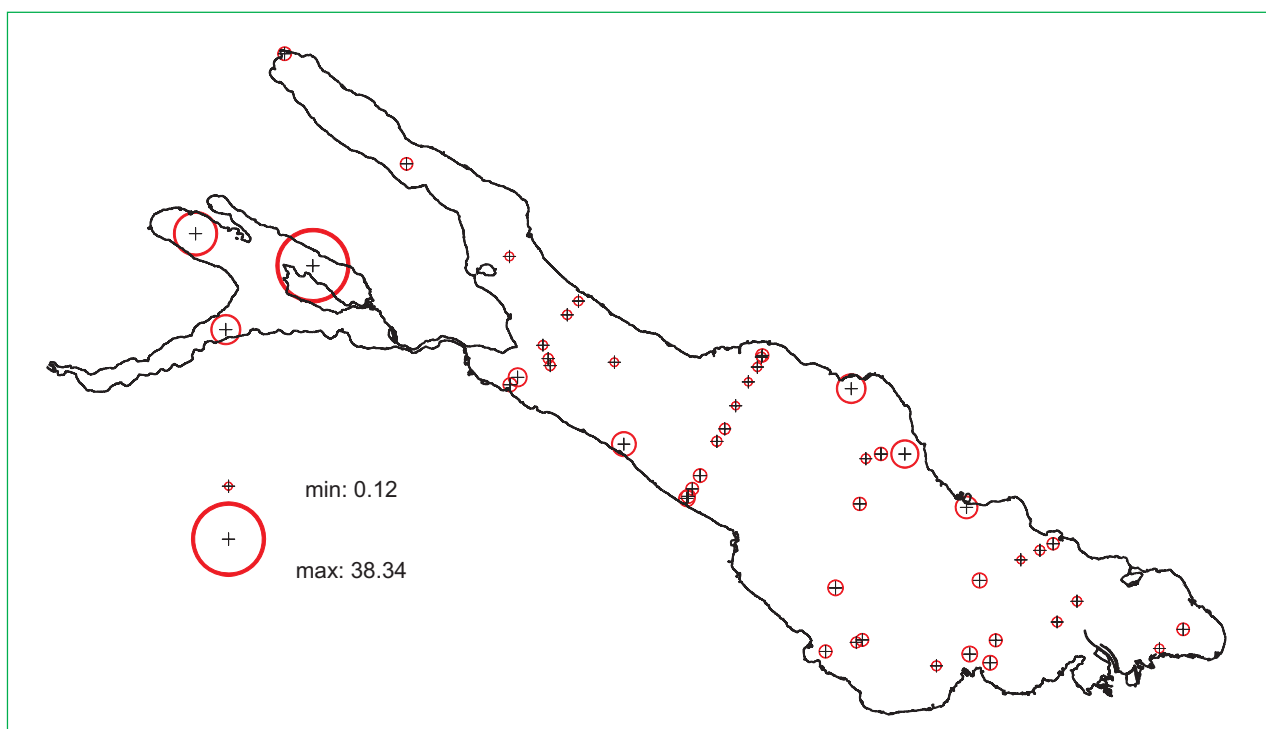


Abb. 44: Verteilungsmuster der Phaeophytin-a(17)-Konzentrationen in µg/g TG

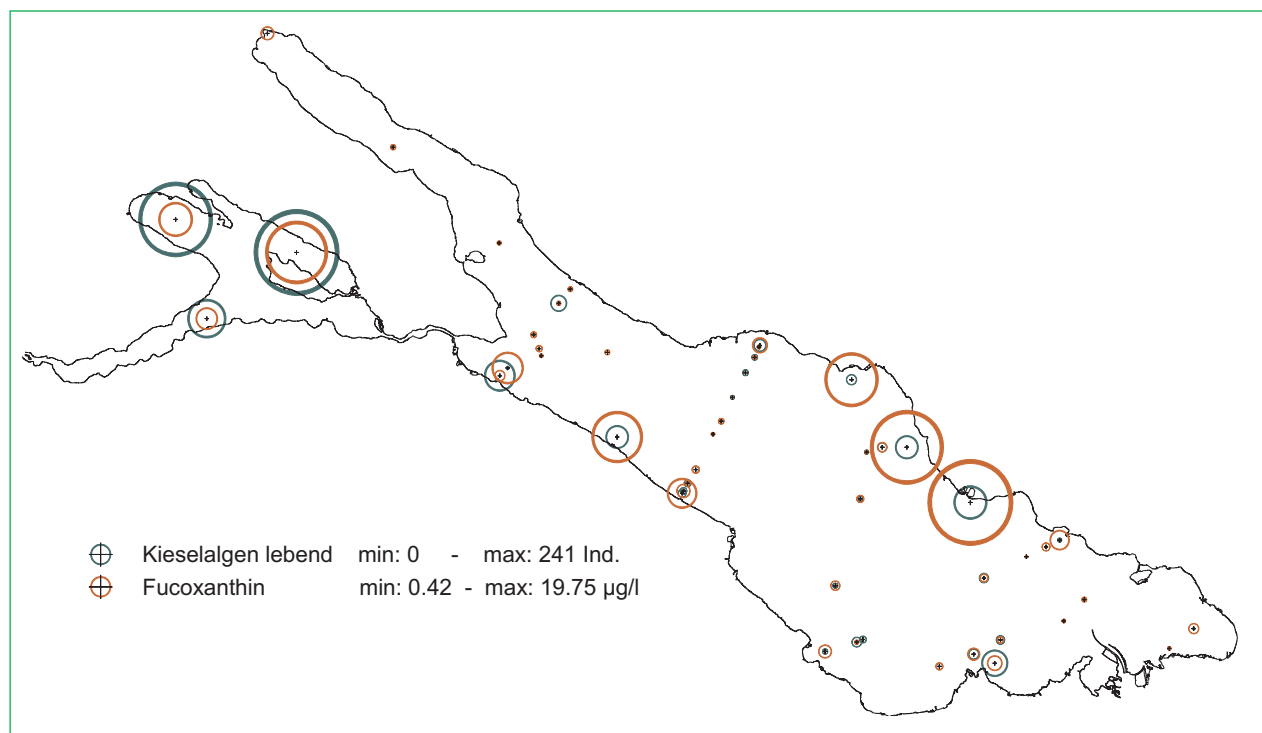


Abb. 45: Individuenhäufigkeit der Kieselalgen (lebend) und korrespondierendes Pigment Fucoxanthin

Phaeophorbide gelten in der Regel als Marker für Fraß durch herbivores Zooplankton (Fundel et al., 1998). Die Phaeophorbide mit den Retentionszeiten 23 und 24 min (Tab. 8) haben Konzentrationen zwischen 0,21 und 70,4 µg/g TG bzw. zwischen 0,12 und 20,5 µg/g TG. Die Verteilungsmuster beider Phaeophorbide sind ähnlich und zeigen im pelagischen Bereich des Obersees und im Untersee hohe Werte (Abb. 43). Mittlere Konzentrationen finden sich im Überlinger See und im südöstlichen Teil des Obersees. Niedrige Konzentrationen haben die Probenstellen im nordöstlichen Bereich des Obersees, also auch die Probenstellen LA, LB und OC, die sehr hohe Konzentrationen von Chlorophyll-a und Fucoxanthin aufweisen. Um aus den Konzentrationsunterschieden auf entsprechend variierende Grazing-Raten rückschließen zu können, fehlt die dafür notwendige Kenntnis der jeweiligen Sedimentationsraten.

Bei den Phaeophorbiden mit den Retentionszeiten 23 und 24 min (Tab. 8) sind die Konzentrationen in den Seeteilen Untersee, Überlinger See und Bregenzener Bucht signifikant verschieden.

Die **Phaeophytine** gelten in der Regel als Marker für Abbau durch Alterung der Phytoplanktonzellen. Die Phaeophytine mit den Retentionszeiten 44 und 51 min (Tab. 8) zeigen Konzentrationswerte bis 38,9 µg/g TG. Anders als bei den Phaeophorbiden zeigen sich im Obersee und im Überlinger See keine großen Unterschiede in den Phaeophytin-Konzentrationen

der einzelnen Probestellen. Im Untersee liegen die Werte deutlich höher (Abb. 44). Auch bei den Phaeophytinen gilt, dass die Werte im Untersee höher sind als an den übrigen Seeteilen.

Bei allen Pigmenten ist die hohe Standardabweichung im Obersee auffällig. Die bisherigen Auswertungen zeigen, dass im Obersee die Pigmentkonzentrationen in Ufernähe höher sind als im Pelagial des Obersees. Auffällig ist außerdem, dass die Pigmentkonzentrationen des Nordufers höher sind als am Südufer. Die einzige Ausnahme bildet das Pigment Phaeophorbid mit der Retentionszeit von 10 min. Hier ist die Standardabweichung im Pelagial deutlich größer.

Die beiden Pigmente Canthaxanthin (Leitpigment für Blaualgen) und Peridinin (Leitpigment für Dinophyceen) waren nur an einzelnen Probestellen nachweisbar. Für beide Pigmente sind Eichsubstanzen vorhanden, die ihre Detektion und Identifikation eindeutig ermöglichen. Canthaxanthin kommt an den Probestellen des Untersees (UZ, UG) und an zwei benachbarten Stellen des Südufers (FI, FK) vor. Diese Stationen weisen alle eine geringe Tiefe auf. Peridinin konnte nur an einer Probenstelle des Nordufers (FA) nachgewiesen werden. In den pelagischen IGKB-Wasserproben (Bregenzener Bucht und Fischbach – Uttwil) war Canthaxanthin bislang nicht nachweisbar, Peridinin ist in den IGKB-Wasserproben aus dem Herbst an beiden Stationen vorhanden.

Die Werte, die im Jahr 2004 im Rahmen des BUS-Projektes erhoben wurden, werden ergänzt durch

Werte, die 2005 an zwei weiteren Stationen kontinuierlich erhoben wurden. Neben den Werten der Sedimentoberfläche stehen außerdem Werte zur Verfügung, die aus Sedimentfallen und aus dem Wasserkörper selbst gewonnen wurden. Die Ergebnisse sind im Kapitel „Seegeschehen im Jahresverlauf“ dargestellt.

Vergleich von Algenzählung und Pigment-Bestimmung

Da Planktonalgen auch die Hauptquelle für die im vorangehenden Abschnitt betrachteten Pigmente darstellen, wäre zunächst zu erwarten, dass die Verteilungsbilder einzelner Algengruppen und die Verteilungsbilder der für diese Gruppen charakteristischen Leitpigmente sehr ähnlich sind. Die Befunde zeigten jedoch generell nur sehr schwach ausgeprägte oder keine Korrelationen. Lediglich bei lebenden Kieselalgen und Fucoxanthin (Leitpigment für Diatomeen und Chrysophyceen, siehe vorangehender Abschnitt) zeigte sich nämlich ein signifikanter Zusammenhang; dieser ist allerdings auch zwischen toten Kieselalgen und Fucoxanthin nicht wesentlich schlechter. Es muss außerdem be-

rücksichtigt werden, dass Fucoxanthin auch für Chrysophyceen ein Leitpigment ist. Chrysophyceen wurden aber (mit Ausnahme von Cysten) nie als definierte Zellen im Sediment gefunden.

Bei Grünalgen (Leitpigment Chlorophyll-b) und Blaualgen (Leitpigment Zeaxanthin) zeigten sich überhaupt keine bzw. nur schwache Korrelationen zwischen Algengruppen und entsprechenden Leitpigmenten. Bei den Grünalgen ist dies mit hoher Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen, dass das mit dem HPLC-Verfahren erfasste Material nur zum geringeren Teil von Plankton-Algen stammt. Es dürfte vielmehr zum größeren Teil aus Resten makroskopischer Fadenalgen und aus Makrophytenresten bestehen. Für Alloxanthin (Leitpigment für die Cryptophyceen) und Peridinin (Leitpigment für die Dinophyceen) konnten überhaupt keine Korrelationen berechnet werden, da die entsprechenden Algengruppen in den Algenzählungen nicht festgestellt wurden. Das weist darauf hin, dass ein beträchtlicher Teil der im See produzierten Algenbiomasse postmortal auch über indirekte Wege als „Detritus“ ins Sediment gelangt. Das zeigt sich nochmals bei der Betrachtung der saisonalen Entwicklung der Sedimentation (siehe im folgenden

Kapitel).

Die Betrachtung von mikroskopischen Algenzählungen mit aus HPLC-Bestimmungen erhaltenen Pigmentgehalten ergab also, dass eine Vergleichbarkeit zwischen beiden Parametern nicht ohne Weiteres gegeben ist. Dieses kann unschwer damit begründet werden, dass bei der Algenzählung ausschließlich definierte Zellkörper – lebend oder tot – erfasst werden, während bei der HPLC-Bestimmung alle im untersuchten Material enthaltenen Pigmente erfasst werden. Somit wird mit diesem Verfahren der Beitrag zerfallener Algenkörper sowie möglicherweise (im Fall von Chlorophyll-b als Leitpigment für Grünalgen) auch Makrophytenreste und allochthon eingetragenes, pflanzliches Material aus dem Ufer- und Zuflussbereich zusätzlich er-

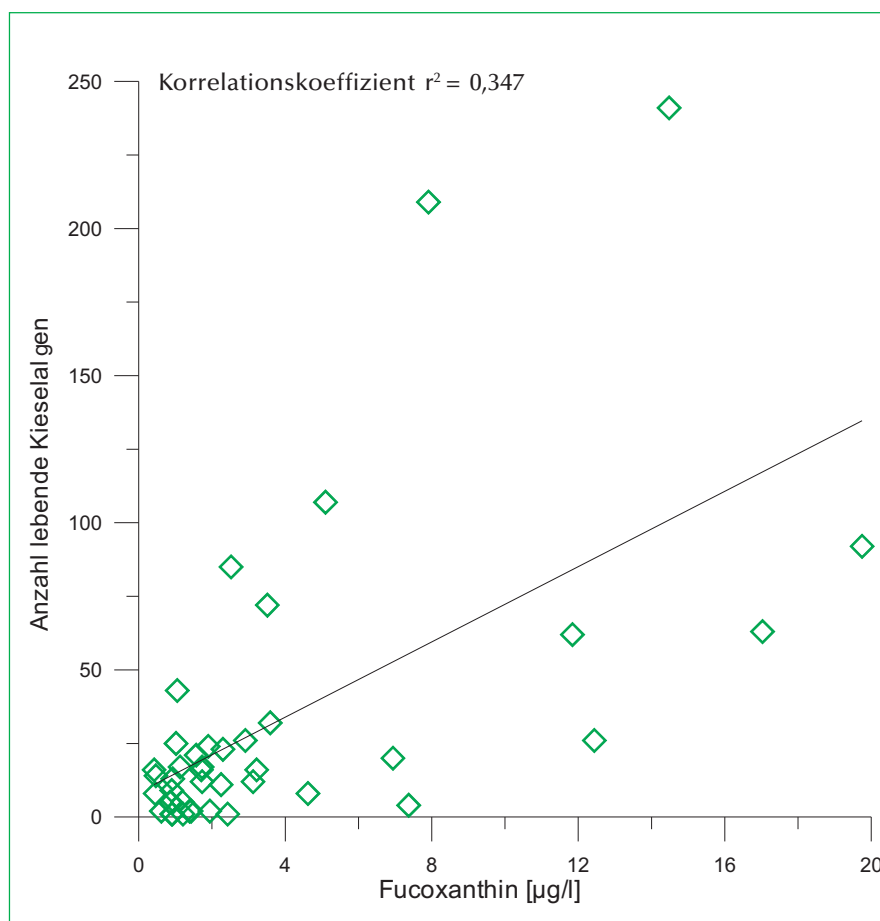


Abb. 46: Korrelation zwischen der Individuenhäufigkeit der Kieselalgen (lebend) und korrespondierendem Pigment Fucoxanthin

fasst. Diese Betrachtung macht deutlich, dass sich die hier erarbeiteten Ansätze zur Erfassung des Beitrags pflanzlicher Substanzen in den Sedimenten gut ergänzen: Während allein die mikroskopische Zählung eine detaillierte Artinformation sowie auch konkretere Aussagen über die Vitalität der sedimentierenden Algen erlaubt, ermöglicht die Erfassung der Pigmentmuster eine Information über den Gesamtbeitrag aller pflanzenbürtigen Substanzen (Algen, Makrophyten, terrestrische Pflanzen) zur Sedimentation im See.

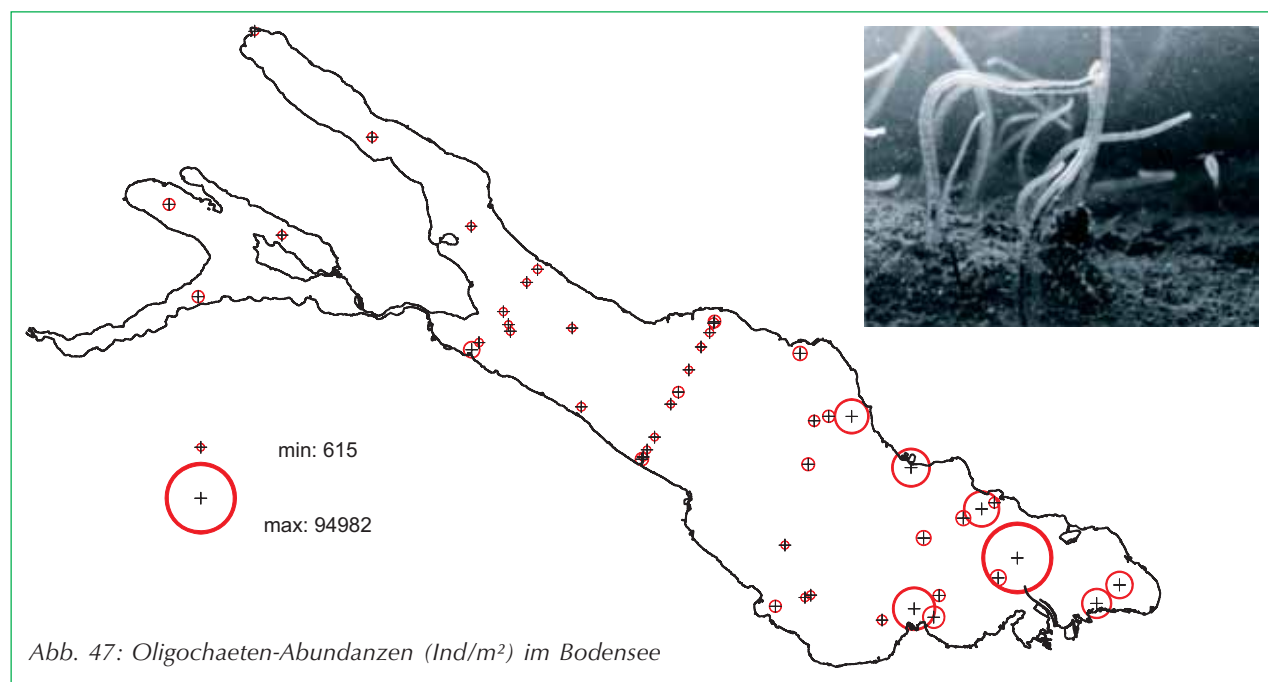
Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos

Das Makrozoobenthos umfasst die makroskopisch (also mit bloßem Auge) sichtbaren tierischen Lebewesen des Seebodens und wird hier rein größenmäßig definiert als die von einem 200 µm (= 0,2 mm) Sieb zurückgehaltenen Tiere. Diese Lebensgemeinschaft wird in den hier vorwiegend untersuchten tiefen Sedimenten von der Gruppe der Wenigborster (Oligochaeten) dominiert. Sie gehören zu der mit den Regenwürmern verwandten Tier-Klasse der Ringelwürmer (Anneliden). Die zweithäufigste Gruppe sind Insektenlarven aus der Gruppe der Zuckmücken (Chironomiden), daneben kommen auch Strudelwürmer (Turbellarien) und Erbsmuscheln (Pisidien) in größeren Mengen vor. Nur an ufernäheren, weniger tiefen sublitoralen Bereichen findet man zusätzlich andere Insektenlarven wie Eintagsfliegen und Köcherfliegen, ebenso Weichtiere wie Schnecken und andere Muscheln (vor allem Dreikantmuscheln) sowie größere Klein-

krebse (vor allem Bachflohkrebse, teilweise auch Blattfußkrebse).

Die relativ artenarme, aber individuenreiche Gruppe der **Wenigborster (Oligochaeten)** stand schon seit jeher im Mittelpunkt der Untersuchungen von Benthosorganismen im See. Die schon seit über einem halben Jahrhundert erhobenen Bestandsaufnahmen bildeten eine wichtige Grundlage für Bewertungen des Seebodenzustands (IGKB, 1981, 1988, 1998, Probst et al., 1988).

Insgesamt konnten bei den Erhebungen 15 Arten eindeutig bestimmt werden. Vier selten vorkommende Arten konnten nicht eindeutig angesprochen werden. Drei weitere, stellenweise in hohen Dichten vorkommende Morpho-Typen konnten nicht zugeordnet werden. Abb. 47 zeigt die Verteilung der Gesamt-Abundanzen (Populationsdichte) an den Probenstellen. Sie bestätigt das schon seit den ersten Untersuchungen gefundene Verteilungsbild mit hohen Abundanzen in zuflussnahen Tiefensedimenten (v. a. im Sedimentationsbereich des Alpenrheins und der Bregenzer Ach) und in sublitoralen Bereichen. Demgegenüber wurden in zuflussfernen, tieferen Seebereichen nur geringe Abundanzen angetroffen. Die mittlere Oligochaeten-Abundanz betrug 11.646 Ind/m², maximal wurden in der Einzelprobe 184.000 Ind/m² gezählt. Der Anteil der Naididen schwankte zwischen 3,6 und 7,7 %, der Anteil der Lumbriculiden zwischen 2,0 und 10,8 %. Tubifex tubifex bleibt die häufigste Tubifizidenart im Bodensee (19,6 %). Potamotheix heuscheri, Limnodrilus hoffmeisteri, Spirosperma ferox und Potamotheix hammoniensis tragen zusammen rund



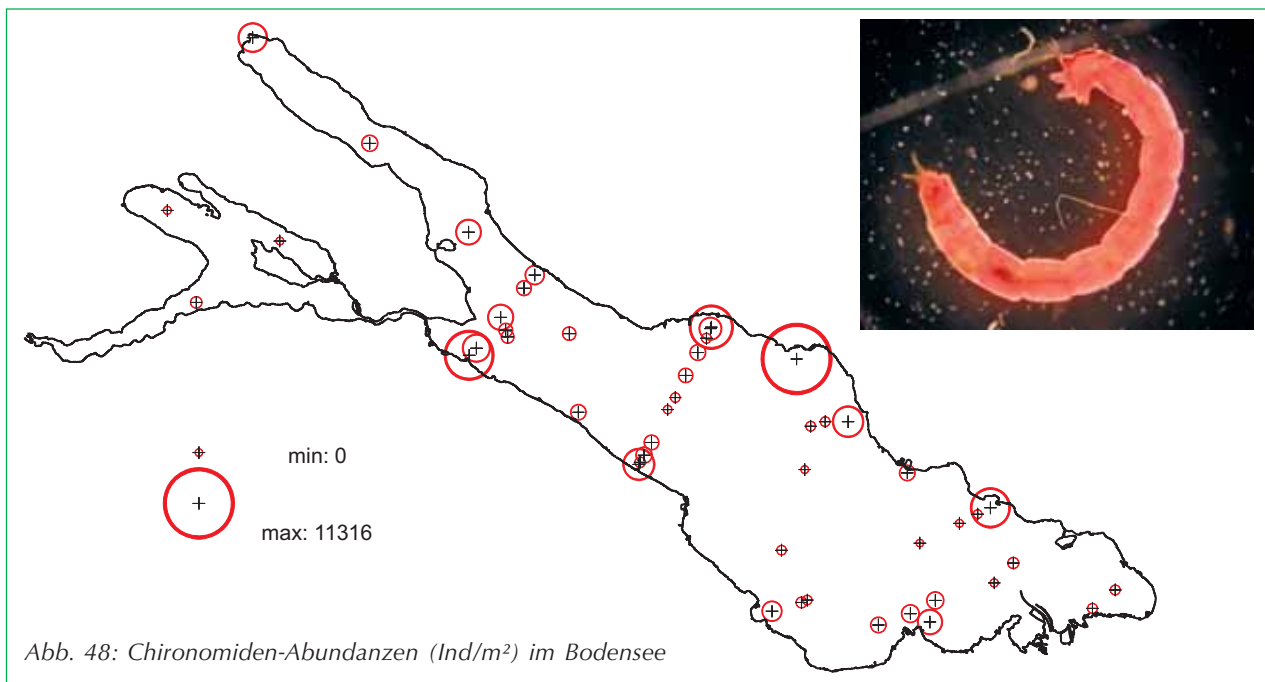


Abb. 48: Chironomiden-Abundanzen (Ind/m²) im Bodensee

45 % zur Gesamtabundanz bei. *Tubifex tubifex* bevorzugt profundale Habitate. Eine Präferenz hinsichtlich Flussmündungen oder allochthonen Einflüssen ist schwer abzuleiten. *Limnodrilus hoffmeisteri* hat höhere Abundanzen in flacheren, flussmündungsnäheren Habitaten. Als Neozoe wurde erstmals die oligomesotrophe Art *Potamothenis vejovskyi* nachgewiesen, die eine stabile Populationsgröße erlangt zu haben scheint (4,4 %). Die Art ist insbesondere in der Bregenzer Bucht abundant und zeigt eine deutliche Präferenz für flache Bereiche. Im Neuenburger See und im Genfer See wurde die Verbreitung der Art seit Mitte der neunziger Jahre dokumentiert (Lods-Crozet & Reymond, 2005). Es kann davon ausgegangen werden, dass sie sich auch am Bodensee in den kommenden Jahren weiter ausbreiten wird.

Für die oligotraphente Lumbriculiden-Art *Stylodrilus heringianus* war eine leichte Zunahme zu verzeichnen (2 %). Einen nachdrücklicheren Beleg für die Tendenz zur langsamen Verstetigung der Reoligotrophierung des Bodensees wurde durch die rund 80-prozentige Zunahme der oligo-mesotraphenten Art *Spirosperma ferox* erbracht.

Die Kampagne 2004 ermöglichte zum ersten Mal einen Vergleich mit den Daten der intensiven Benthos-Untersuchung in den Jahren 1972 bis 1978 (IGKB, 1981, 1988), auch wenn sowohl Beprobungszeitraum und -Methodik sehr verschieden waren. Die Abundanzen in der aktuellen Kampagne sind rund doppelt so hoch, allerdings dürfte der größte Teil durch die kleinere Maschenweite bedingt sein. Hinsichtlich der Tiefenpräferenz ist das Muster unverändert: Der Übergangsbereich zwi-

schen Flachwasser und Tiefenzone weist die höchste Tierdichte auf, das Profundal die geringste.

Die **Zuckmückenlarven (Chironomiden)** sind die zweithäufigste Benthosgruppe in profundalen Seesedimenten. In der Seentypologie haben die Chironomiden hinsichtlich der Trophie-Indikation schon eine lange Tradition. Sie eignen sich gut als Trophie-Indikatoren in Seen, da die Zusammensetzung der Chironomidengesellschaften vor allem von der Nahrungsqualität und -quantität sowie vom Sauerstoffgehalt in der Sediment-Wasser-Grenzschicht abhängt.

Auch für diese Organismengruppe wurden am Bodensee schon in den 60er Jahren des vergangenen Jahrhunderts erste qualitative Bestandsaufnahmen gemacht. Zusätzlich erfassten alle bisherigen IGKB-Seeboden-Untersuchungen die Gesamt-Abundanzen der Chironomiden. Erstmals im Rahmen der BUS-Untersuchungen wurde nun auch eine seewerte qualitative und quantitative Bestandsaufnahme der profundalen Sedimente vorgenommen.

Von den bisher am Bodensee nachgewiesenen 127 Chironomidenarten (Reiss, 1968) wurden im Rahmen des BUS-Programms 36 Arten gefunden. Die geringere Artenzahl kann vor allem auf die hier erfolgte Fokussierung auf profundale Probenstellen erklärt werden, da die oben genannte Studie auch die bekanntlich viel artenreicheren litoralen Bereiche mit einbezog. Auch innerhalb der Profundalsedimente zeigte sich aber, dass die Artenzahl und Individuendichten vom Ufer zur Seemitte stark abnehmen. Das kommt auch in dem Verteilungsbild für die Individuendichten (Abb. 48) gut zum Ausdruck.

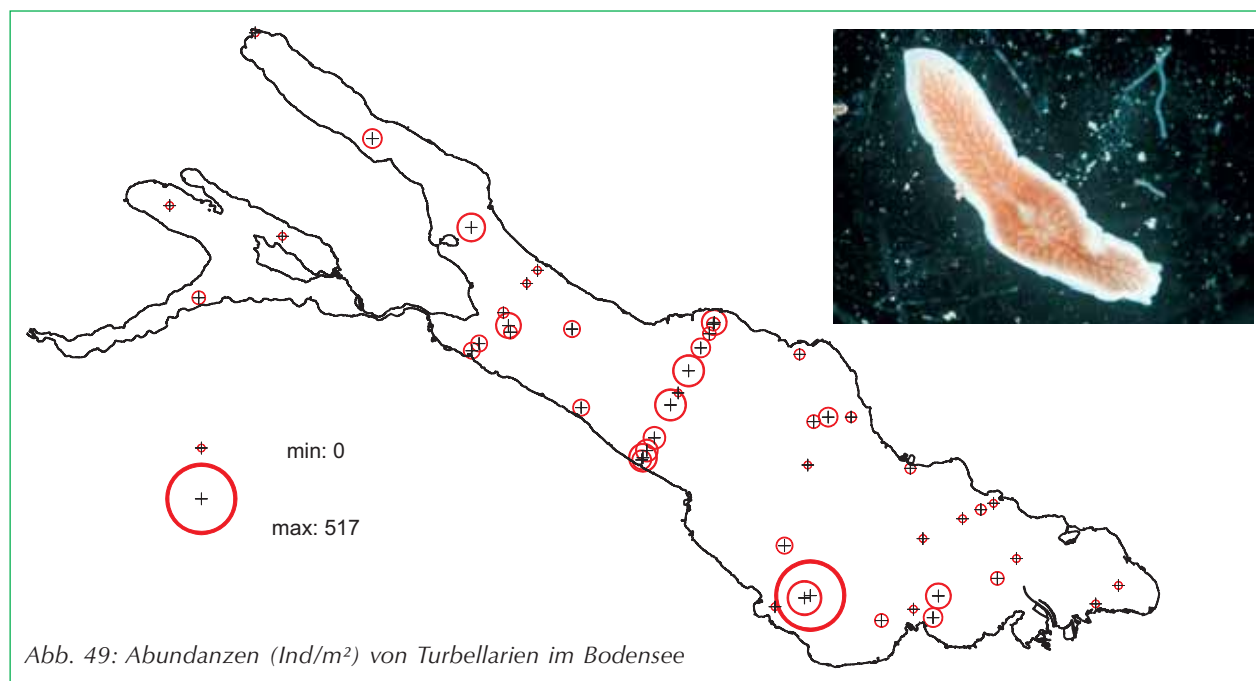


Abb. 49: Abundanzen (Ind/m²) von Turbellarien im Bodensee

Im Profundal des Bodensees ist die zur Gruppe der Tanytarsini zählende Gattung *Micropsectra* vorherrschend. An den tiefsten Stellen des Sees wurden lediglich diese Gattung und *Ablabesmyia* sowie *Tanytarsus* – und damit die schon von Thienemann als typische Bewohner oligotropher Seen beschriebenen Gattungen mit hoher Empfindlichkeit für Sauerstoffdefizite – vorgefunden. Demgegenüber nahmen die Dichten in flacheren Bereichen zu, ebenso ändert sich das Artenmuster hin zu einer Dominanz der Gattung *Paracladius*. Auffällig ist aber in diesem Zusammenhang auch die geringe Abundanz von Chironomiden in dem vergleichsweise flachen Untersee, vor allem im Gnaden- und Zellersee. Es liegt nahe, die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse in diesen Seeteilen als Hauptursache dafür zu sehen. Im Vergleich zu früheren qualitativen Untersuchungen (mit Artauflösung) sind die jetzt beschriebenen Arten weitgehend unverändert (Reiss, 1968). Auch die Individuendichten und deren räumliche Verteilung lassen zumindest gegenüber den Untersuchungen aus den 1970er und 80er Jahren keine auffälligen Änderungen erkennen (IGKB, 1981, 1985), während sich gegenüber Bestandsaufnahmen aus den 20er Jahren (Lundbeck, 1936) Abundanzzunahmen im Obersee und -abnahmen im Untersee abzeichnen. Allerdings bleibt dabei noch offen, in welchem Umfang die damaligen Erhebungen quantitativ vergleichbar sind.

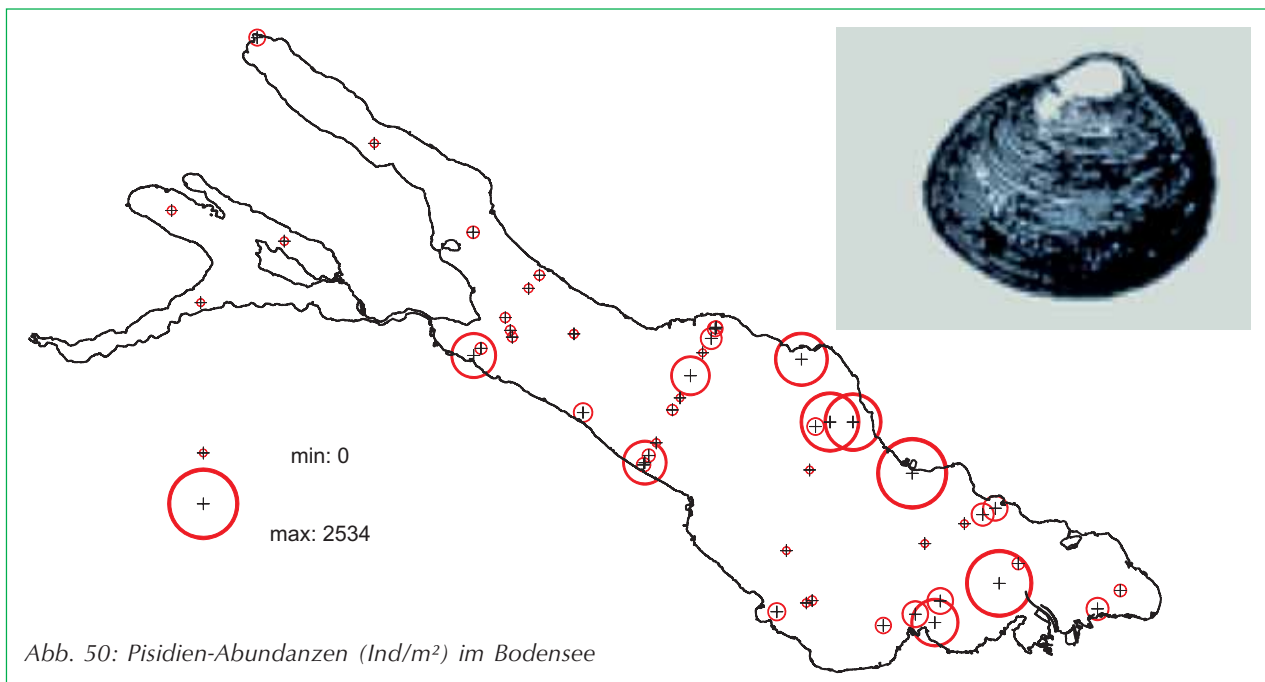
Die **Strudelwürmer (Turbellarien)** sind eine ebenfalls im See schon lange beobachtete Tiergruppe (Rixen, 1968), da sie als räuberische Organismen insbesondere auch Fraßverluste für die am Seebo-

den abgelegten Felcheneier bewirken können. Mit Dichten unter 1000 Tieren/m² liegen deren Häufigkeiten allerdings ein bis zwei Größenordnungen unter denen der Chironomiden und der Oligochaeten. Abb. 49 zeigt, dass diese Tiergruppe bevorzugt in größeren Wassertiefen gefunden wurde. Auffällig ist auch deren fast (bis auf den Rheinsee) vollständiges Fehlen im Untersee. Wegen fehlender seewweiter Vergleichsuntersuchungen früherer Jahre sind Aussagen über zeitliche Entwicklungen nicht möglich.

Die kugelförmigen, sehr kleinen **Erbsmuscheln (Pisidien)** sind ebenfalls feste Bestandteile der Seeboden-Lebensgemeinschaften. Die Dichten liegen meist zwischen 100 und 1000 Tieren/m². Abb. 50 zeigt, dass ihre Besiedlungsschwerpunkte vor allem in den ufernahen Bereichen des Sees liegen. Auch hier ist allerdings das vollständige Fehlen der Tiere im Untersee auffällig. Demgegenüber wurden 1928 in allen Seeteilen und -tiefen des Untersees Dicht-

Tiefe	Individuen	Artenzahl
0-24 m	4945	106
25-49 m	3782	110
50-74 m	2734	84
75-99 m	2329	46
100-124 m	1977	68
125-149 m	2324	57
150-199 m	1564	48
200-250 m	1884	41

Tab. 9: Abhängigkeit der Individuen- und Artenzahl der Nematoden von der Wassertiefe



ten von 10 bis 600 Tieren vorgefunden, während am Obersee eher geringere Dichten als heute angetroffen wurden.

Organismen des Meiobenthos

Unter dem Meiobenthos werden rein operational die Organismen zusammengefasst, die ein 200-µm-Sieb passieren, dagegen von einem 40-µm-Sieb festgehalten werden. Entsprechend handelt es sich um sehr kleine, nur mit Mikroskop oder Binokular bestimmbare, sedimentbewohnende Organismen, die in Anpassung an den Lebensraum des Sedimentes – unabhängig von ihrer stammesgeschichtlichen Herkunft – meist wurmförmige Gestalt haben (Witthöft-Mühlmann et al., 2006). Am Bodensee wurde dieser Organismengruppe – ebenso wie in anderen Seen – bisher vergleichsweise wenig Beachtung geschenkt. Da sich aber die Erkenntnis verdichtet, dass diese Organismen eine bedeutende Rolle im Nahrungsnetz und den Stoffumsetzungen von Sedimenten haben können (Traunspurger, 2000), erschien es sinnvoll, diese im Rahmen dieses Projektes ebenfalls für die Untersuchungen zu berücksichtigen. Die zahlenmäßig bedeutendsten Vertreter dieser Lebensgemeinschaft sind die Nematoden (Fadenwürmer) und Rotatorien (Rädertiere). Darüber hinaus finden sich auch Kleinkrebse (Copepoden, Harpacticoide und Ostrakoden) in größerer Zahl und – in geringeren Dichten – Tardigrade (Bärtierchen) und Gastrotriche (Bauchhärlinge). Als Nebenprodukt wurden in dieser Größenfraktion auch die Dauereier von Daphnien (Wasserflöhe) mit erfasst und damit auch eine potentiell aussagekräftige

Informationsquelle zur horizontalen Verteilung einer Biokomponente des Planktons erschlossen.

Fadenwürmer (Nematoden): Im Rahmen der BUS-Untersuchungen konnte erstmals eine seewerte, nach Arten aufgelöste Bestandsaufnahme der Nematodenpopulationen von profundalen Sedimenten vorgenommen werden. Zuvor lag bisher nur eine qualitative Arteninventarisierung (Mico-

	WH (allochthon)	FG (autochthon)
Nematoden pro Corer	1195 (572-1744)	145 (61-226)
Zahl der Arten	18	26
Algenfresser (dominant)		
Ethmolaimus pratensis	21,2 %	0,15 %
Prismatolaimus intermedius	0	12,6 %
Bakterienfresser (dominant)		
Eumonhystera filiformis	37,3 %	1,3 %
Eumonhystera vulgaris	0,2 %	3,0 %
Eumonhystera andrassy	2,3 %	1,4 %
Eumonhyst. spec filiformis	2,3 %	0
Monhystera paludicola/sta	17,7 %	0,5 %
Monhystera lemani	2,5 %	3,4 %
Monhystera stagnalis	2,6 %	0
Hofmaenneria brachystoma	0	27,3 %
Omnivor (dominant)		
Tobrilus gracilis	10,6 %	15,5 %
Tobrilus medius	0	3,9 %
Tobrilus pellucidus	0	5,2 %
Ironus tenuicaudatus	0,7 %	16,3 %

Tab. 10: Nematoden-Besiedlung an der allochthonen Probenstelle WH und der autochthonen Probenstelle FG

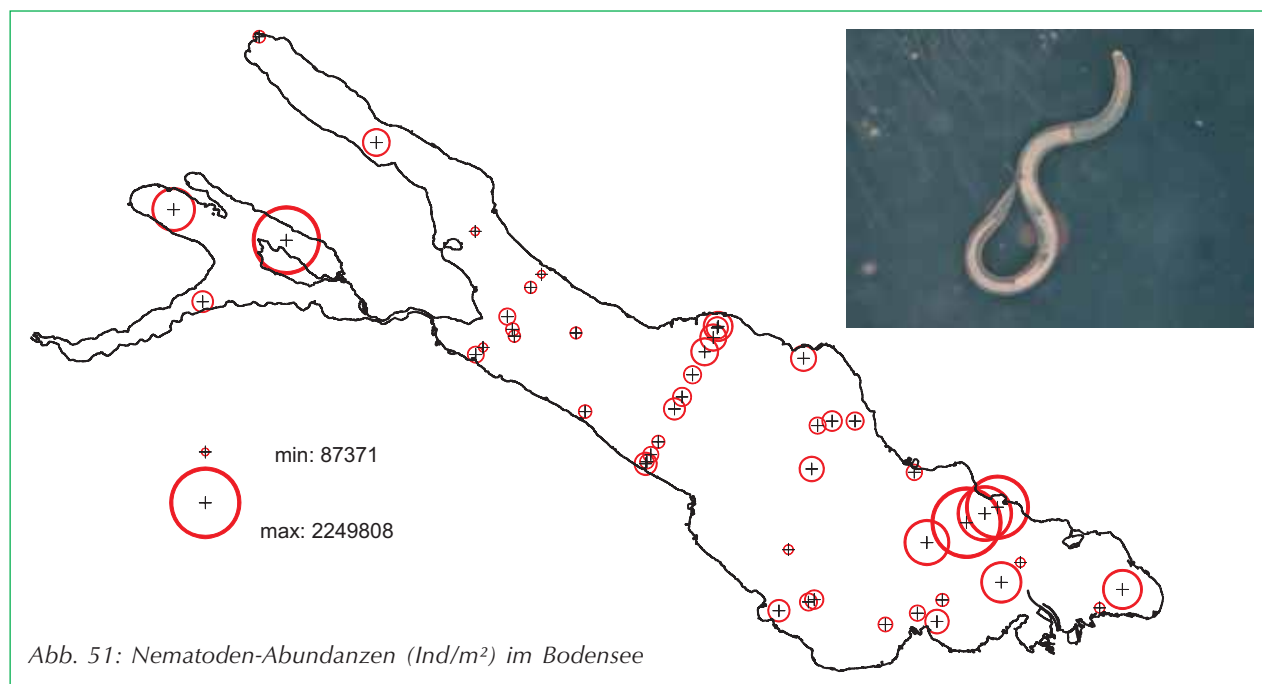


Abb. 51: Nematoden-Abundanzen (Ind/m²) im Bodensee

letzky, 1922) sowie eine quantitative und qualitative Erfassung der Bestände in litoralen Sedimenten vor (Witthöft-Mühlmann et al., 2006). Insgesamt wurden 21539 Nematoden auf Artniveau bestimmt. Im Bodensee konnten ca. 150 Arten aus 78 Gattungen unterschieden werden.

Im Allgemeinen kann mit zunehmender Wassertiefe eine Abnahme der Artenzahl und der Individuendichten festgestellt werden (Ausnahme: 75-99 m Wassertiefe, Tab. 9). Besonders viele Tiere finden sich auch in den Probenstellen des Untersees mit einem Maximum im Gnadensee, gefolgt vom Zellersee, während im Rheinsee deutlich geringere Dichten angetroffen wurden (Abb. 51).

Neben der Wassertiefe erscheint die Quelle und die Menge der als Nahrungsversorgung dienenden Zufuhr organischen Materials aus der Sedimentation von großer Bedeutung für die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft zu sein. Das macht ein Vergleich der auch 2005 ausgewählten Probestellen WH (v. a. allochthoner Eintrag) und FG (v. a. autochthoner Eintrag) deutlich (Tab. 10):

- An der Stelle WH (allochthoner Eintrag) war die Nematodendichte um etwa den Faktor 8 erhöht.
- Die Artenzahl ist an der autochthonen Probestelle (FG) höher (26 vs. 18 Arten).
- Die allochthone Probestelle ist geprägt von typischen schnellwüchsigen Opportunisten („R-Strategen“ Eumonhystera, Monhystera), einer dominanten algenfressenden Art (Ethmolaimus), einer omnivoren Art (Tobrilus gracilis) und der Abwesenheit von Räubern. Die autochthone Probestelle ist geprägt von der algenfressenden Art Pristomatolaimus intermedius, wenigen R-Strate-

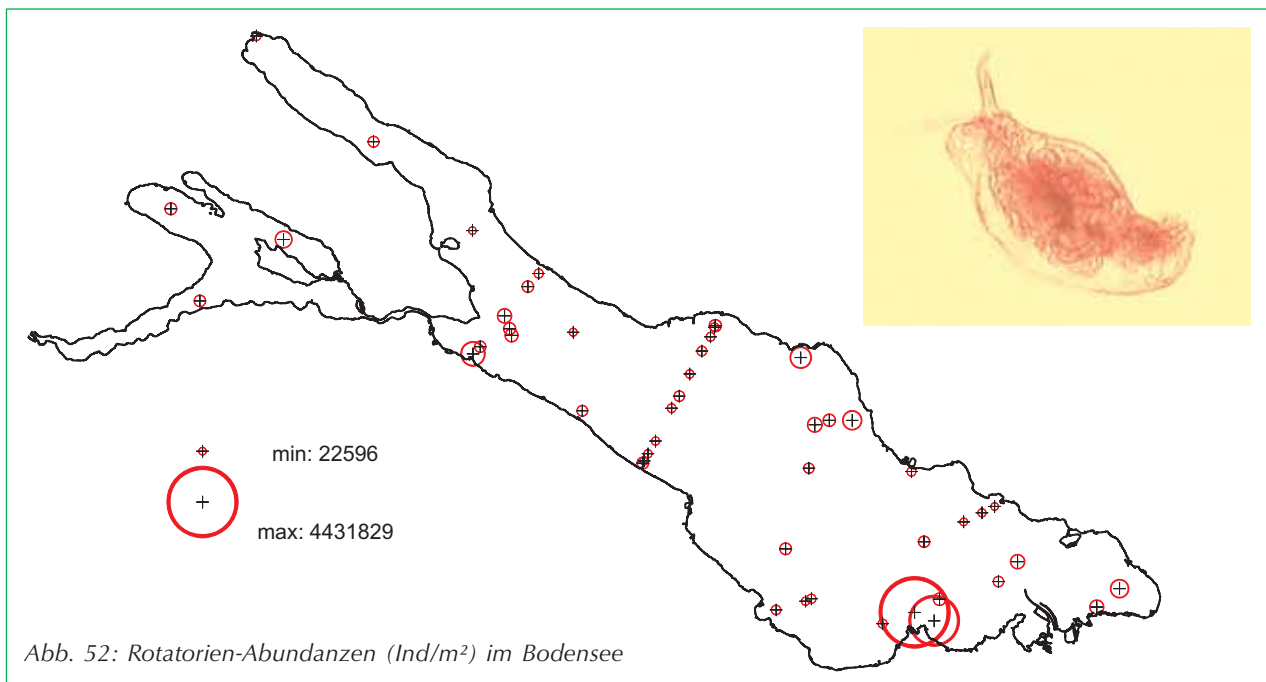
gen und der bakterienfressenden (und algenfressenden) Art Hofmannella brachystoma sowie von drei omnivoren Arten der Gattung Tobrilus und der räuberischen Art Ironus tenuicaudatus.

Insgesamt ist die Probestelle FG durch eine höhere Stabilität gekennzeichnet, das heißt die Arten sind gleichmäßiger verteilt mit einer Dominanz von „K-Strategen“, also Arten mit geringeren Reproduktionsraten und mit einer Anpassung an geringe Nahrungsressourcen.

Obwohl **Rädertiere (Rotatorien)** eine zahlenmäßig bedeutende Tiergruppe des Benthos darstellen, ist ihre Abundanz im Bodensee in profundalen Sedimenten noch nie erfasst worden. Wie Abb. 52 zeigt, weisen diese Tiere ein anderes Verteilungsbild als die Nematoden auf (Korrelationskoeffizient $r^2 = 0,11$). Schwerpunkte finden sich eher in ufernäheren Stellen mit geringeren Wassertiefen, insbesondere auch in der Nähe von Flussmündungen (die Maximalwerte wurden vor der Mündung des alten Rheins angetroffen) und im Konstanzer Trichter. Im Untersee sind keine auffällig hohen Werte, jedoch sind auch dort die Dichten abnehmend in der Reihenfolge Gnadensee, Zellersee, Rheinsee.

Kleinkrebse (Crustaceen: Harpacticoiden und Copepoden):

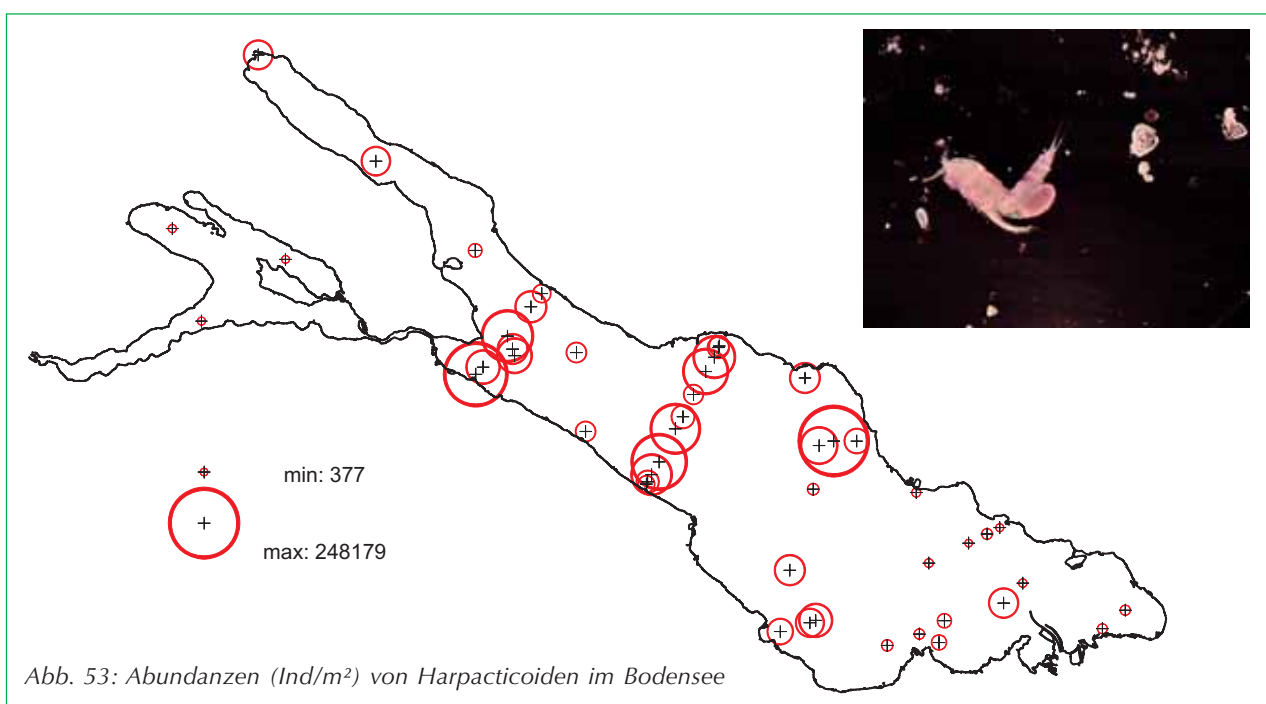
Neben den Ruderfußkrebsen und Muschelkrebsen stellen die mit diesen eng verwandten harpacticoiden Krebse die bedeutendsten Vertreter der Kleinkrebse dar. Auch deren qualitative und quantitative Zusammensetzung wurde bislang am See noch nicht untersucht. Für diese Grup-

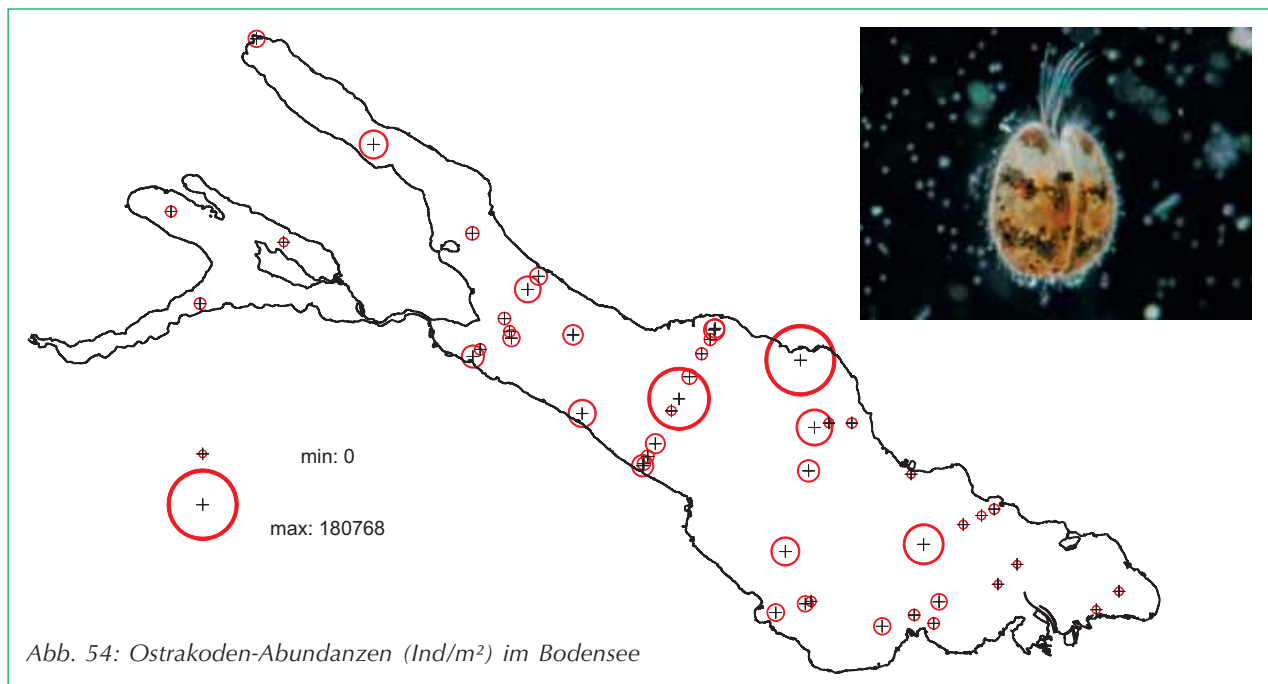


pe ist am auffälligsten, dass ihre Abundanzen auch bis in größere Tiefen hoch lagen, sie scheinen also gut an die profundalen Lebensbedingungen von tiefen oligotrophen Voralpenseen angepasst zu sein. Allerdings weisen ihre geringen Dichten in den durch den Alpenrhein bestimmten nordöstlichen Sedimentprovinzen auf eine Meidung von Habitaten mit hoher Sedimentationsrate hin. Ebenso auffällig ist bei diesen Organismen das fast vollständige (bis auf geringe Abundanzen im Rheinsee) Fehlen im Untersee (Abb. 53).

Die Verteilungsbilder der ebenfalls miterfassten Ruderfußkrebse (Copepoden) sind grundsätzlich denen der harpacticoiden Krebse ähnlich.

Für die aufgrund ihrer kugelig-ovalen Kalkschalen **Muschelkrebse (Ostrakoden)** genannte, weitere Gruppe von Kleinkrebsen lagen bisher einige Bestandsaufnahmen aus dem östlichen Seebecken vor (Löffler, 1968). Darüber hinaus wurde und wird diese Gruppe auch im Zusammenhang mit der Rekonstruktion von nacheiszeitlichen Klimaentwicklungen aus Sedimentkernen untersucht, da sich Anteile von ¹⁸O-Isotopen in den Karbonaten der Kalkschalen mit den jeweils gegebenen klimatischen Randbedingungen ändern. Auch hier wurde mit den BUS-Untersuchungen erstmalig eine seeweite Bestandsaufnahme vorgenommen. Auch diese Gruppe zeigt innerhalb des Obersees vergleichs-



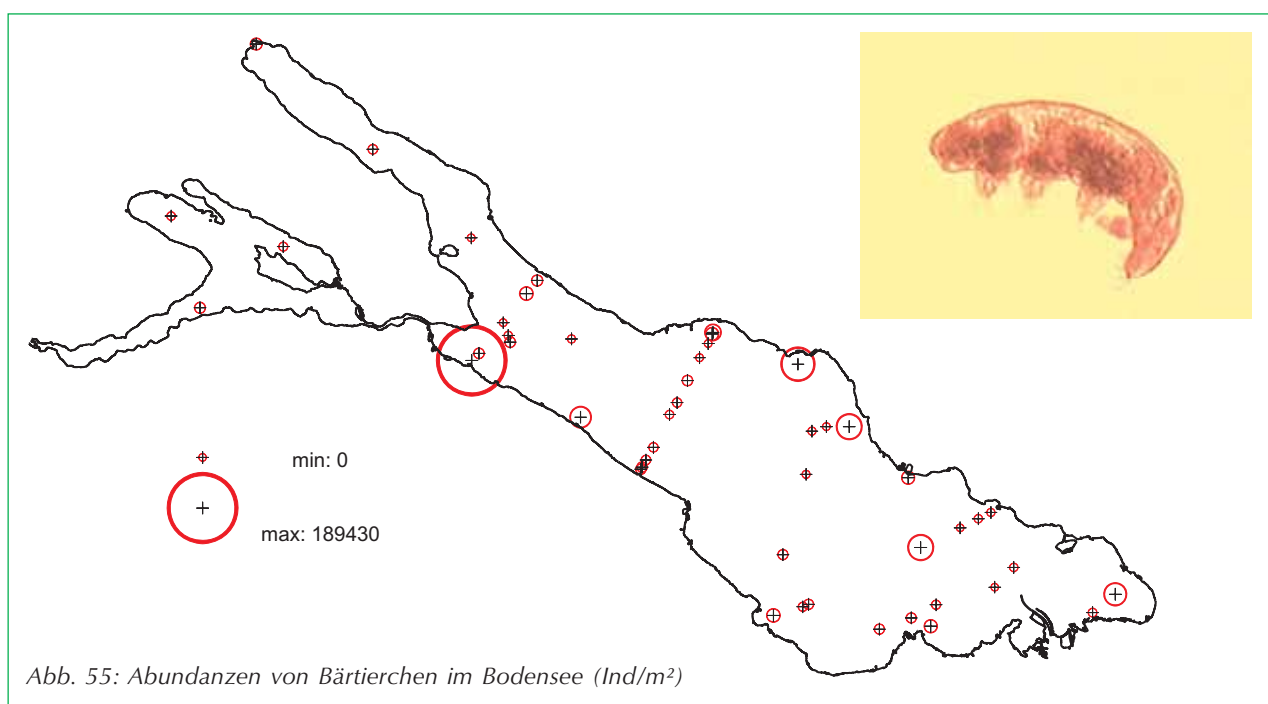


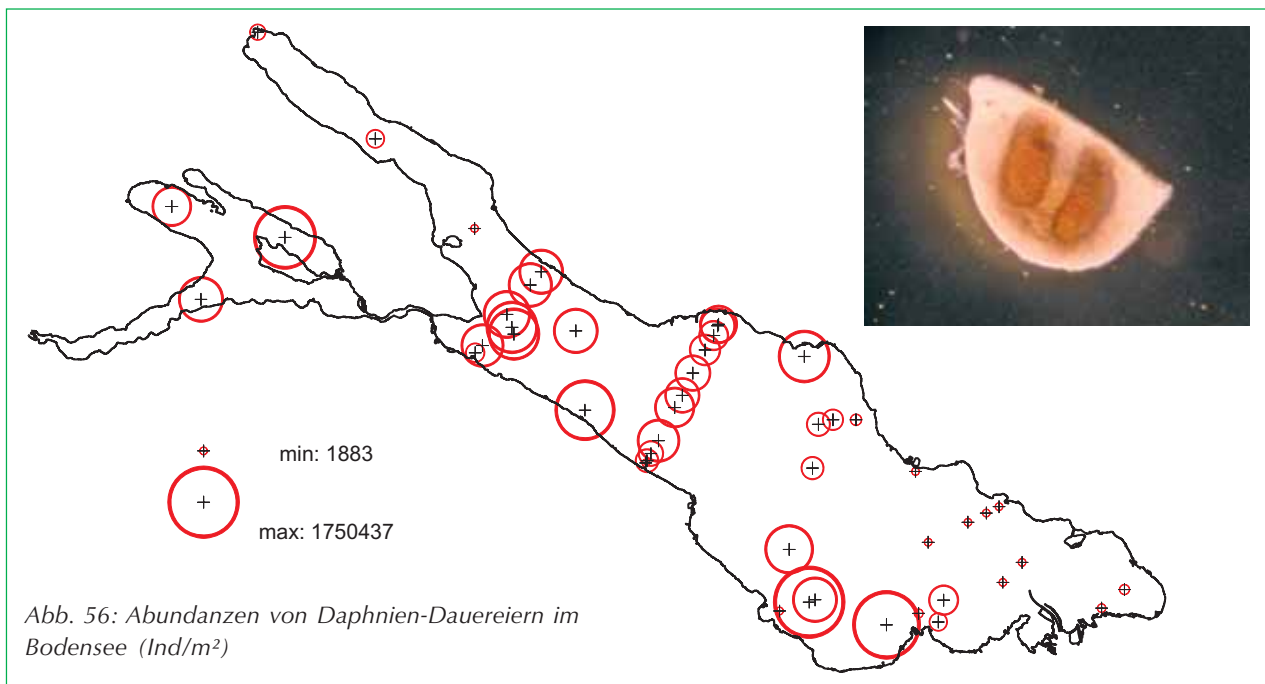
weise ähnliche Individuendichten ohne ausgeprägte Präferenzen für Wassertiefen. Beispielsweise liegen die Maxima an der tiefsten Stelle und an einer relativ flachen Stelle der Friedrichshafener Bucht (Abb. 54). Es fällt aber auch hier auf, dass die nordöstlichen, stark durch Rheinsedimentation beeinflussten Stellen sehr individuenarm sind. Ebenso weisen die Probenstellen am Untersee niedrige Dichten auf mit einem Minimum am Gnadensee.

Die tonnenförmigen, mit 3 Beinpaaren ausgestatteten **Bärtierchen (Tardigrade)** sind eine weitere bedeutende Tiergruppe des Meiobenthos, für die am Bodensee mit Ausnahme der schon erwähnten Un-

tersuchungen im Schussenmündungsgebiet (Witthöft et al., 2005) noch keine Untersuchungen vorlagen. Das erhaltene Verbreitungsbild weist auf eine Präferenz flacherer Seebereiche mit Maxima in der Friedrichshafener und Konstanzer Bucht sowie vor Mündungen der kleineren Zuflüsse hin (Abb. 55). Wiederum erweisen sich die nordöstlichen Probenstellen als außerordentlich individuenarm. Ebenso fallen auch am Untersee, insbesondere im Gnadensee und Zellersee, geringe Individuendichten auf.

Dauereier von Wasserflöhen: Mit der Aufarbeitung der Meiobenthos-Proben ergab sich auch die Möglichkeit, die Dichte der Dauereier (Ehippien)





der planktisch lebenden Wasserflöhe (Daphnien) zu erfassen. Diese Dauerstadien werden von den Wasserflöhen des Bodensees in der Regel besonders stark nach der ersten Frühjahrsentwicklung im Juni gebildet. Sie sinken mit den absterbenden Muttertieren ins Sediment und bleiben dort über Jahrzehnte „keimfähig“, so dass im Sediment damit auch ein „Archiv“ der Langzeitentwicklung dieser Organismengruppe enthalten ist.

Die horizontale Verteilung dieser Organismen erscheint auch in diesem Fall relativ homogen, wobei auch die Unterseeproben durchwegs hohe Dichten aufweisen (Abb. 56). Geringere Dichten werden lediglich im Überlinger Seeteil vorgefunden, und die nordöstlichen Probenstellen erweisen sich wiederum als nahezu vollständig verarmt. Dies ist zunächst einigermaßen erstaunlich, da es keine Hinweise für geringere Planktonentwicklung in diesem Seeteil gibt. Obwohl bislang keine Untersuchungen über horizontale Unterschiede bei der Entwicklung von Dauereiern vorliegen, erscheint dies als Erklärungsmöglichkeit ebenfalls eher unwahrscheinlich. Auf jeden Fall muss aber auch der Unterschied in den Sedimentationsraten für die Bewertung berücksichtigt werden, da bei der 10 cm tiefen Beprobung im nordöstlichen Seeteil lediglich die Sedimentation eines oder weniger Jahrgänge erfasst wird, während an sedimentationsärmeren Arealen damit eine Vielzahl von „Jahresproduktionen“ akkumuliert wird.

Organismen des Mikrobenthos

Innerhalb der heterotrophen benthischen Lebensgemeinschaften ist der Kenntnisstand am Bodensee

für die kleinsten, nur noch mit starker mikroskopischer Vergrößerung erfassbaren Komponenten der Lebensgemeinschaften (Mikrobenthos) am geringsten. Dabei kann auf der Grundlage von Untersuchungen an anderen Seen davon ausgegangen werden, dass diese Organismengruppe auch im Bodensee die Träger des größten Teils der biologischen Stoffumsetzungen in Sedimenten sind. Dass trotz dieser angenommenen hohen Bedeutung die Bearbeitung der Mikroorganismen vernachlässigt wurde, liegt sowohl an methodischen als auch an konzeptionellen Gründen: Die methodischen Gründe bestehen vor allem in der Schwierigkeit, diese Organismen vor dem Hintergrund der zahllosen abiotischen Partikel quantitativ zu erfassen und qualitativ zu beschreiben. Zusätzlich muss für diese Organismen wegen ihres raschen potentiellen Wachstums – und ihrer Verlustraten – ein gegenüber dem Makrozoobenthos verringertes Potential zur Indikation von längerfristigen Entwicklungen angenommen werden. Mit deren Bestandsaufnahme werden daher kurzfristige Momentaufnahmen erbracht, deren Aussagewert somit eher in Frage gestellt werden kann.

Trotz dieser Einschränkungen erschien es sinnvoll, im Rahmen des BUS-Projektes auch das Mikrobenthos im Rahmen der Möglichkeiten zu berücksichtigen. Hierzu wurde die Gesamtzahl der Bakterien direkt über Mikroskopie erfasst. Zusätzlich wurde deren Menge indirekt über das Wachstum von Kolonien auf Agarplatten erfasst. Als Sondergruppen wurden wegen ihrer Indikation für Verunreinigungen aus Abwasser auch Fäkalbakterien und wegen des Vergleichs mit früheren Bestandsaufnahmen

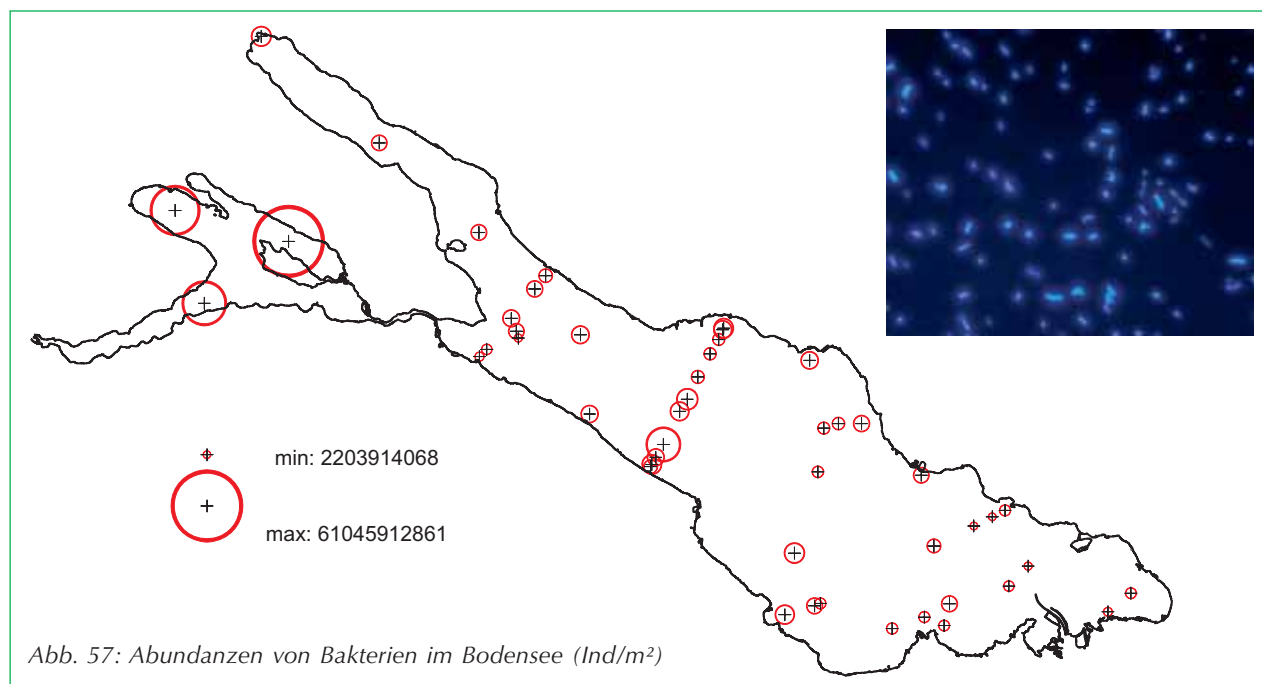


Abb. 57: Abundanzen von Bakterien im Bodensee (Ind/m²)

auch Schwefelbakterien erfasst. Halbquantitativ wurden auch die Dichten von Protozoen (Ciliaten und Flagellaten) durch Lebendmikroskopie geschätzt.

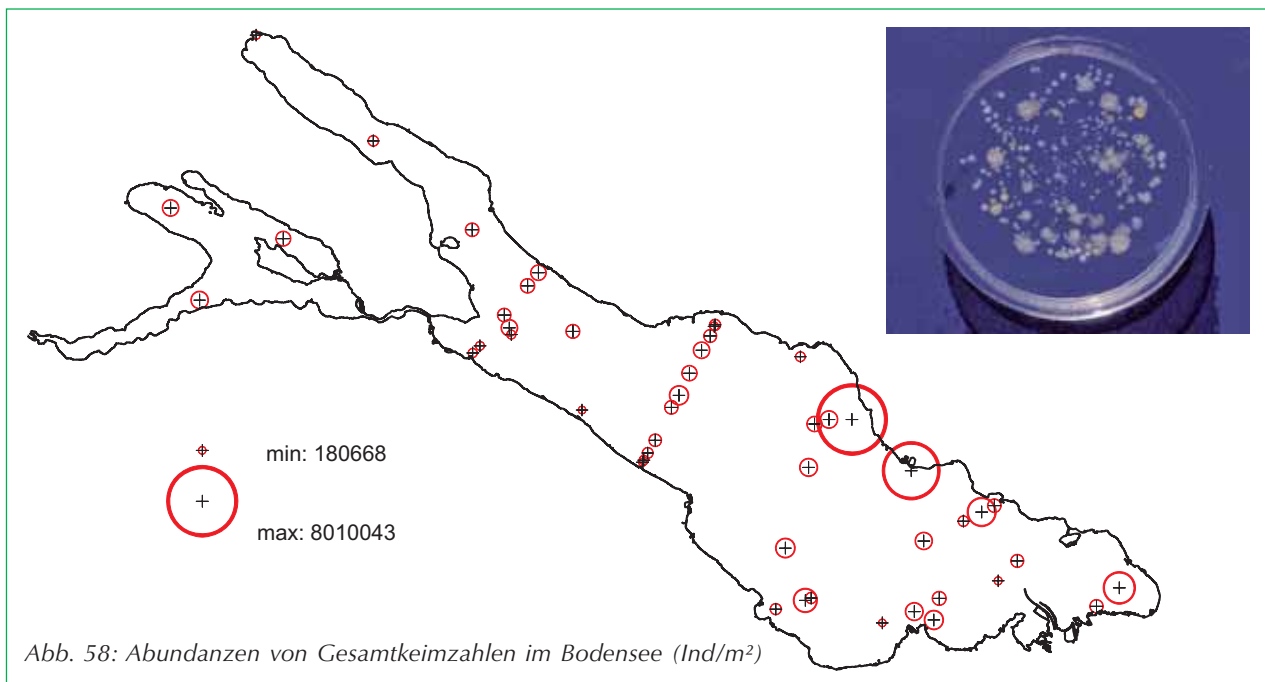
Nicht erhoben wurden die Bestände von Pilzkeimen. Mikroskopische Beobachtungen ergaben jedoch (mit der möglichen Ausnahme von Unterseeproben und einigen Litoralstellen) keine Hinweise auf bedeutende Anteile von Pilzen an der heterotrophen mikrobiellen Lebensgemeinschaft von Sedimenten. Schließlich wurde auch der ATP-Gehalt in den Sedimentproben als Maß für lebende Biomasse mitbestimmt. Anders als beim Makro- und Meiobenthos wurde für diese Proben nur der jeweils oberste Zentimeter der Sedimentschichten entnommen und ausgewertet.

Die quantitative und qualitative Erfassung der meist einzelligen **Urtierchen (Protozoen)** ist aufwendig und setzt vergleichsweise viel Spezialistenwissen voraus. Deshalb musste sich deren Erfassung im Rahmen der BUS-Untersuchungen auf eine halbquantitative Lebendzählung beschränken. Dabei wurden die Dichten der häufigsten Urtierchen (Flagellaten und Ciliaten) aus Mehrfachzählung in Verdünnungen von Sedimentproben abgeschätzt. Die laut Literatur in Sedimenten ebenfalls häufigen Wechseltierchen (Amöben) konnten mit dieser Methode jedoch nicht erfasst werden, da ein Hauptkriterium der Erkennung die Beweglichkeit ist, die bei den Amöben wegen der langsamen Bewegung vor dem partikelreichen Hintergrund kaum erfassbar ist. Die Geißeltierchen (Flagellaten) mit einem Durchmesser im Bereich von 3 bis 30 µm wiesen Dichten

im Bereich von 103 bis 105 Zellen pro Gramm Trockengewicht (Zellen/g TG) auf. Es dominierten dabei Organismen aus der Gruppe der Bodoniden (*Rhynchomonas*) sowie der Chrysomonaden. Besonders hohe Dichten waren im Untersee sowie an mündungsnahen Probenstellen anzutreffen. Ebenso zeigte sich ein Trend zur Abnahme mit der Tiefe. Wiederum zeichnen sich die nordöstlichen Probenstellen als besonders individuenarm aus. Die mit einem Durchmesser von 10 bis 100 µm gegenüber den Flagellaten größeren Wimpertierchen (Ciliaten) wiesen auch niedrigere Gesamt-Abundanzen im Bereich von 100 bis 102 Zellen/g TG auf. Mit Ausnahme der auch für diese Organismengruppe verarmten nordöstlichen Seebereiche wurde jedoch ein etwas anderes Verteilungsbild vorgefunden, da bei dieser Gruppe die Abundanzen eher einen Trend zur Zunahme mit zunehmender Tiefe zeigten. Dabei war wiederum im Untersee das Vorkommen sehr großer Formen auffällig, die vermutlich an die dort vorherrschenden sauerstoffärmeren Bedingungen im Sediment-Wasser-Grenzbereich angepasst sind.

Ingesamt war bemerkenswert, dass bei den fallweisen Beprobungen tieferer Sedimentschichten schon ab dem zweiten Zentimeter deutliche Abnahmen beobachtet wurden und dass die noch tieferen schwarz gefärbten Sedimentschichten (dritter und vierter Zentimeter) praktisch protozoenfrei waren.

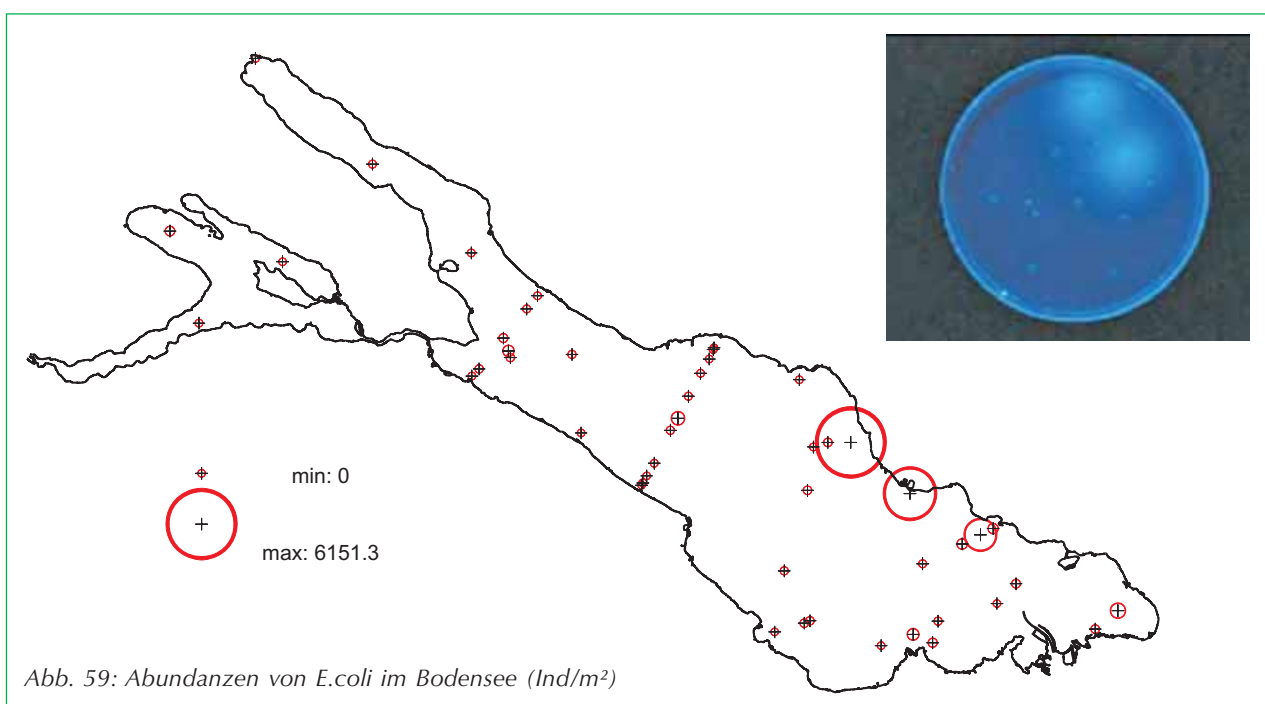
Für die fluoreszenzmikroskopische Zählung von **Bakterien** mussten diese vorab mit DAPI (färbt alle DNS-haltigen Partikel) angefärbt werden. Die erhobene Gesamtzahl der Bakterien weist mit 109 bis 1010

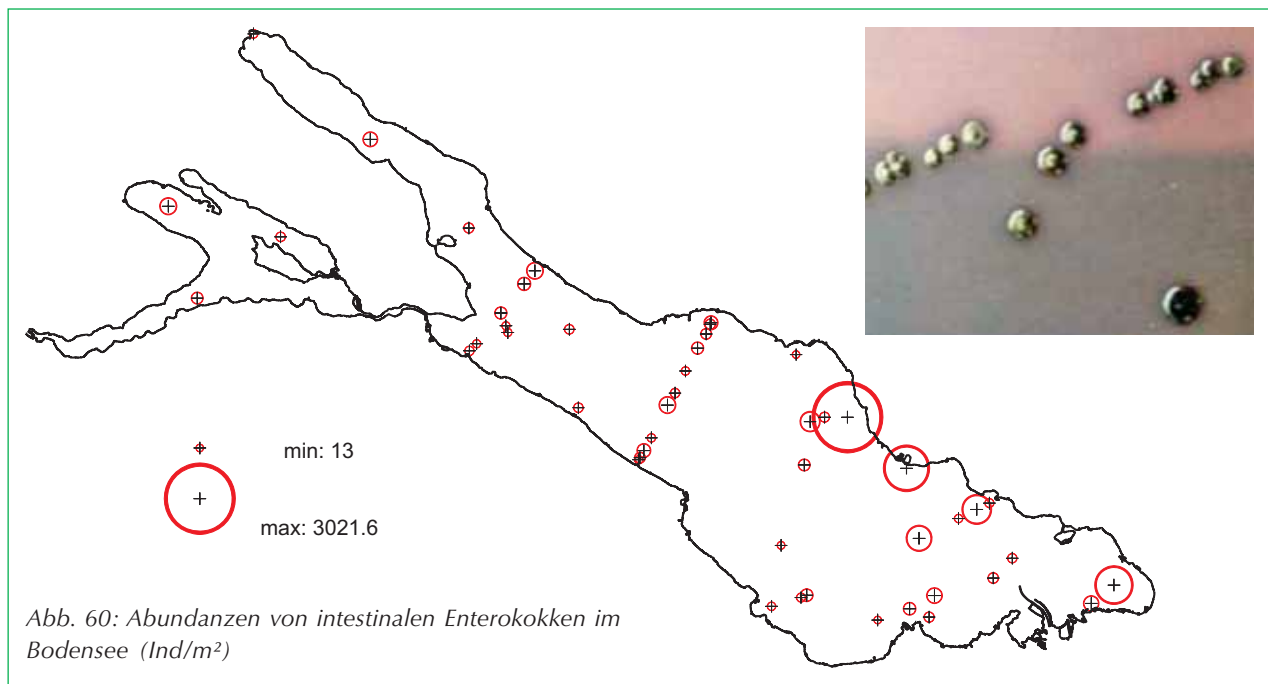


Zellen/g TG enorm hohe Dichten auf, die volumenbezogen drei Zehnerpotenzen höher sind als die im darüber stehenden Wasserkörper. Das heißt: In einem Millimeter Sediment befinden sich gleich viele Bakterien wie in 1 m Wassersäule (Sala & Güde, 2006). Es ist dabei allerdings zu beachten, dass mit dieser Methode nicht unterschieden werden kann, ob die Bakterien aktiv oder inaktiv sind. Aus gleichzeitigen Aktivitätsmessungen (siehe im folgenden Kapitel) kann indirekt der Schluss gezogen werden, dass ein großer Teil dieser Bakterien inaktiv sein muss, da die spezifischen Aktivitäten relativ gering sind. Die Verteilungsbilder der Gesamtbakterienzahl zeigen auch eine vergleichsweise homogene Vertei-

lung im gesamten See. Dabei wurden höhere Werte am Untersee beobachtet, am Obersee waren wiederum vergleichsweise niedrige Werte an den nordöstlichen Probestellen mit hoher Verdünnung durch Flussschwebstoffe anzutreffen. Dort war das Maximum an der „autochthonsten“ Stelle WG südlich der tiefsten Stelle (Abb. 57).

Ein wesentlich anderes Verteilungsbild ergab die Erfassung der Gesamtkeimzahl (Koloniezahl auf Nähragarböden). Mit diesem Test auf Koloniewachstum werden alle schnellwüchsigen, saprophytischen Keime erfasst. Dabei waren die Werte im Untersee nicht mehr angehoben, andererseits waren die nordöstlichen Probenstellen nicht „ver-



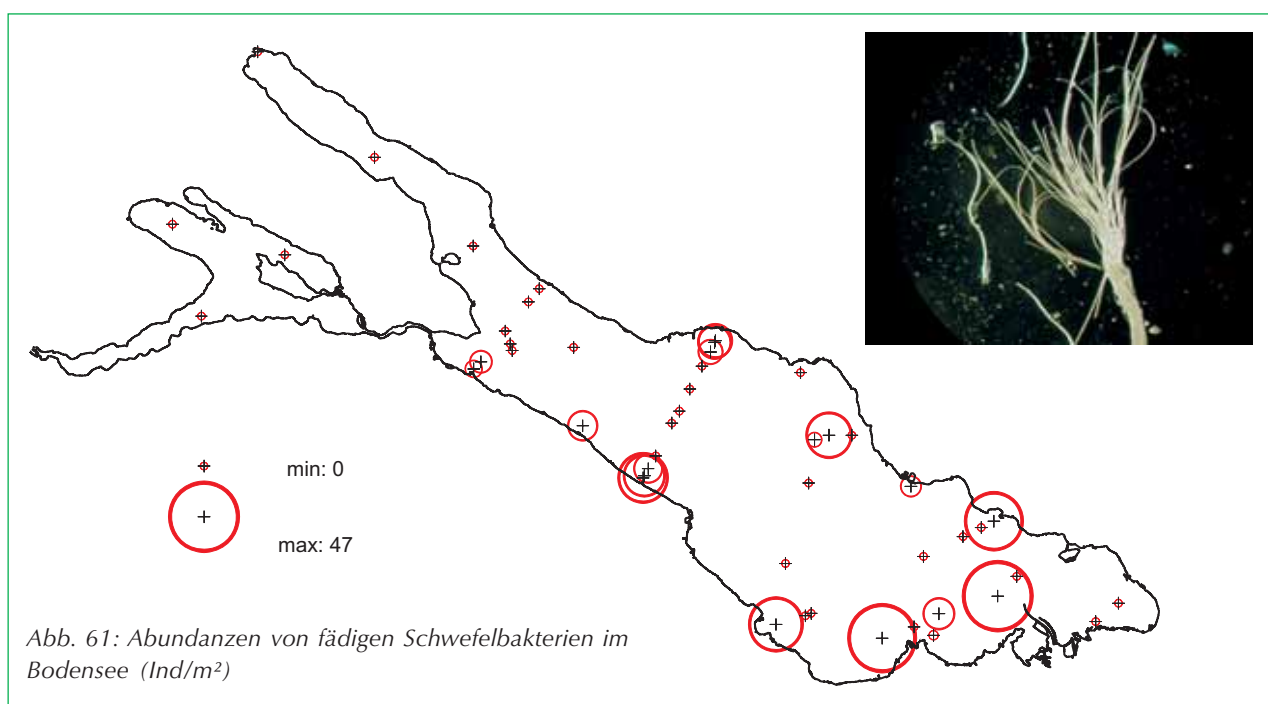


armt“. Besonders hohe Dichten wurden auch vor der Mündung kleiner Zuflüsse gefunden. Die relativ hohe Korrelation mit den Dichten der Fäkalkeime ($r^2 = 0,83$) spricht dafür, dass mit diesem Parameter eher allochthon eingeschwemmte Keime als die seeeigenen Bakterien erfasst werden.

Da davon ausgegangen werden kann, dass der Eintrag von **Fäkalkeimen** in den See zu großen Teilen über die Einleitung von gereinigtem oder ungereinigtem Abwasser erfolgt, kann deren Nachweis auch als Indikator für die lokale Abwasserbelastung genutzt werden. Hierzu werden die Keimgruppen *E.coli* (EC) und intestinale Enterokokken (IE) erfasst.

Beide unterscheiden sich trotz der grundsätzlich ähnlichen fäkalen Quellen (Güde et al., 2003) im relativen Anteil Siedlungsabwasser (höher bei EC) und in der Persistenz im Sediment (höher bei IE).

Das Verteilungsbild von **E.coli** weist hohe Ähnlichkeiten zu dem der Gesamtkeimzahl auf (Abb. 58 und 59), mit besonders hohen Dichten vor Flussmündungen, ebenso auch in den ansonsten artenarmen nordöstlichen Sedimentprovinzen mit hoher allochthoner Sedimentationsrate. Daneben wurden auch überraschend hohe Werte an der tiefsten Stelle FH gefunden. In tieferen Schichten wurden ganz selten EC beobachtet.



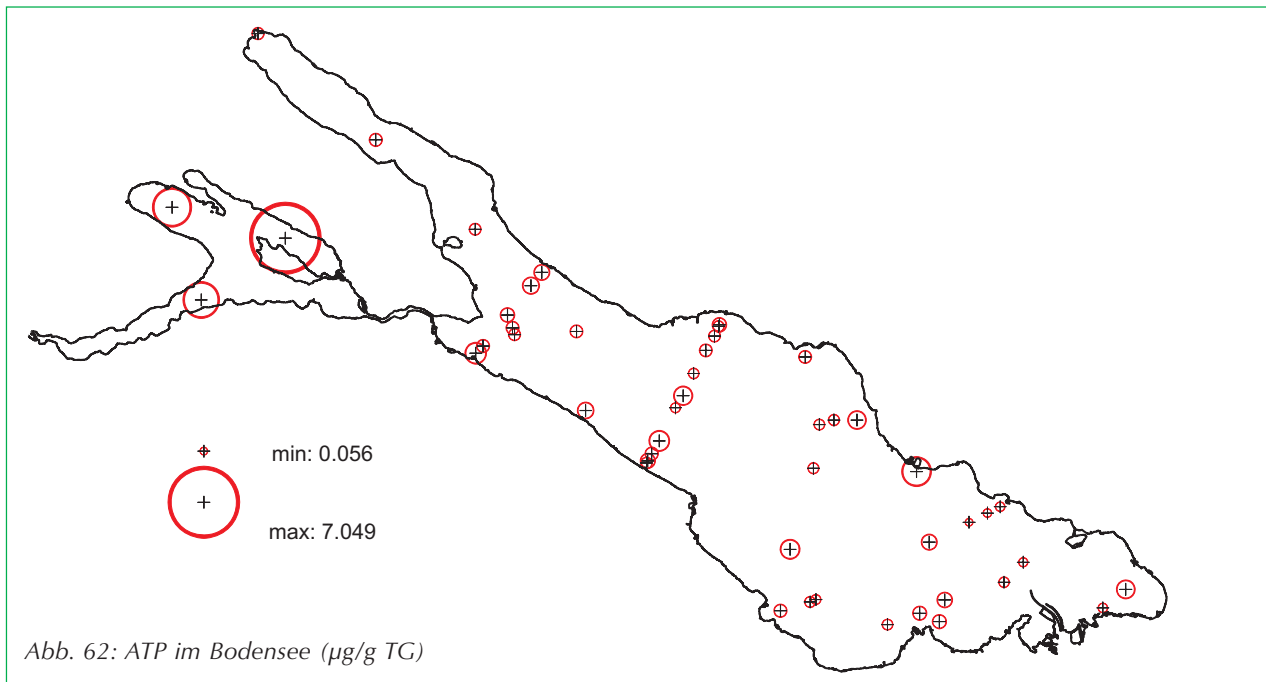


Abb. 62: ATP im Bodensee ($\mu\text{g/g TC}$)

Obwohl das für die **intestinalen Enterokokken** erhaltene Bild sehr ähnlich ist (auch bestätigt durch einen hohen Korrelationskoeffizienten $r^2 = 0,91$), gibt es bei näherem Hinsehen doch den Unterschied, dass diese Gruppe im See etwas gleichmäßiger verteilt war und oft auch in größeren Sedimenttiefen nachgewiesen werden konnte (Abb. 60).

Eine auffällige Besonderheit unter den Sedimentbakterien stellen die schon am Mikroskop ansprechbaren **fädigen Schwefelbakterien** der Gattung *Beggiatoa* und *Thioploca* dar. Beiden gemeinsam sind intrazelluläre Einschlüsse von elementarem Schwefel (Schwefelgranula). Unterschiedlich ist jedoch ihre Verteilung im Sediment. Während *Beggiatoa* strikt auf die Sauerstoffgrenzschicht nahe der Sedimentoberfläche beschränkt ist, kann *Thioploca* in tiefere Sedimentschichten vordringen, da sie auch Nitrat (und möglicherweise auch Sulfat) als Elektronenakzeptor verwerten kann. Zudem kommen diese Bakterien nicht wie bei *Beggiatoa* als „Rasen“ vor, sondern sie bilden dichte bis walnussgroße Knäuel. Aus diesem Grund können diese Bakterien auch beim Aussieben der Makrozoobenthosproben erfasst werden (10-cm-Schicht). Die Verteilung von *Thioploca* ist sehr markant auf die nord- und südöstlichen ufernäheren Probenstellen mit Seetiefen von mehr als 60 m beschränkt (Abb. 61). Dieses Verteilungsbild wurde in sehr ähnlicher Ausprägung schon bei einer Bestandsaufnahme 1959 durch Deufel (unveröffentlichte Institutsprotokolle) vorgefunden.

extrahieren und kann daher als grobes Maß für lebende Biomasse genutzt werden. Dabei werden natürlich nicht nur Mikroorganismen erfasst. Dennoch spricht der hohe Korrelationskoeffizient zur Dichte der Gesamtbakterien dafür, dass ATP aus mikrobieller Biomasse den bei weitem größten Teil des Gesamt-ATP repräsentiert, und somit die Mikroorganismen auch den größten Anteil an der gesamten Biomasse in Sedimenten haben. Dementsprechend ist auch nicht überraschend, dass das Verteilungsbild sehr gut mit dem der Dichte der Gesamtbakterien übereinstimmt (Abb. 57 und 62).

Das außerhalb von lebenden Organismen sehr kurzlebige Biomolekül **ATP** ist leicht aus Zellen zu

2005: Eine Saison mit extremen Ereignissen

Jahrhunderthochwasser, niedrige Pegelstände und eine außergewöhnliche Abkühlung im Winter: Solche Turbulenzen blieben für den Seeboden nicht ohne Folgen.

Immer wieder beeinflussen Extremereignisse die Hydrologie und die trophische Entwicklung des Bodensees. Doch von grundlegender Bedeutung für die thermische Schichtung der Wassersäule sowie für die Sauerstoff- und Nährstoffgehalte im Freiwasser ist der „normale“ Witterungsverlauf. Es lohnt sich also ein Blick auf das gesamte „Seejahr“ 2005/2006, das heißt von April 2005 bis März 2006.

Hydrologische und trophische Entwicklung im Jahresverlauf

Aufgrund der relativ warmen Lufttemperaturen im April und Mai 2005 mit durchschnittlichen Monatstemperaturen entwickelte sich die thermische Schichtung des Sees relativ rasch. Die warme Witterung im Juni führte zu einer starken Erwärmung des Epilimnions. Gleichzeitig stabilisierte sich dadurch die Temperaturschichtung. Während Juli und August im Vergleich zum Langzeitmittel jeweils niedrigere

mittlere Temperaturwerte aufwiesen, waren September und Oktober wiederum mit 16,5 °C und 11,7 °C um 1,8 °C bzw. 1,6 °C wärmer als die langjährigen Mittelwerte. So blieb die Tiefenstruktur der thermischen Schichtung bis Anfang Dezember erhalten, während gleichzeitig die Epilimniontemperatur auf 7 °C absank. Im Verlauf des Dezember 2005 und des sehr kalten Januar 2006 kam es dann zur Absenkung der durchmischten Zone bis auf 120 m. Eine weitestgehende Durchmischung der Wassersäule fand Anfang bis Mitte März 2006 statt.

Innerhalb dieses Ablaufs fanden im Seejahr 2005/2006 drei extreme Ereignisse statt. Zum einen gab es im Jahr 2005 mit dem Augusthochwasser vom 22. und 23. August ein Ereignis, das ohne Übertreibung als Jahrhunderthochwasser bezeichnet werden kann. Es erreichte in seiner Ausprägung und Charakteristik die Kennwerte der größten am See beobachteten Hochwässer. Erste Erhebungen zeigen, dass die mit diesem Hochwasser eingetragene



Die Folgen des Hochwassers im August 2005 waren nicht nur an der Seeoberfläche deutlich zu sehen. Auch die Sedimentation wurde kräftig angekurbelt.

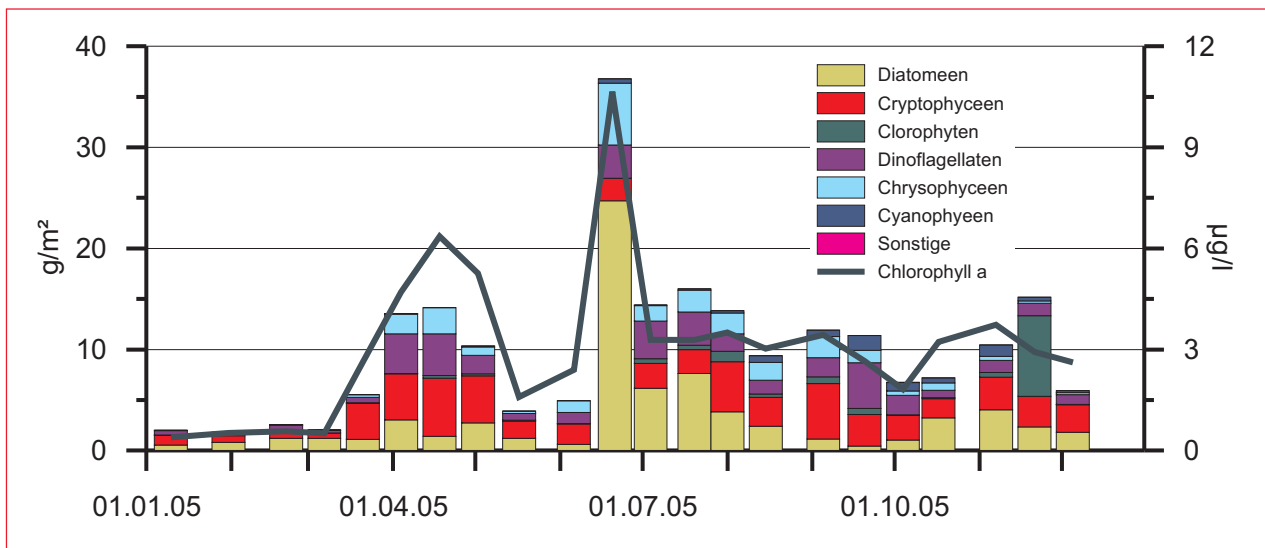


Abb. 63: Die Konzentrationen von Chlorophyll (Linie) und Algenbiomasse des Obersees im Jahresverlauf. Die Algenbiomassen (Balken) sind nach Großgruppen gegliedert.

nen Sedimentablagerungen größer sind als die der Hochwässer von 1999 und 1987 (Wessels, unveröffentlichte Daten).

Das zweite Extremereignis waren die sehr niedrigen Pegelstände. Der Wasserstand verblieb im Winter 2005/2006 ungewöhnlich lange auf einem sehr niedrigen Niveau und erreichte am 15. Februar 2006 mit 2,28 m den niedrigsten Stand dieses Seejahres. In dieser Phase lag der Pegel bis zu 90 cm unter dem langjährigen Mittelwert für den entsprechenden Zeitraum.

Schließlich wurde das Seejahr 2005/2006 durch ein weiteres extremes Phänomen abgeschlossen: Durch die Kälte in den Monaten Januar, Februar und März 2006 kam es zu einer sehr starken Abkühlung der gesamten Wassersäule mit einer Auflösung der Stratifikation und zeitweise inversen Temperaturschichtungen – kältere Wasserschichten überlagerten also wärmere Schichten.

Die Konzentration des Gesamtphosphors im Freiwasser betrug im Frühjahr 2006 während der Monate Februar bis April im Mittel 8 mg/m³. Damit nahm die Phosphorkonzentration während der Zirkulationsphase gegenüber dem Vorjahreszeitraum erneut leicht ab. Die Sauerstoffgehalte im Hypolimnion des Obersees von 200 bis 254 m Tiefe lagen ab März 2005 im Bereich oder leicht über dem Niveau des Vorjahres.

Die Entwicklung des (Phyto-)Planktons im Jahresverlauf

Die Entwicklung des (Phyto-)Planktons im Jahresverlauf

Wenn man die qualitative und quantitative Entwicklung der Algenbiomasse übers Jahr 2005 betrachtet, dann erweist sich dieses Jahr trotz des ex-

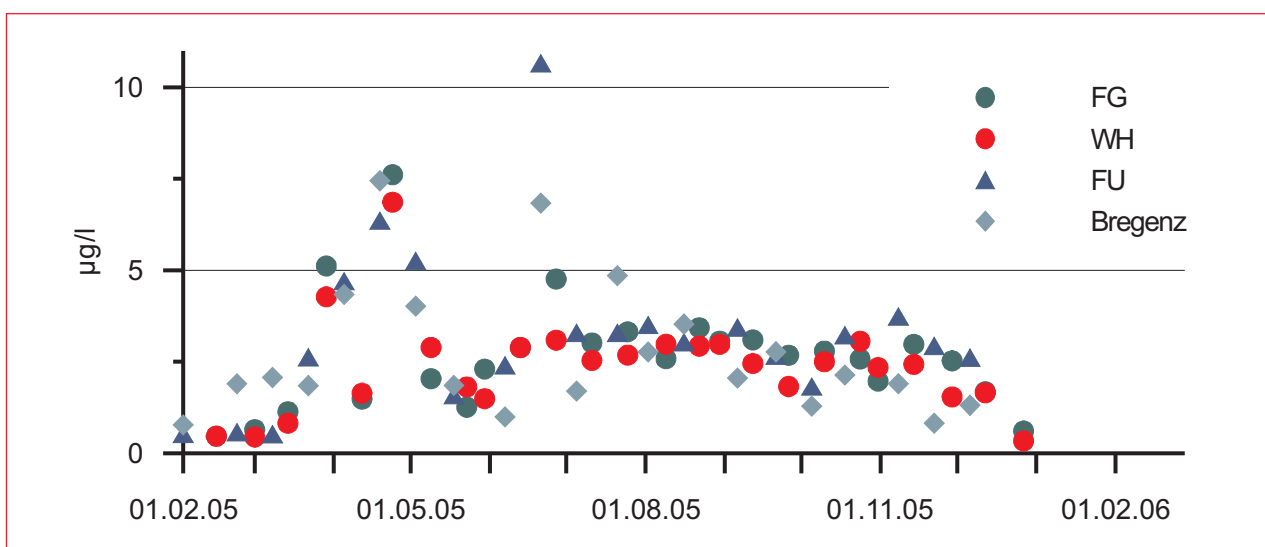


Abb. 64: Vergleich der Pigmentkonzentration von Chlorophyll-a im saisonalen Verlauf an Stellen Fischbach-Uttwil (FU), Bregenzer Bucht sowie den Verankerungen WH und FG.

tremen Hochwassers im August als ganz „normales“ Seejahr (Abb. 63). Nach einem Frühjahrsanstieg im April – es dominierten Cryptophyceen mit dem Leitzpigment Alloxanthin sowie Diatomeen und Chrysophyceen mit dem Leitzpigment Fucoxanthin – wurden ab Mai bis Mitte Juni geringere Algendichten beobachtet. In der zweiten Junihälfte folgte ein weiteres besonders stark ausgeprägtes Maximum mit großen Diatomeen, insbesondere *Fragilaria*, *Asterionella* und *Synedra*.

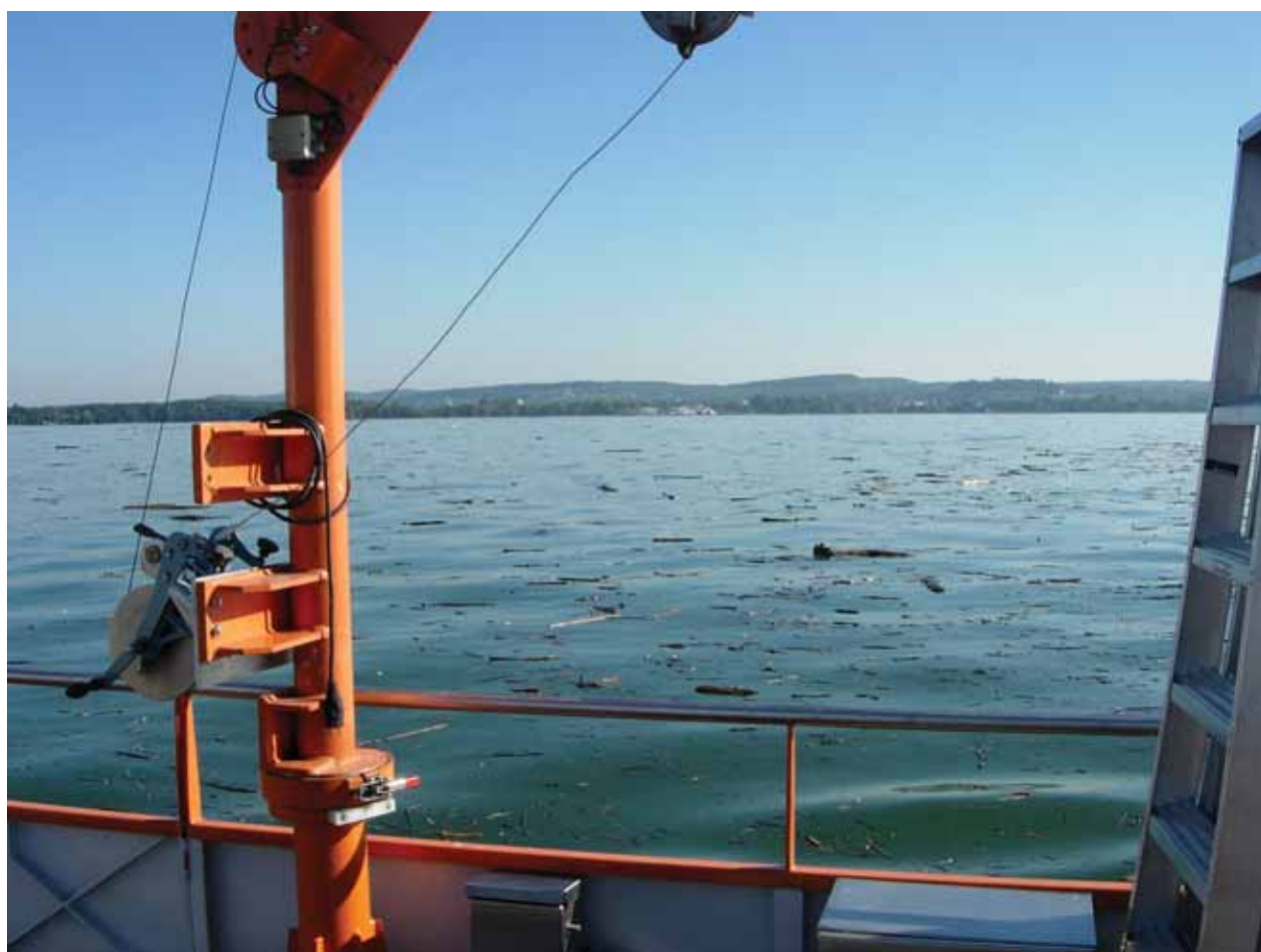
Während der folgenden sommerlichen Planktonentwicklung bis Ende August bewegten sich die Algendichten auf mittlerem Niveau, wobei neben Diatomeen und Cryptophyceen auch Dinoflagellaten (v.a. *Ceratium hirundinella*) mit dem Leitzpigment Peridinin, Grünalgen mit dem Leitzpigment Chlorophyll-b und Cyanophyceen mit dem Leitzpigment Zeaxanthin beobachtet wurden.

Ein wichtiger Aspekt: Das Hochwasser vom Ende August blieb ohne merkliche Auswirkungen auf die Phytoplanktonentwicklung. Dank der vergleichsweise milden und bis weit in den November dauernden herbstlichen Schönwetterperiode stiegen die Algendichten, nach einem leichten Abfall Mitte September, ab Mitte Oktober wieder an. Erst ab Dezember sanken

die Werte deutlich auf die winterlichen Minima ab. Dieses saisonale Grundmuster der Phytoplanktonentwicklung gilt nicht nur für die an der zentralen Station Fischbach-Uttwil (FU) für das Jahr 2005 im Rahmen des IGKB-Überwachungsprogramms erhobenen Daten. Auch an anderen Stationen im Pelagial des Obersees wurde es in grundsätzlich vergleichbarer quantitativer und qualitativer Ausprägung vorgefunden. Das lässt sich an den in Abb. 64 dargestellten Pigmentkonzentrationen ablesen.

Dabei wurden im Untersuchungs-jahr als weitere Stationen neben der im IGKB-Überwachungsprogramm ständig beprobten Stelle Bregenzer Bucht auch Epilimnionproben an den Probestellen WH und FG des BUS-Programms entnommen.

Letztere wurden zeitgleich mit den Sedimentfallen, jedoch um eine Woche versetzt zu den IGKB-Stationen beprobt. Dies führt zwar zu einigen quantitativen Unterschieden zwischen WH und FG einerseits sowie FU und Bregenzer Bucht andererseits. Dennoch entsprechen auch die an den Verankerungen entnommenen Proben sowohl im Hinblick auf die gemessenen Pigmentkonzentrationen als auch auf die saisonale Entwicklung der Algengruppen augenfällig dem oben beschriebenen Grundmuster.



Auf die Planktonentwicklung hatte das Hochwasser keine Auswirkung.

Langzeit-Messungen mit speziellen Sonden

Automatisch registrierende Sonden zeichneten das Seegeschehen 2005 und 2006 auf. Die Messergebnisse spiegeln den wechselvollen Jahresgang wider.

Die eingesetzten Instrumente sind in der Lage, verschiedene physikalische Parameter des saisonalen Seegeschehens zeitlich und räumlich hoch aufgelöst zu erfassen. Profilierende Sonden messen Temperatur, Leitfähigkeit, Trübung und Chlorophyll-Konzentrationen. Stationäre Strömungsmesser erfassen Strömungsrichtung, -geschwindigkeit und Wassertemperatur. Ebenfalls verankerte Thermistorketten wurden zur hochpräzisen Messung von Temperaturschwankungen in verschiedenen Höhen über dem Seegrund eingesetzt. Eine weitere Sonde misst ergänzend ebenfalls die Temperatur mit hoher Genauigkeit und vor allem die Sauerstoff-Konzentrationen.

CTD-Sonde

Die Messdaten der CTD-Sonde geben im Großen und Ganzen das oben beschriebene Seegeschehen wieder. Abb. 65 zeigt dies am Beispiel der Wassertrübung, gemessen in der prozentualen Transmissionsrate. Im Winter 2005 sind an beiden Verankerungen bodennahe Wasserkörper mit verringerter Transmission, also erhöhter Trübung, zu erkennen (Tage 60 bis 80). Im Frühjahr ist der obere Wasserkörper aufgrund der Frühlingsblüte deutlich trüber. Schließlich zeigt sich an der Station FG (Abb. 65 oben) das Hochwasserereignis vom 23. August in größeren Wassertiefen. Am Beprobungstermin Montag 22. August (senkrechte Linie) war an beiden Stellen noch kein Einfluss erkennbar. Der weitere Jahresverlauf ist aufgrund eines Kalibrierungsfehlers der Sonde nicht eindeutig interpretierbar.

Strömungsmesser

Der etwa zwei Meter über Grund verankerte Strömungsmesser an der Station WH registrierte nur an

Aufbau der Verankerung an der Messstelle WH: 50 Meter unter der Wasseroberfläche liegt das Ultraschall-Auslösesystem (im Bild oben). In 140 Meter Wassertiefe sind die Sedimentfallen (Mitte) positioniert und in 143 Meter Tiefe, also knapp über dem Seeboden, der Strömungsmesser.



wenigen Terminen Messwerte über der Ansprechschwelle von 1,1 cm/s. Einige Strömungsereignisse am 15.2.2005 und zwischen dem 9. und 15.3.2005 erreichten Geschwindigkeiten bis 6 cm/s in östlicher/nordöstlicher Richtung. Dies entspricht der Längsachse des Sees beziehungsweise der Topographie des Seebodens. Das Hochwasserereignis vom August setzte am Montag, 22.8.2005 gegen 20.50 Uhr ein und erreichte um 1.30 Uhr Geschwindigkeiten bis 41 cm/s (Abb. 66).



Hochwasserschaden: Ein Kiefernast blockierte den Strömungsmesser und verhinderte die Gewinnung weiterer wertvoller Messergebnisse.

Ein „Störfall“

Danach hören die Registrierungen überraschenderweise schlagartig auf. Beim Bergen der Verankerung wurde festgestellt, dass sich ein Kiefernast an der Sedimentfalle verfangen hatte. Er hat vermutlich die Strömungsregistrierung gestört.

Die vom Gerät gleichzeitig registrierten Temperaturen weisen darauf hin, dass zunächst eine etwa 5 °C kalte Welle vor dem eigentlichen Hochwasserkörper mit 12 bis 14 °C warmem Wasser her geschoben wurde. Die Strömungsrichtung war annähernd nach Norden – gegen den Hang. Das könnte entweder daran liegen, dass die Strömung bereits von Treibgut am Strömungsmesser umgelenkt wurde oder dass die Richtung des Ereignisses kleinräumig veränderbar war.

Der blockierende Ast an der Verankerung, der Zusammenbruch der

Geschwindigkeitsregistrierung und die nicht interpretierbare Richtung der Strömung schränken den Wert der Daten dieses einmaligen Ereignisses leider deutlich ein. An der Verankerungsstelle FG wurde kein Strömungsmesser ausgebracht, da hier

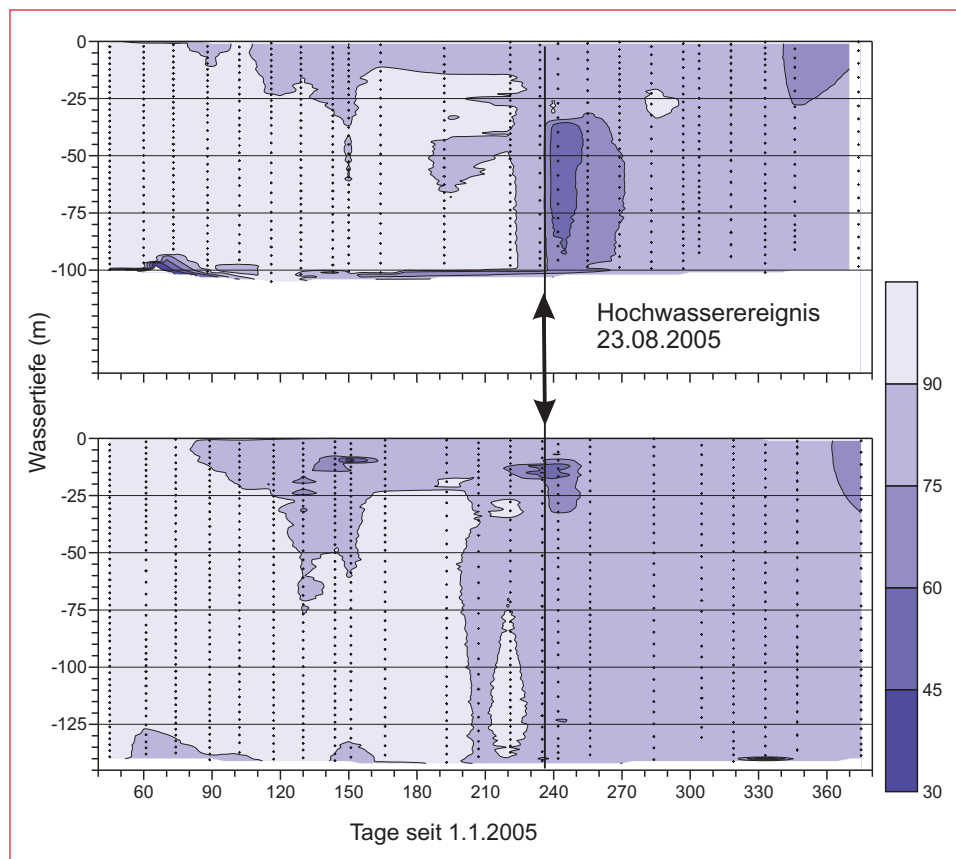


Abb. 65: Jahresgang der Transmission (Trübung) an den Stationen FG (oben) und WH (unten). Die Symbole repräsentieren jeden 25. Originalmesswert.

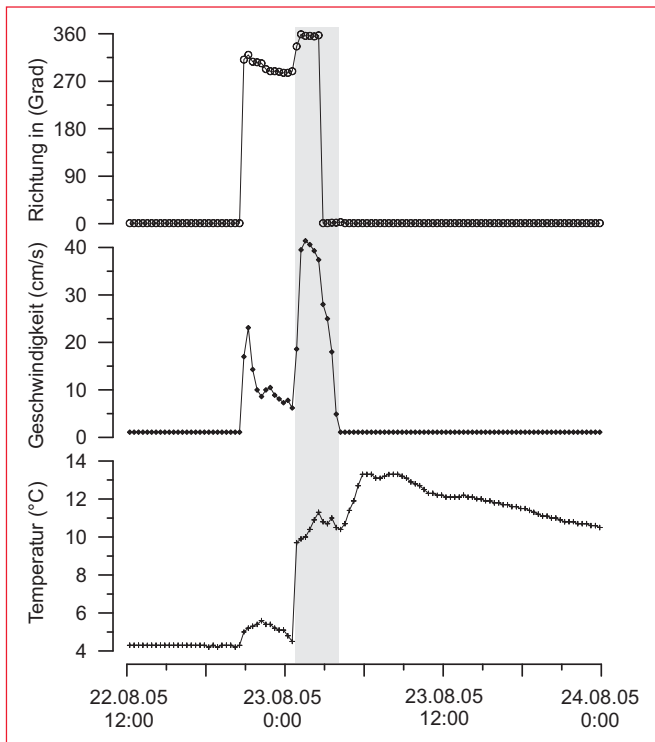
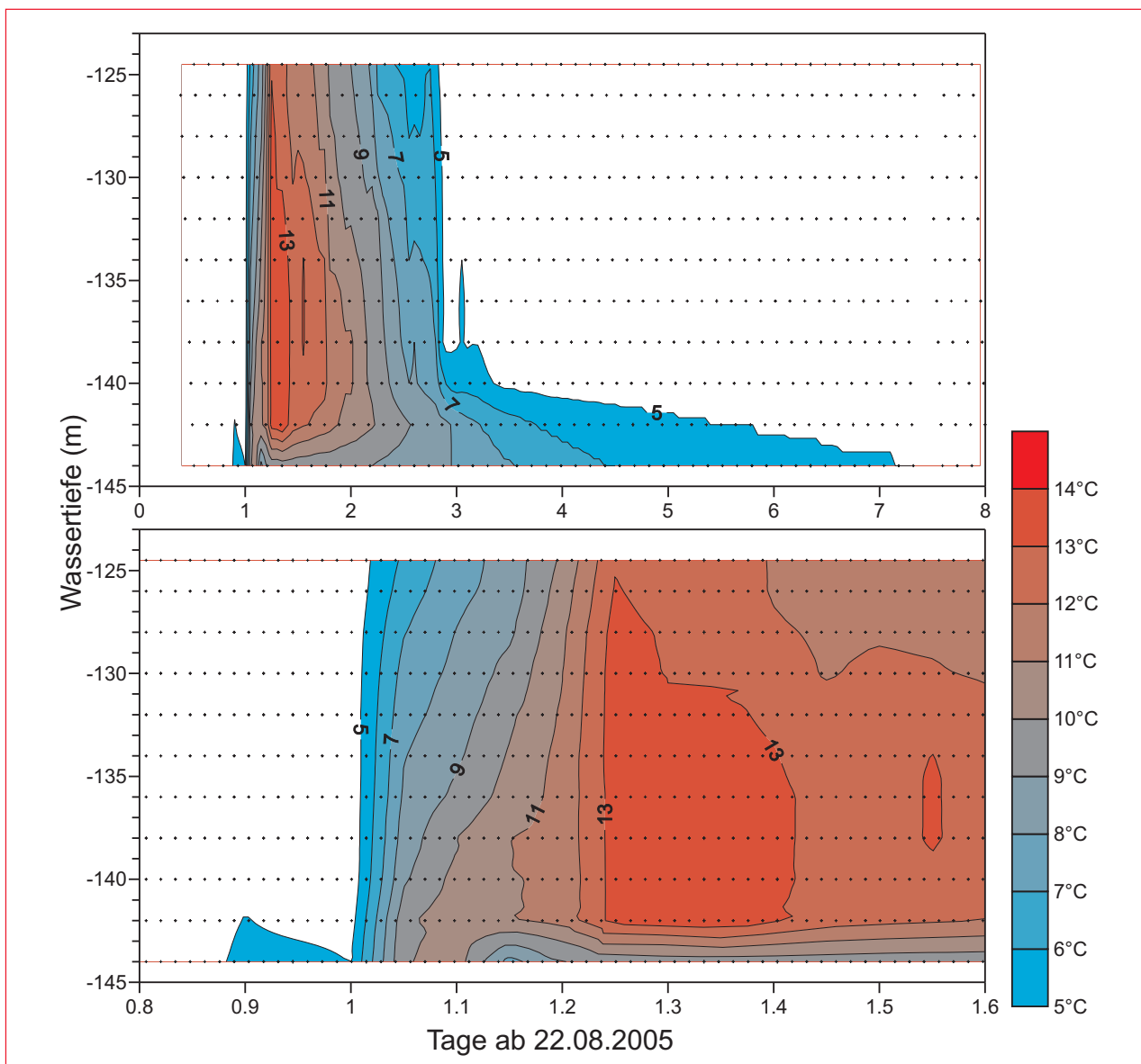


Abb. 66: Strömungsmessungen des Hochwasserereignisses an der Station WH. Dem eigentlichen (warmen) Einstromereignis geht eine mehrstündige Phase mit Durchzug eines 5 °C kalten Wasserkörpers voran. Vermutlich wurden Richtung und Geschwindigkeit direkt mit Beginn des warmen Einstroms beeinflusst (grau unterlegt), bevor der Strömungsmesser von dem Kiefernast vollständig blockiert wurde.

Abb. 67: Die Isothermen des Einstromereignisses am 23.8.2005 an der Station WH zeigen den warmen Wasserkörper am Seeboden.



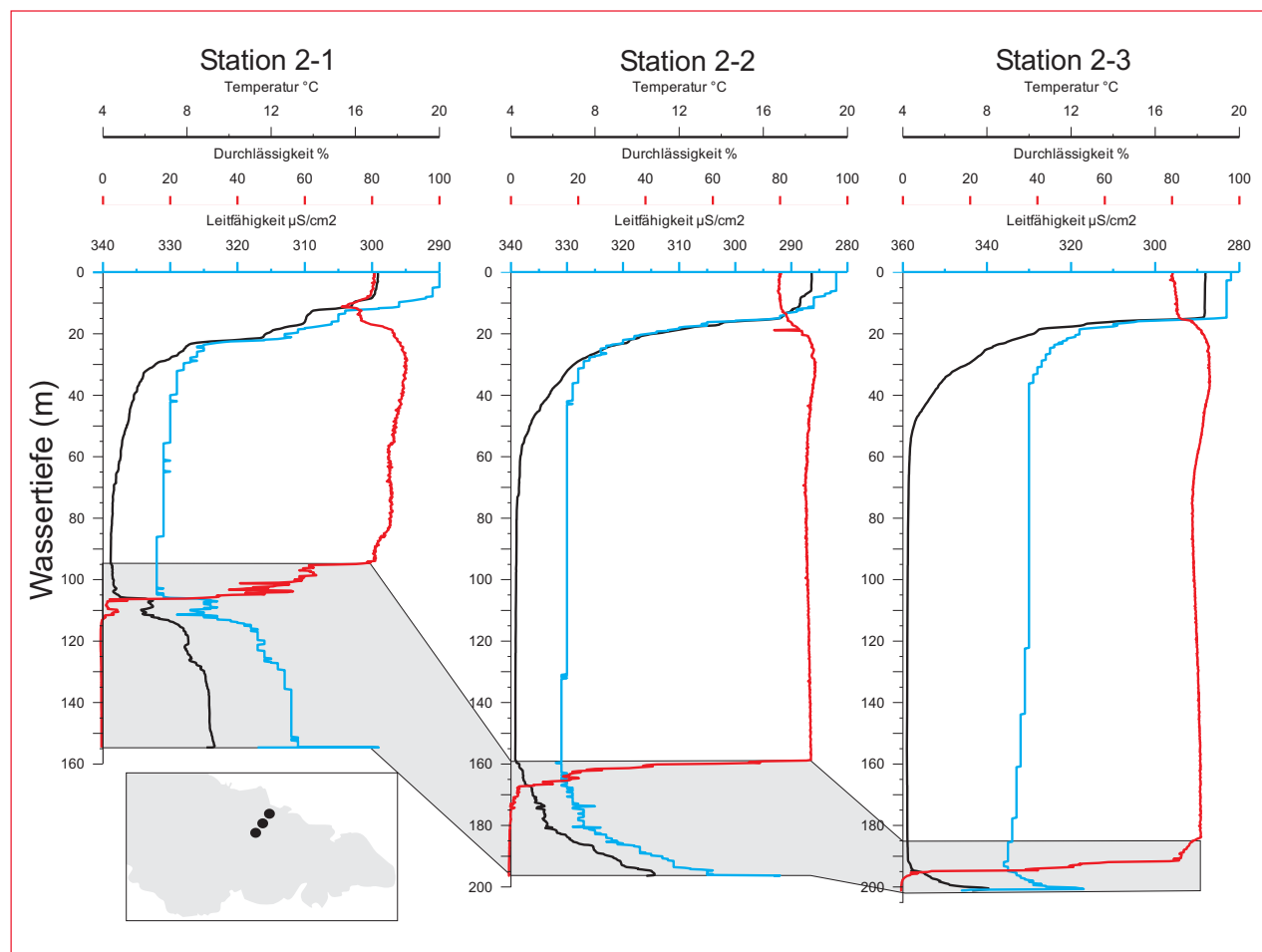


Abb. 68: Der bodennahe Trübehorizont des Hochwassers vom 23.8.2005 war sehr eng auf das Nordufer des Sees fokussiert und als bis zu 60 m mächtiger Wasserkörper nachweisbar.

nicht mit registrierbaren Strömungsgeschwindigkeiten gerechnet wurde.

zember 2005 einen allmählichen Temperaturrückgang.

Thermistorkette

Die eingesetzten Thermistorketten haben eine Auflösung von lediglich 0,1 °C und waren damit nur bedingt geeignet, die erwarteten geringfügigen Temperaturschwankungen am Seeboden zu registrieren. Durch das Einstromereignis im August wurden aber sehr warme Wassermassen bodennah eingeschichtet, die an der Verankerung WH sehr gut registriert werden konnten. Insgesamt sieben Tage lang war an der Stelle WH ein bis zu 13,9 °C warmer Wasserkörper am Seeboden nachweisbar (Abb. 67).

Zeitnah ausgeführte Messungen mit der CTD-Sonde ergaben eine Mächtigkeit dieses grundnahen Wasserkörpers bis 60 m. Er konnte bis in die See mitte verfolgt werden (Abb. 68).

Die Thermistorkette an der Verankerung FG registrierte im Zusammenhang mit dem Hochwasserereignis keine aussagekräftigen Temperaturveränderungen. Allerdings registrierte die Messkette ab De-

SeaCat-Sonde

Die bodennah und mit deutlich höherer Genauigkeit gemessenen Temperatur-, Sauerstoff- und Leitfähigkeitsdaten der SeaCat-Sonde liefern wichtige Bestätigungen und Ergänzungen. Im bodennahen Wasserkörper an der Station WH gab es zwischen Februar und April 2005 kurzzeitige Temperaturänderungen zwischen 4 und 4,5 °C und anschließend eine kontinuierliche Erwärmung ohne größere Fluktuationen (Abb. 69). Ab Dezember 2005 wurden zeitweilig wieder deutlich wärmere Wasserkörper mit bis zu 5,8 °C registriert, wie der Messwert vom 17.12.2005 in Abb. 69 zeigt.

Die Temperaturdaten werden von begleitenden Veränderungen der Sauerstoffkonzentrationen und der Leitfähigkeit bestätigt. Der Vergleich der Temperaturmesswerte von SeaCat-Sonde und Strömungssensor zeigt, dass die von allen Sensoren registrierten kurzzeitigen Temperaturänderungen im Frühjahr 2005 reale und präzise gemessene Daten sind (Abb. 70).

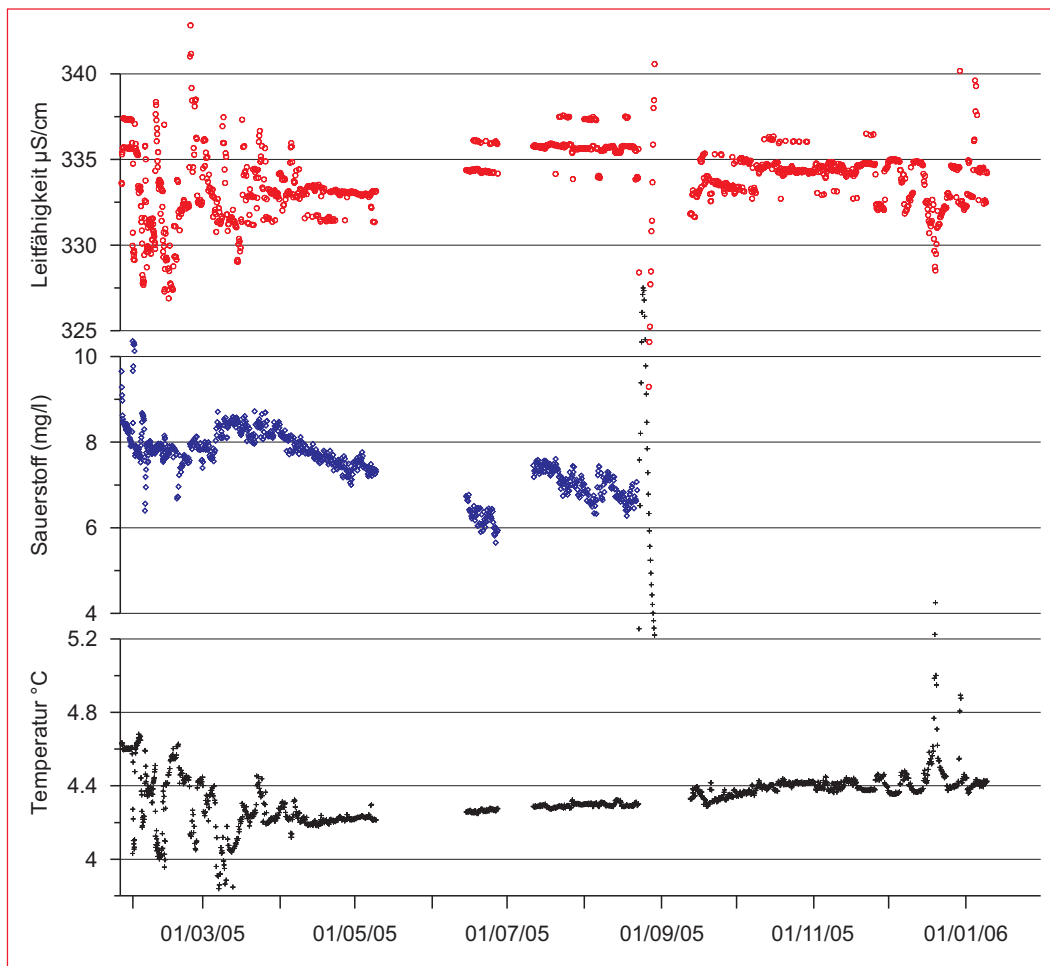


Abb. 69:
Die Messdaten der SeaCat-Sonde an der Station WH zeigen kurzzeitige Veränderungen des Wasserkörpers im Winter, die vom Strömungsmesser nicht registriert wurden (vgl. Abb. 70). Die Abbildung zeigt nur jeden 15. Messwert. Die Sonde wurde von den Sinkstoffen des Hochwassers im Sediment begraben, wodurch der Sauerstoffsensor beschädigt wurde.

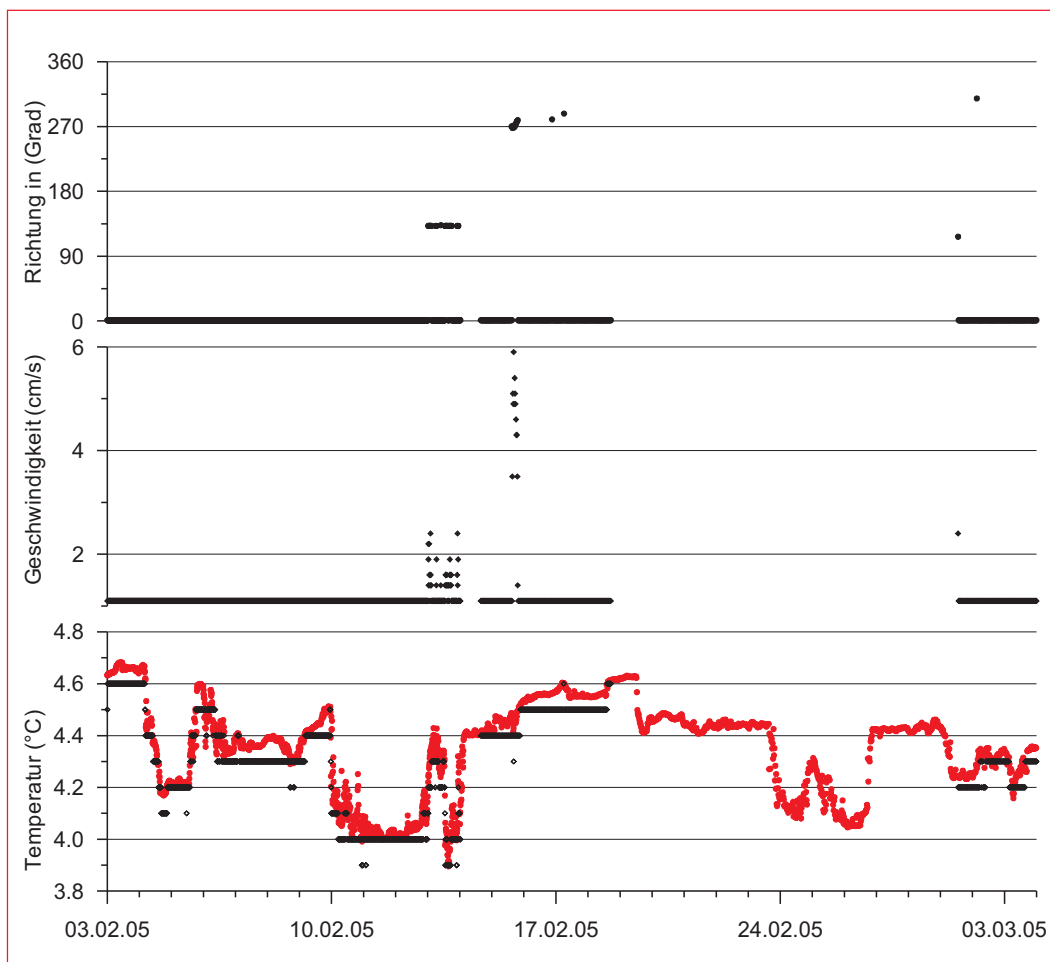


Abb. 70:
Der Vergleich der Temperaturdaten von SeaCat-Sonde (rot) und Strömungsmesser (schwarz) zeigt die gute Vergleichbarkeit beider Datensätze. Auch im Februar gab es einzelne Ereignisse, an denen im bodennahen Wasserkörper geringfügig wärmere Strömungen bis ca. 2,5 cm/s und 6 cm/s registriert wurden.

Sinkstoffe gehen in die Sedimentfalle

An zwei repräsentativen Stellen wurden die Forscher zu „Fallenstellern“:
Hier wurden ein Jahr lang Sedimentproben gewonnen und mit
verschiedenen Messverfahren unter die Lupe genommen.

Von Februar 2005 bis Februar 2006 wurde an den beiden Verankerungsstellen WH und FG das Sedimentationsgeschehen im See erfasst. Dies geschah durch in der Regel 14-tägige Beprobungen von Sedimentfallen. Mit dieser Methode sollte an zwei jeweils dafür repräsentativen Stellen die vorwiegend über Zuflüsse eingetragene (allochthone) Sedimentation (Messstelle WH) sowie die mehr im See selbst entstandene (autochthone) Sedimentation (Messstelle FG) charakterisiert werden. Die Analyse erfolgte anhand mineralogischer, chemischer und biologischer Kenngrößen.

Da in den Jahren 1985/86 und 1995/96 ebenfalls Sedimentfallenprogramme der IGKB durchgeführt wurden, sollte das Programm auch Aufschluss über mögliche quantitative und qualitative Änderungen des Sedimentationsgeschehens erbringen. Dieser Zeitvergleich war jedoch durch zwei Faktoren erschwert: zum einen durch die zum Teil unterschiedlichen Probenahmestellen und zum anderen durch die Auswirkungen des extremen Hochwassers vom

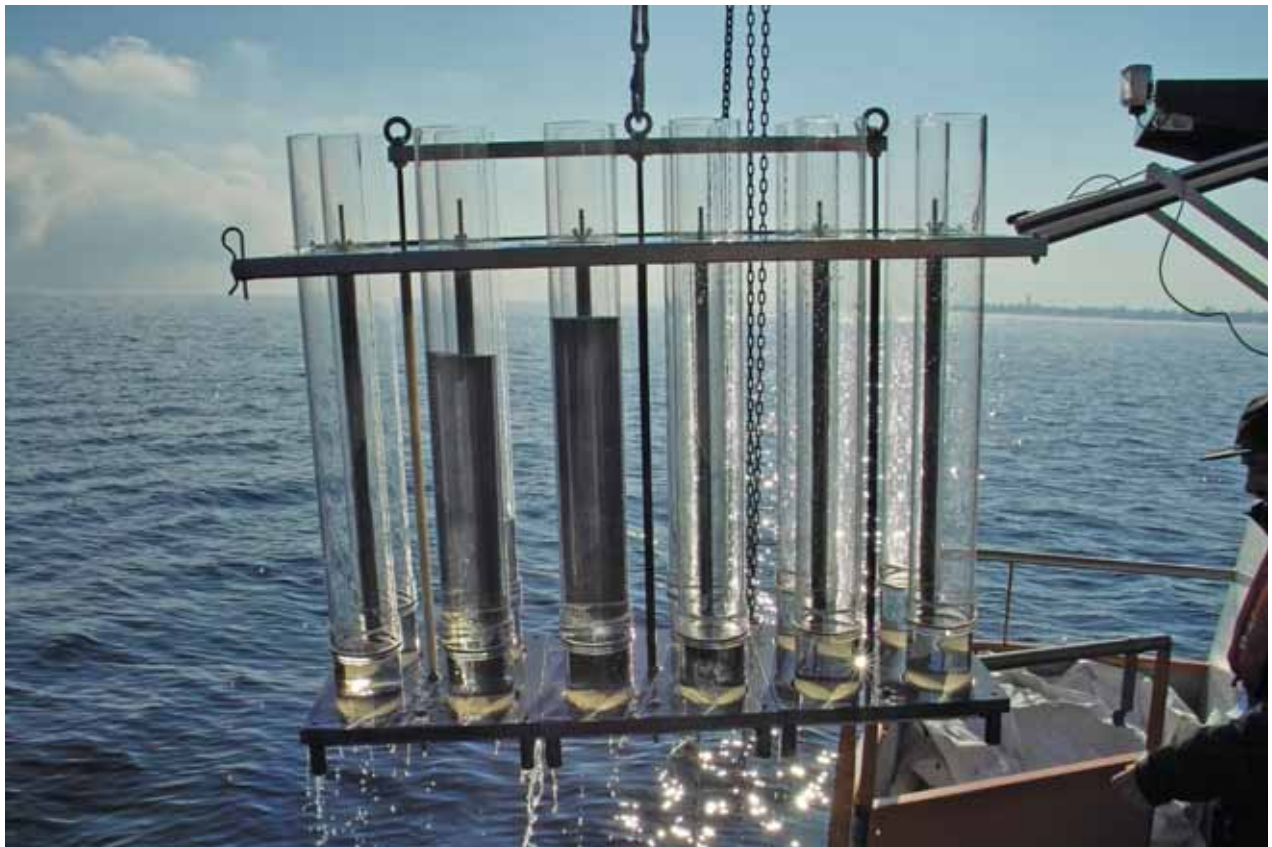
August 2005. Aus diesem Grund war es für die Bewertung des Jahres 2005 wichtig, vom Hochwasser unabhängige, „normale“ Sedimentationsmuster für die jeweiligen Probestellen herauszuarbeiten.

Anorganische Sedimentation

Die anorganischen Bestandteile dominieren mit Anteilen von in der Regel mehr als 95 % an den Sinkstoffen bei weitem die gesamte Sedimentation im See. Sie setzen sich zusammen aus allochthonen mineralischen Einträgen aus Zuflüssen sowie aus autochthon entstehenden mineralischen Bestandteilen. Diese stehen direkt oder indirekt im Zusammenhang mit der biologischen Produktion des Sees. Beispiele sind Kalkschalen von Organismen oder biogen ausgefällter Kalzit.

Gesamtsedimentationsraten

Schon die über die Sedimentfallen erhaltenen Gesamtsedimentationsraten zeigten deutlich, wie groß



Im Zwei-Wochen-Rhythmus wurden die Sedimentfallen gehoben und die „eingefangenen“ Proben entnommen.

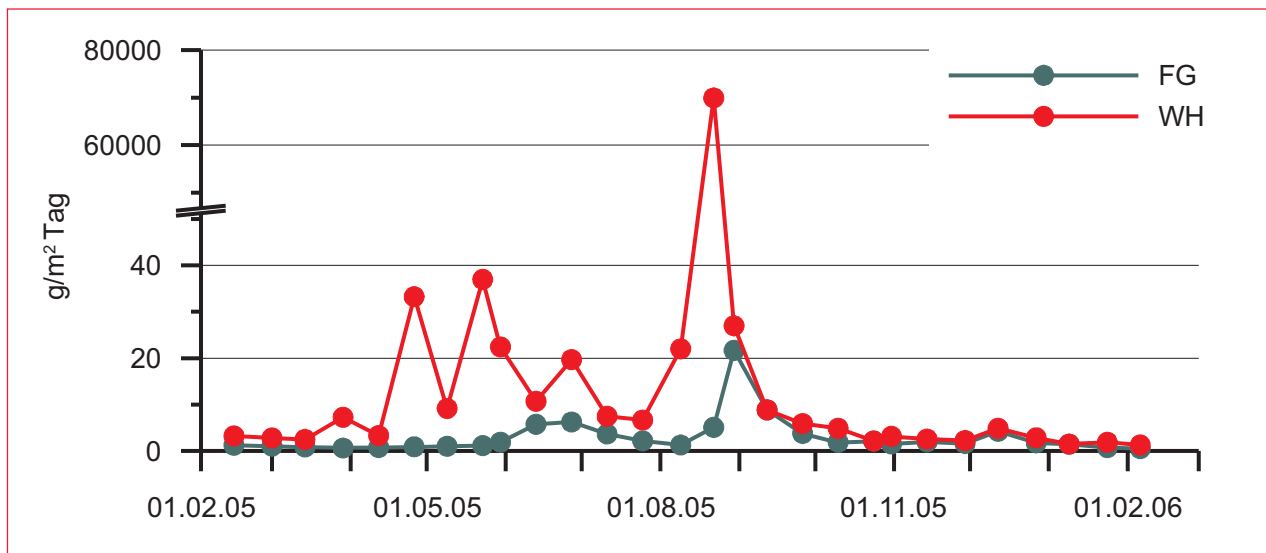


Abb. 71: Gesamtsedimentationsraten an den Messstellen WH und FG (in g/m² Tag).

die horizontalen Unterschiede in der Menge der Partikel-Sedimentationen zwischen den Stellen WH und FG sind. Auch ohne Berücksichtigung des extremen Hochwasserereignisses vom August waren diese an der Station WH gegenüber der Station FG durchgängig erhöht. Offensichtlich leistet an der Stelle WH die allochthone Zufuhr von Sinkstoffen einen besonders großen Beitrag. Dieser „Import“ war – noch vor dem Auguthochwasser – besonders stark im Zuge der „normalen“ alpinen Schneeschmelze im Mai/Juni. Erwartungsgemäß lieferte dann das extreme Hochwasser Ende August Rekordwerte an der Stelle WH: Hier wurde eine unvorstellbar hohe Sedimentationsrate von mehr als 6.000 g/m²/Tag gemessen – das sind drei Größenordnungen höher als der „normale“ Bereich während der sonstigen Probetage. Bemerkenswert ist, dass sich demgegenüber das Auguthochwasser an der Stelle FG nicht nur weit gedämpfter, sondern

auch zeitlich verzögert auf die Sedimentation auswirkte. Auffällig war schließlich auch, dass der Unterschied zwischen beiden Stationen nach dem Hochwasser vom Herbst 2005 bis zum Ende der Untersuchungen im Februar 2006, bei insgesamt niedrigen Sedimentationsraten, weit geringer ausgeprägt war.

Chloritgehalte

Über diese quantitativen Aspekte der Gesamtsedimentation hinaus weisen die beiden Messstationen auch bei der Betrachtung der mineralogischen Zusammensetzung ausgeprägte qualitative Unterschiede auf. So waren an der Stelle WH die Gehalte des Minerals Chlorit durchgängig höher als an der Stelle FG. Chlorit gilt als „Indikator“ für die allochthone Zufuhr aus alpinen Einzugsgebieten. Es wundert also nicht, dass die Unterschiede während der frühlommerlichen Schneeschmelze in den Alpen am ausge-

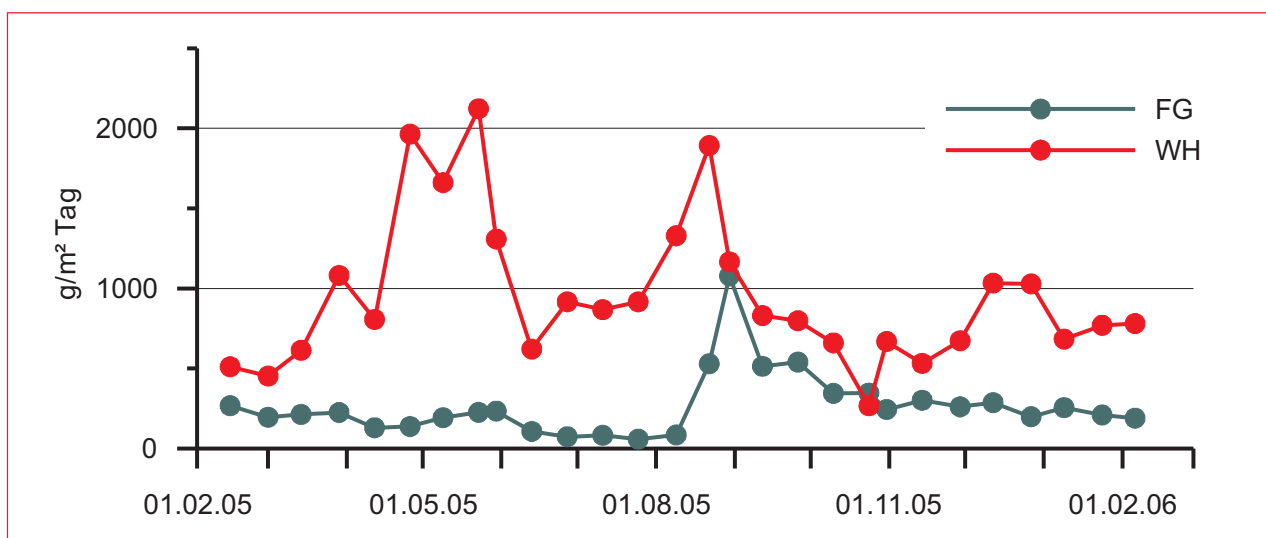


Abb. 72: Chloritgehalte an den Stationen FG und WH.

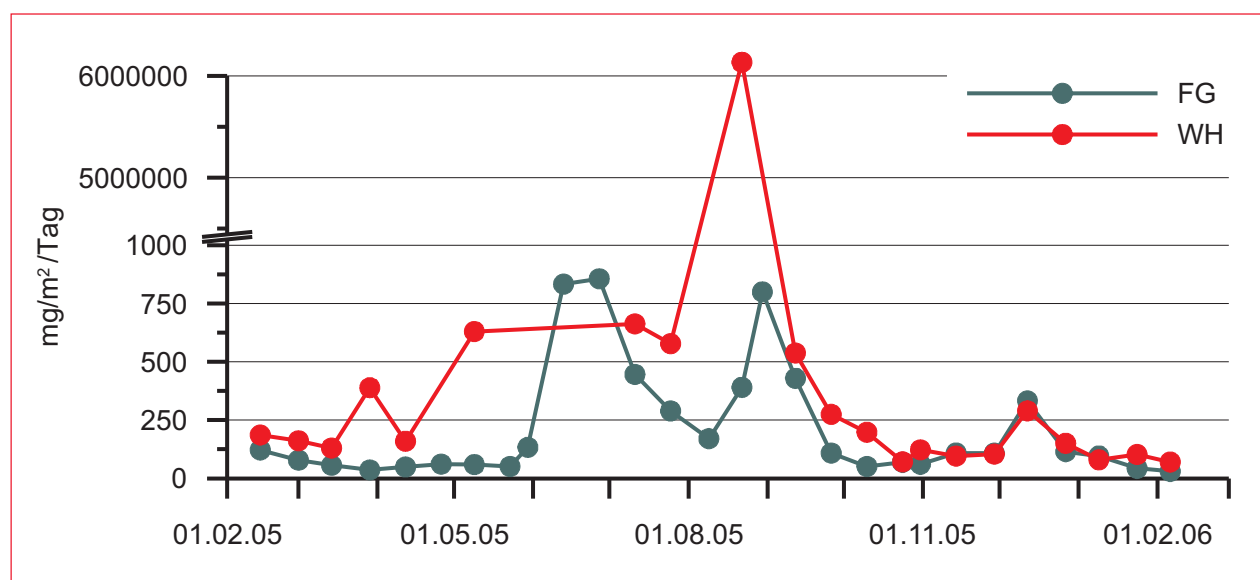


Abb. 73: Kalzitsedimentationsraten an den Messstellen FH und WG.

prägtsten waren. Demgegenüber führte das Augusthochwasser auch an der Stelle FG zu einem deutlichen Chlorit-Anstieg, der bis zum Oktober auf nahezu ähnlichem Niveau wie an der Stelle WH blieb. Erst danach wichen die beiden Messstellen wieder deutlicher voneinander ab. Diese Befunde sprechen dafür, dass zuflussbürtige Sinkstoffe im Normalfall nur in geringen Mengen zur Sedimentation an Stelle FG beitragen. Andererseits zeigen sie aber auch, dass sich der Sinkstoffeintrag extremer Hochwässer über einen längeren Zeitraum auf das Sedimentationsgeschehen zuflussferner Seeareale auswirken kann. Schließlich weisen diese Ergebnisse noch darauf hin, dass auch bei vergleichbar hoher Gesamtsedimentation – wie etwa im Winter 2005/2006 – die Herkunft der sedimentierenden Partikel an verschiedenen Stellen des Sees durchaus unterschiedlich sein kann.

Kalzitsedimentation

Leider steht kein leicht nachweisbares Mineral zur Verfügung, das als Pendant zum Chlorit als Indikator für die autochthone Sedimentation dienen könnte. In Frage käme dafür unter anderem Opal als Bestandteil der Schalen von Kieselalgen – jedoch ist dieses Mineral nicht über Röntgenkristallographie nachweisbar. Kalzit dagegen ist relativ einfach nachweisbar und trägt sowohl über biogene Kalkfällung als auch über Sedimentation von Algen mit Kalkschalen zur autochthonen Sedimentation bei. Allerdings ist es ebenfalls nicht ohne Weiteres als Indikator geeignet, da Kalzit auch in größeren Mengen allochthon eingetragen werden kann, insbesondere aus kalkreichen Einzugsgebieten, wie sie der Bodensee aufweist.

Tatsächlich sind die Raten der Kalzitsedimentation bis zum August an der Stelle WH deutlich höher als an FG. Dort wurde allerdings ab Ende Mai ein deutlicher Anstieg sichtbar, der mit hoher Wahrscheinlichkeit auf biogene Kalzitfällung zurückgeführt werden kann. Allerdings war die Kalzitsedimentation auch zu diesem Zeitpunkt an der Stelle WH deutlich höher als an der Stelle FG.

Da schwer vorstellbar ist, dass die biogene Kalzitsedimentation dermaßen große lokale Unterschiede aufweist – siehe hierzu auch die Ergebnisse der Algensedimentation –, spricht bezüglich der erhöhten Kalzitsedimentation an der Stelle WH alles für eine allochthone Zufuhr. Der ausgeprägte allochthone Beitrag zur Kalzitsedimentation wird auch durch Beobachtungen beim Augusthochwasser belegt: Nach dem Hochwasser stiegen die Raten an beiden Stationen an, verliefen danach bemerkenswert parallel und zeigten auch in ihrer absoluten Menge keine großen Unterschiede mehr.

Auch die überaus signifikante Korrelation der Kalzitsedimentation mit der gesamten anorganischen C-Sedimentation verdeutlicht den hohen allochthonen Anteil des Kalzits. Denn für diese muss bei einem karbonatreichen Einzugsgebiet wie dem des Bodensees ein beträchtlicher allochthoner Anteil zwingend angenommen werden.

Kalzit/Dolomit-Verhältnis

Wenngleich Kalzit als Indikator für autochthone Sedimentation unbrauchbar ist, erscheint eine Abgrenzung autochthoner von allochthoner Kalzitse-dimentation immerhin über das Verhältnis der Gehalte von Kalzit und Dolomit möglich. Da Dolomit

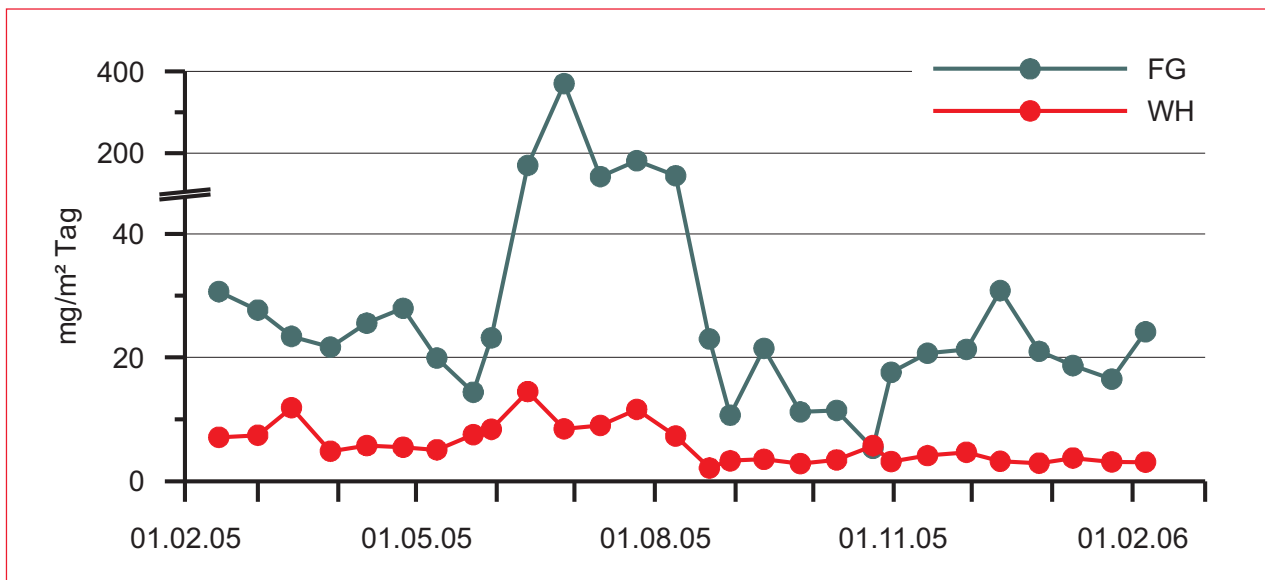


Abb. 74: Über die Sedimentfallen an den Stationen FG und WH 2005/06 ermittelte Kalzit/Dolomit-Verhältnisse.

mehrheitlich allochthon eingetragen wird, steigt das Verhältnis immer dann an, wenn der Eintrag autochthon gefällten Kalzits dominiert.

Die Ergebnisse der Sedimentfallenanalysen bestätigen eindrücklich das hohe Indikatorpotential des Kalzit/Dolomit-Verhältnisses: Dieses lag an der Stelle FG durchgängig und deutlich über dem der Stelle WH und liefert damit einen weiteren Beleg für die Dominanz allochthoner Sedimentation an dieser Stelle. Darüber hinaus lässt sich an dieser Kenngröße relativ eindeutig der Zeitraum zwischen Ende Mai und Mitte August als intensive Phase biogener Kalzitfällung eingrenzen, da in dieser Zeit an der Stelle FG das Verhältnis sprunghaft anstieg. An der Stelle WH wurde dagegen nur ein vergleichsweise geringfügiger Anstieg beobachtet. Hier fielen autochthon gebildete Karbonate vermutlich in der gleichen Menge an, wurden aber zu dieser Zeit ständig durch viel größere Mengen allochthoner Karbonate (Kalzit und Dolomit) verdünnt.

Erwartungsgemäß näherten sich die Werte an beiden Stellen kurz nach dem Auguthochwasser an. Umso bemerkenswerter ist es, dass an den beiden Messstellen danach wieder deutlich unterschiedliche Verhältnisse beobachtet wurden – obwohl doch die Kalzitsedimentation für beide Stellen in ähnlicher Größenordnung lag, wie Abb. 73 zeigt. Während dieser insgesamt sedimentationsarmen spätherbstlich-winterlichen Periode ist weder mit nennenswerter biogener Kalzitfällung noch mit allochthonen Einträgen zu rechnen. So könnte diese Sedimentationsphase auch den Beitrag von aufgewirbelten Sedimenten aus der Uferbank (Resuspension) zur Sedimentation widerspiegeln. Immerhin liegen beide Stellen trotz großer Tiefe relativ ufernah.

Da die jeweils in Frage kommenden Ufersubstrate unterschiedliche Kalzit/Dolomit-Verhältnisse aufweisen (Schröder, Schmider, Schünemann, 1993), könnte mit dieser Resuspension auch das trotz vergleichbarer Kalzitsedimentationsrate abweichende Kalzit/Dolomit-Verhältnis erklärt werden. Dieser über Resuspension eingebrachte, in der Gesamtbilanz jedoch geringe Beitrag zur Sedimentation ist vermutlich ohne jahreszeitlichen Schwerpunkt. Wegen seines geringen Gesamtbeitrags wird er nur dann sichtbar und abgrenzbar, wenn die Hauptquellen der Gesamtsedimentation, also Sinkstoffe aus Zuflüssen sowie die biogene Kalzitfällung, ihre jahreszeitlichen Minima haben.

Organische Sedimentation

Obwohl die organischen Bestandteile der Sinkstoffe mit in der Regel weniger als 5 % Gewichtsanteilen für die Gesamtsedimentation vernachlässigbar erscheinen, kommt diesen für das Verständnis des Seebodens als Lebensraum eine zentrale Bedeutung zu. Die Nahrungsversorgung der gesamten benthischen Lebensgemeinschaft des lichtlosen Profundals erfolgt nämlich ausschließlich über die Zufuhr sedimentierender organischer Substanz. Auch hier sollte die Herkunft des Materials eine Rolle spielen. Denn für das aus autochthoner Planktonproduktion sedimentierende organische Material wird wegen seiner leichteren Abbaubarkeit eine bessere Bioverfügbarkeit angenommen als für das eher schwerer abbaubare allochthon eingetragene organische Material.

Obwohl die Konzentrationen von partikulärem organischem Kohlenstoff (POC) wegen der weit hö-

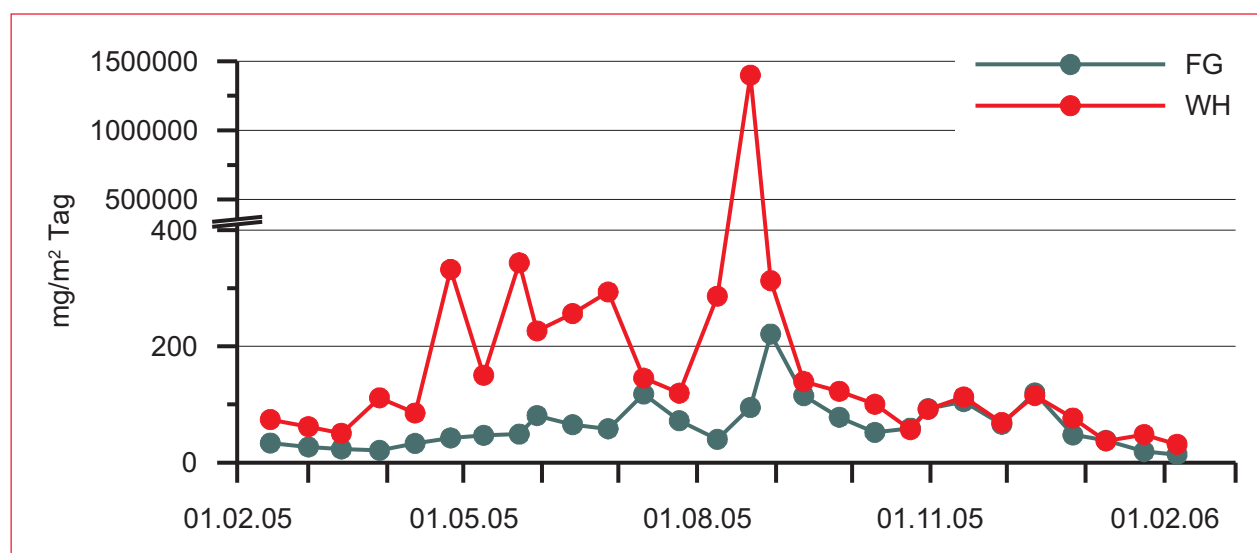


Abb. 75: Im Rahmen des Sedimentfallenprogramms gemessene organische Sedimentation an den Stellen WH und FG.

heren Verdünnung durch anorganische Substanzen an der Stelle WH (Median 1,2 %) stets deutlich unter denen der Stelle FG (Median 2,9 %) lagen, sedimentierte an WH pro Jahr deutlich mehr organische Substanz als an FG. Auffällig war dabei wiederum, dass die Unterschiede zwischen beiden Probestellen bis Mitte des Jahres besonders stark ausgeprägt waren, sich dann im Juli annäherten und in der Folge des Augusthochwassers an beiden Stellen anstiegen – wobei der Anstieg an WH ungleich höher ausfiel. Bemerkenswert war weiterhin, dass ab Oktober bis zum Untersuchungsende keine nennenswerten Unterschiede zwischen beiden Stationen beobachtet wurden. Insgesamt zeigen diese Ergebnisse, dass im Bodensee ein beträchtlicher Anteil der organischen Sedimentation allochthonen Ursprungs ist. Dieser Anteil dominiert an der Messstelle WH, kann aber auch an der Stelle FG nicht vernachlässigt werden.

Isotopenuntersuchungen

Diese Folgerung bestätigen auch Messungen der Gehalte an den stabilen ^{13}C -Isotopen der organischen Substanz. Mit Hilfe dieser Technik lässt sich die Herkunft der organischen Substanzen eingrenzen (Fry 2005), da die Gehalte von Phytoplankton und Phytobenthos mit einem Bereich von $\delta^{13}\text{C} = -34 \text{ ‰}$ (der Wert beschreibt die negative Abweichung in Promille vom normalen Anteil) „leichter“ ist als pflanzliches Material mit terrestrischem Ursprung und Makrophyten ($\delta^{13}\text{C} = -26 \text{ ‰}$) enthält. An der Stelle WH überwogen „schwere“ Werte mit $\delta^{13}\text{C} = -28 \text{ ‰}$. Das spricht hier für einen hohen Beitrag terrestrischer Pflanzen und/oder von Makrophyten zur organischen Sedimentation. Dagegen wurden an der Stelle FG mit Werten im Bereich von $\delta^{13}\text{C} = -32 \text{ ‰}$ deutlich leichtere Anteile beobachtet, die näher am Bereich des Phytoplanktons ($\delta^{13}\text{C} = -34 \text{ ‰}$) liegen.

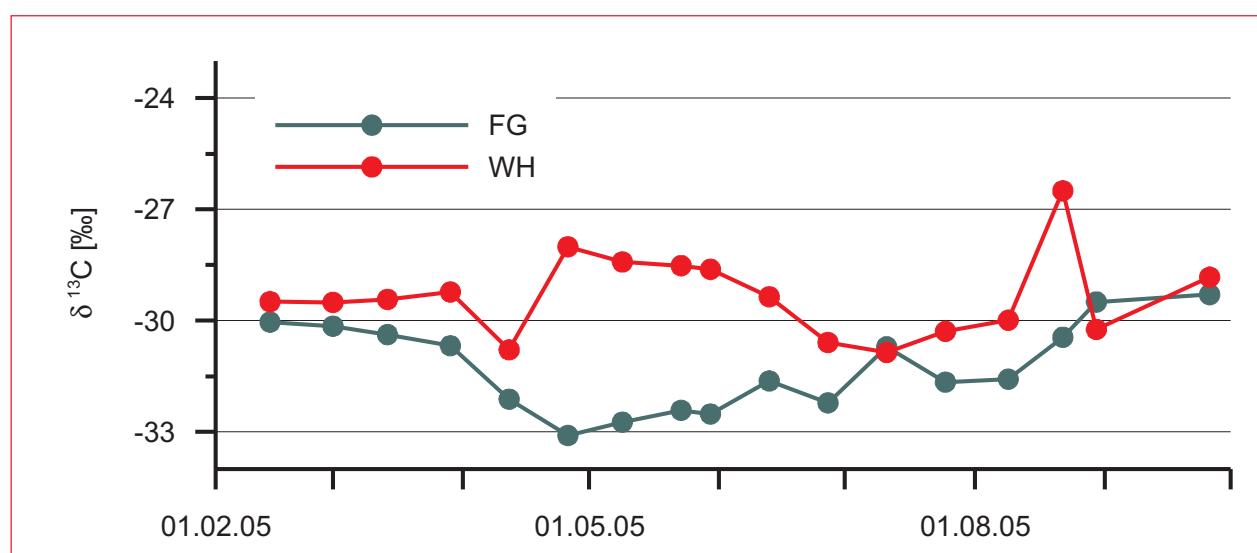


Abb. 76: Gehalte an den stabilen ^{13}C -Isotopen des Sedimentfallenmaterials der Probenstellen FG und WH.

Die Isotopenuntersuchungen belegen auch, dass an beiden Stellen der relative Anteil autochthoner und allochthoner Sedimentation saisonal unterschiedlich ist. An beiden Stationen nimmt nach der Frühlingsblüte der autochthone Anteil zu, nach dem sommerlichen Hochwasser (Schneesmelze, Niederschläge) und dem Extremereignis im August der allochthone Anteil. Interessant sind auch hier zeitliche Unterschiede zwischen diesen Effekten: Die Reaktion auf das Schmelzhochwasser erfolgt an der Stelle FG verzögert, ebenso wird die Zunahme des „autochthonen Signals“ an der Stelle WH erst nach Rückgang des höheren Zuflusses sichtbar.

Messung der Pigmentsedimentation

Das direkte Maß für die autochthone organische Sedimentation ist die Erfassung der Sedimentation von Planktonorganismen beziehungsweise deren Resten. Die dazu erforderliche quantitative mikroskopische Erfassung war im Rahmen der Untersu-

chungskapazitäten nicht möglich. Als Maß für die Algensedimentation stehen deshalb nur die für alle Proben bestimmten Gehalte der Algenpigmente zur Verfügung. Hier zeigte sich, dass an beiden Stationen ein erster Anstieg der Algenpigmente ab Ende April zu beobachten war, wobei dieser hauptsächlich die Pigmente Alloxanthin, Fucoxanthin und Zeaxanthin betraf. Danach war Ende Juli ein zweiter besonders ausgeprägter Anstieg zu beobachten, der von Fucoxanthin dominiert war. In der darauf folgenden spätsommerlich-frühherbstlichen Phase nahm der relative Anteil von Alloxanthin wieder zu, während derjenige von Fucoxanthin zurückging. Die herbstliche Entwicklung war dagegen wieder durch eine Dominanz von Fucoxanthin und einem zusätzliche Anstieg von Zeaxanthin gekennzeichnet.

Bemerkenswert war somit, dass die qualitativen Muster im saisonalen Verlauf der Pigmentsedimentation an beiden Probestellen grundsätzlich ähnlich waren. Sie

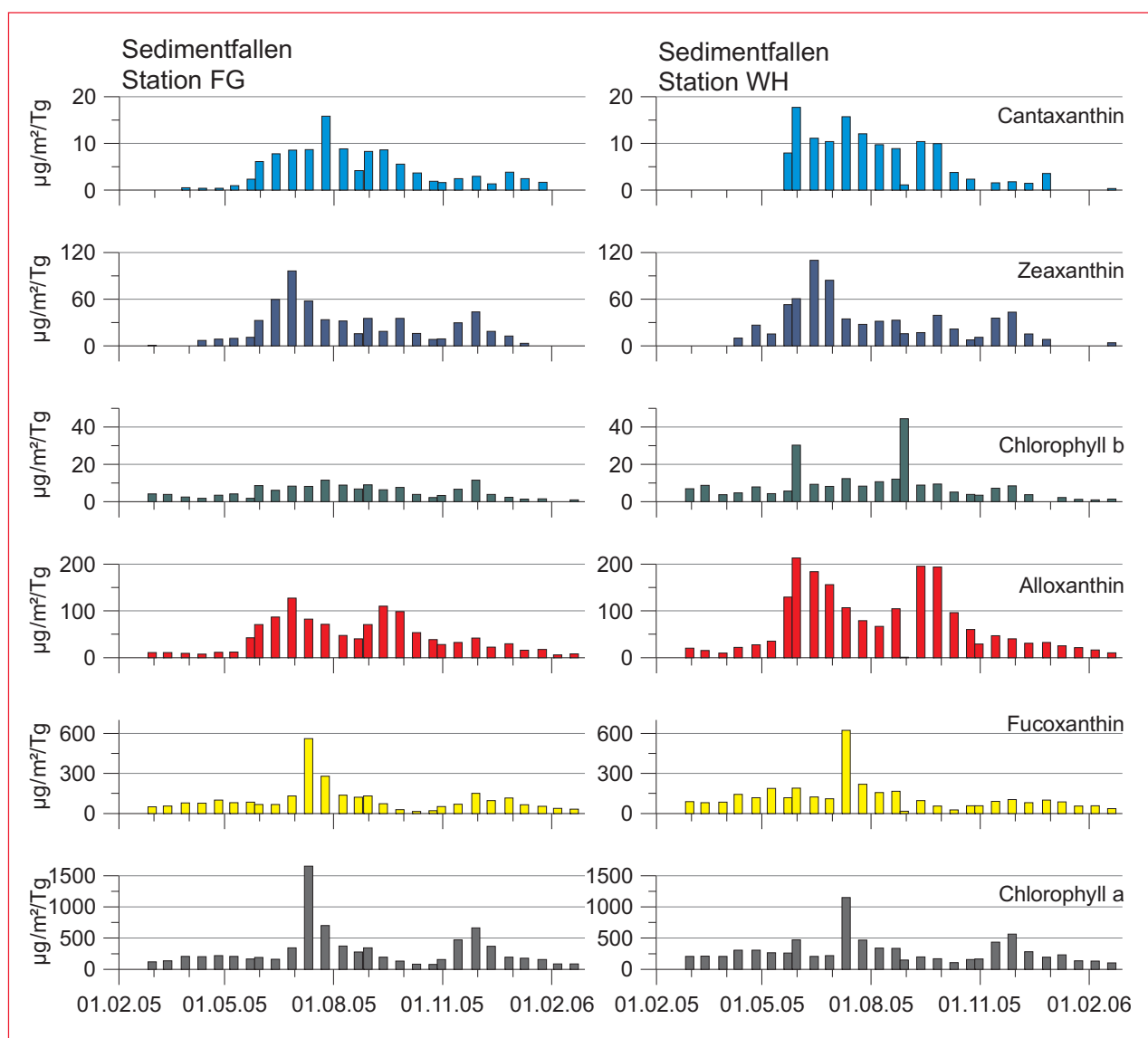


Abb. 77: Überblick über die Sedimentation von Algenpigmenten an den Messstellen FG und WH.

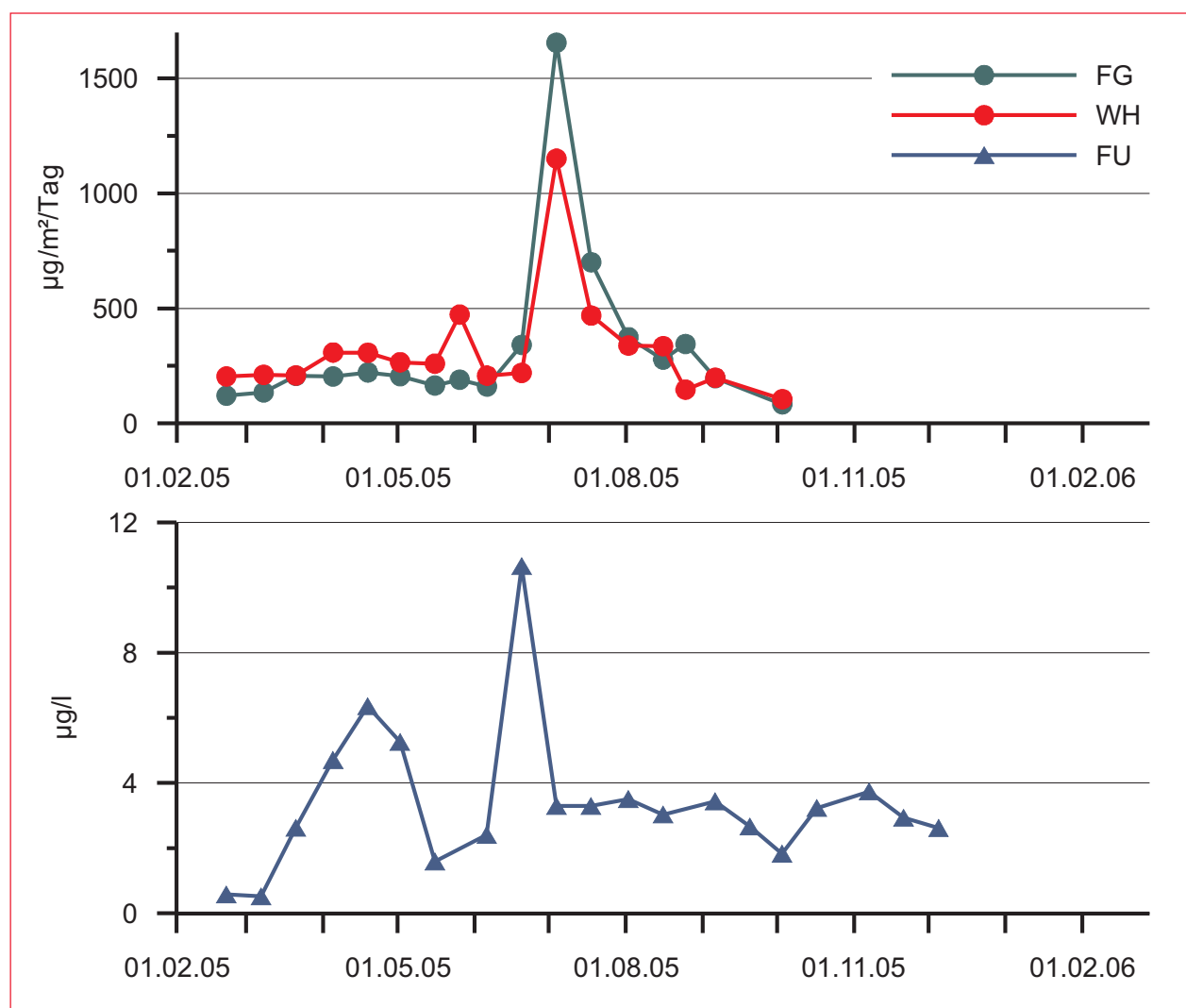


Abb. 78: Vergleich der Sedimentation von Chlorophyll-a an den Probestellen WH und FG.

lagen auch quantitativ in ähnlichen Größenordnungen – bei einem leichten Trend zu höheren Raten für die Stelle WH. Hier sollte allerdings auch der potentiell beträchtliche Hochrechnungsfehler mitberücksichtigt werden. Da die Stelle WH wegen der höheren Verdünnung durch anorganisches Material stets geringere Konzentrationen aufweist, ist dort auch mit einer höheren Fehlerbreite der Messwerte zu rechnen. Da umgekehrt infolge der hohen absoluten Raten dort der Hochrechnungsfaktor viel größer ist, schlagen solche Messunsicherheiten mehr zu Buche. Das kann am Extrembeispiel der Hochwasserprobe von Ende August verdeutlicht werden: Dort führte eine vergleichsweise geringe Konzentration an Chlorophyll-b durch die Hochrechnung mit der extrem hohen Gesamtsedimentation zu einem Maximum für dieses Leitpigment der Grünalgen. Natürlich kann nicht ausgeschlossen werden, dass der leicht erhöhte Pigmentanteil an der Station WH auf allochthone Einträge zurückzuführen ist. Schließlich ist bekannt, dass etwa das Pigment Chlorophyll-b auch bei Landpflanzen vorherrscht.

Trotz solcher noch bestehender Unsicherheiten sprechen die Ergebnisse dafür, dass der aus autochthoner Produktion stammende Teil der organischen Zufuhr zum Sediment – unabhängig von den allochthonen Einflüssen – qualitativ und quantitativ in vergleichbaren zeitlichen Mustern und Größenordnungen abläuft. Diese aus den Sedimentfallenergebnissen abgeleitete Annahme trifft auf große Übereinstimmungen mit den Beobachtungen aus den Freiwasseruntersuchungen (vgl. den Abschnitt zur zeitlichen Entwicklung des Phytoplanktons). Die Aussagekraft der Messungen wird noch dadurch erhöht, dass im Gegensatz zu den Momentaufnahmen des Freiwassers bei den Sedimentfallen zeitliche Integrale von 14 Tagen und damit weniger zufallsbedingte Einzelphänomene erfasst werden. Die erhaltenen Pigmentmuster spiegeln im Großen und Ganzen auch die Zusammensetzung der saisonalen Entwicklung des Phytoplanktons (Abb. 78) wider. Dabei entspricht die Dominanz von Fucoxanthin dem schon durch mikroskopische Untersuchungen bestätigten hohen Anteil der Diatomeen

an der Algensedimentation des Sees. Ebenso ist Alloxanthin als zweithäufigstes Pigment in den ebenfalls im See häufigen Cryptophyceen enthalten. Diese Algen wurden allerdings praktisch nie in den Sedimentfallen und auch nicht in Sedimenten gefunden. Es stellt sich daher die Frage, wie diese Pigmente zum Sediment gelangen. Denkbar wäre ein Transport über Kotballen („fecal pellets“) des Zooplanktons oder die Bindung von algenbürtigem organischem Detritus an mineralische Partikel beziehungsweise die Bildung von partikulären organischen Flocken („lake-snow“).

Ebenso fällt auf, dass das Blaualgenpigment Zeaxanthin recht häufig im Sediment gemessen werden kann, obwohl große fädige Blaualgen im Plankton nur noch selten vorkommen. Hier kann allerdings im Fluoreszenzmikroskop nachgewiesen werden, dass recht häufig Flocken der zum Picoplankton zählenden Blaualgen (*Synechococcus*, *Synechocystis*, *Aphanotheke*) angetroffen werden, die nicht selten Bestandteil eines „tiefen Chlorophyllmaximums“, also einer erhöhten Chlorophyllkonzentration in tieferen Wasserschichten, sind und daher bei der Erfassung des Planktons mit dem Summenscöpfer potenziell unterrepräsentiert sein können. Umgekehrt ist auch bemerkenswert, dass das Pigment Peridinin im Fallenmaterial praktisch nicht nachzuweisen war, obwohl Dinophyceen zumindest im Sommer mehr als vernachlässigbare Anteile an der Planktonbiomasse hatten.

Aufschlussreich sind auch die Konzentrationen an Abbauprodukten des Chlorophylls (Phäopigmente) in den Sedimentfallen. An beiden Stationen zeigen die Raten des (stabileren) Abbauproduktes Phäophytin einen ähnlichen Verlauf wie die des Chlorophylls, bei allerdings deutlich niedrigeren absoluten Raten. Demgegenüber waren die Konzentrationen des kurzlebigeren Abbauproduktes Phäophorbid höher und der zeitliche Zusammenhang mit der Chlorophyll-a-Sedimentation weniger klar ersichtlich. Das spricht dafür, dass der Abbauzustand der sedimentierenden Algen zu unterschiedlichen Zeiten variieren kann. Dennoch spiegelten die Raten der beiden Phäopigmentgruppen an beiden Stationen im Großen und Ganzen ebenfalls die saisonale Vegetationsentwicklung des Phytoplanktons mit entsprechenden zeitlichen Verzögerungen von etwa 2 bis 4 Wochen wider.

Im Zusammenhang mit der Trophieentwicklung ist auch die Phosphor-Sedimentation bemerkenswert. Gegenüber der letzten Kampagne mit Messungen der P-Sedimentationsrate (Mittelwert 1,24 mg P/g TG; Güde & Gries, 1998) hat die P-Konzentration in der sedimentierenden Substanz (Mittel 0,78 mg P/g TG) deutlich abgenommen. Damit kommt die fortgeschrittene Reoligotrophierung auch für die vor allem über Plankton-P erfolgende P-Sedimentationszufuhr zu den Sedimenten deutlich zum Ausdruck und spiegelt den seit 1998 nochmals stark verringerten Gesamt-P-Vorrat im See wider.



Spannender Moment: das Heben einer Sedimentprobe

Die saisonale Entwicklung der Sedimentoberflächen

Die sedimentologischen Verhältnisse an den Messstellen sind sehr uneinheitlich: Ein Zentimeter Sediment kann in wenigen Monaten oder in mehreren Jahren abgelagert werden. Dennoch sind Aussagen zur saisonalen Entwicklung der Oberflächensedimente möglich.

Mit den monatlichen Sedimentbeprobungen wurde erstmals am Bodensee eine umfassende Untersuchung der jahreszeitlichen Entwicklung benthischer Lebensgemeinschaften und deren Stoffumsetzungen durchgeführt. Beim Vergleich der Ergebnisse an den beiden Probenstellen FG und WH müssen jedoch die großen Unterschiede der Sedimentationsraten berücksichtigt werden: Die jeweils beprobte Oberflächenschicht von einem Zentimeter Dicke repräsentiert an der Stelle WH die Sedimentation von wenigen Tagen bis Monaten, an der Stelle FG dagegen stets mehrere Jahre. Eine weitere Schwierigkeit beim Vergleich der Probenstellen stellen die trockengewichtsbezogenen Konzentrationsangaben dar, da der Seeboden an der Stelle WH deutlich geringere Wassergehalte als an der Stelle FG aufweist. Daher ist 1 g Trockensubstanz an WH in weniger Sedimentvolumen enthalten als an FG. Darüber hinaus sind auch die anderen sedimentologischen Parameter sehr unterschiedlich: Größere Korngrößen sind beispielsweise mit einem anderen Porenraum verbunden etc. Berücksichtigt man die-

se Randbedingungen, lassen sich dennoch aussagekräftige Schlussfolgerungen zur Charakterisierung der saisonalen Entwicklung der Sedimente und ihrer benthischen Lebensgemeinschaften mit deren Stoffumsätzen ziehen.

Entwicklung der Biomasse-Konzentrationen

Biomolekül ATP

Da das Biomolekül ATP postmortal innerhalb von Stunden zerfällt, können die Gehalte an ATP als ungefähres Maß für die lebende Biomasse in Sedimenten genommen werden. Die Messwerte summieren allerdings passiv antransportierte sedimentierende Planktonorganismen und aktiv dort wachsende Organismen der Seebodenlebensgemeinschaft. Insgesamt zeigt der Vergleich, dass an der Stelle FG in der Regel höhere Konzentrationen angetroffen werden als an der Stelle WH (Abb. 79). Dabei wird an FG bei insgesamt sehr hohen Schwankungsbreiten ein klarer saisonaler Unter-



Was tut sich im Jahresverlauf in den oberen Sedimentschichten? Wie setzen sich die Benthos-Lebensgemeinschaften zusammen und welche Stoffumsetzungen finden statt?

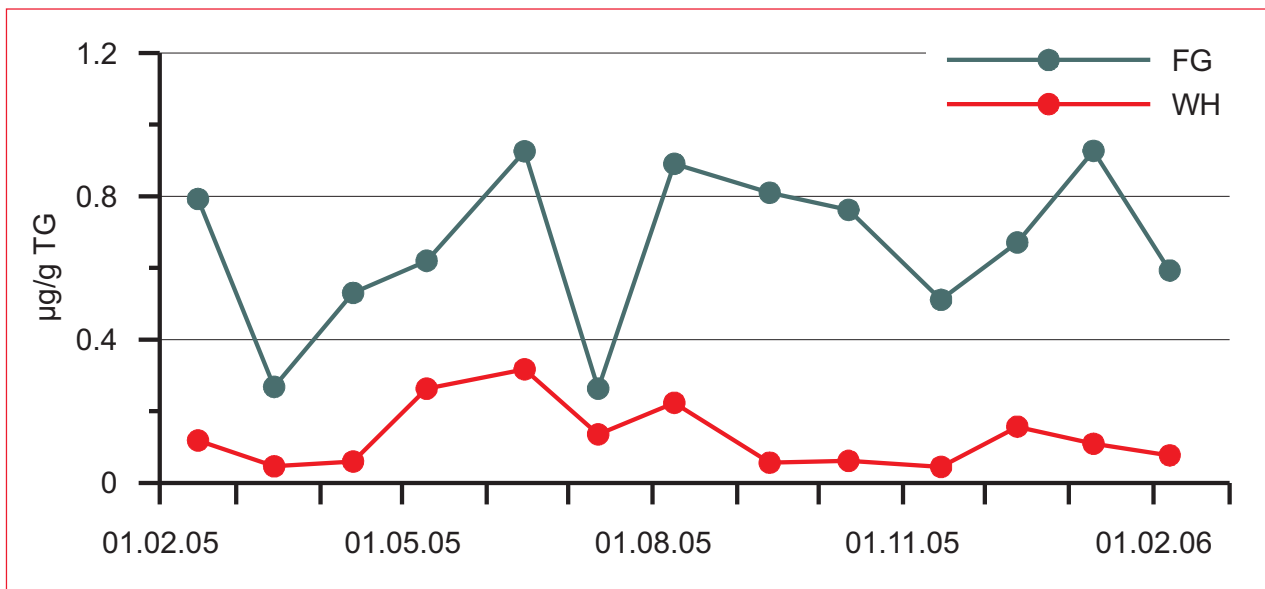


Abb. 79: ATP-Gehalte im oberen Sediment-Zentimeter an den Messstellen WH und FG.

schied nur schwer erkennbar. Demgegenüber zeichnen sich saisonale Unterschiede an WH eher ab: Nach einem winterlichen Minimum werden Anstiege im Frühsommer beobachtet. Mit dem Hochwasser erfolgte durch die Verdünnung ein starker Abfall, danach im Spätherbst und Winter wieder ein leichter Anstieg. Dieser Unterschied in den saisonalen Mustern zwischen FG und WH hängt sicher mit der schon erwähnten zeitlichen „Verschmierung“ an der Stelle FG zusammen, also der Überlagerung mehrerer Sedimentationsjahre in einer Probe.

Algenpigmente

Dieser „Verschmierungseffekt“ muss auch bei der Betrachtung der Pigmentgehalte in den Sedimentproben berücksichtigt werden (Abb. 80). So zeigen die Gehalte aller Pigmente an der Stelle FG ebenfalls große und unregelmäßige saisonale Schwankungen. Dabei dominieren wiederum Fucoxanthin und Alloxanthin. Auffällig ist allerdings die zeitliche Verteilung der Blaualgenpigmente: Während Zeaxanthin nur in der ersten Jahreshälfte beobachtet wird, findet sich Canthaxanthin in beachtlichen Konzentrationen in allen Proben, obwohl Zeaxanthin in den Sedimentfallen regelmäßig und Canthaxanthin nur in sehr geringen Konzentrationen angetroffen wurde. Gegenüber diesen Befunden für die Station FG fällt bei der Station WH auf, dass sich bis zum Hochwasser im August für die Hauptpigmente Fucoxanthin, Alloxanthin und Chlorophyll-a ein kumulativer Anstieg abzeichnete, dem nach dem Hochwasser ein abrupter Konzentrationsabfall folgte. Danach waren wieder leichte Anstiege der Pigmentgehalte zu verzeichnen. Auffällig war auch ein sehr unterschiedliches Verteilungsmuster der

Blaualgenpigmente, mit kaum nachweisbaren Mengen Canthaxanthin und einem Fehlen von Zeaxanthin vor dem Hochwasser.

Bei den Phäopigmenten war an der Station FG ein saisonaler Trend besser ablesbar. Insbesondere beim Phäophytin a spiegelt der Verlauf – mit Ausnahme der hohen Spätwinterwerte zu Beginn der Untersuchungen – die zeitlichen Verläufe der Algenentwicklung und der mit entsprechender Verzögerung nachfolgenden Pigmentsedimentation recht gut wider. Demgegenüber war für die Phäophorbidekonzentrationen an Stelle FG kein saisonales Muster erkennbar. Im deutlichen Gegensatz dazu war an Stelle WH besonders für die Phäophorbide ein kontinuierlicher saisonaler Anstieg bis zum Augusthochwasser erkennbar. Dieses führte dann infolge der hohen mineralischen Verdünnung zu einem abrupten Konzentrationsabfall. Danach war aber auch hier wieder ein langsamer Anstieg zu verzeichnen, der als Folge der Sedimentation des ausgeprägten herbstlichen Algenwachstums gedeutet werden kann.

Bakterienzahl

Die über Fluoreszenzmikroskopie erfasste Gesamtzahl der Bakterien in den Sedimenten erbrachte wie beim ATP ebenfalls generell erhöhte Häufigkeiten an der Stelle FG (Abb. 81). Interessanterweise ergab sich ein genau umgekehrtes Bild, wenn man die auf Nähragar wachsende Zahl der Kolonien (Gesamtkeimzahl) betrachtet, welche als grobes Maß für den Anteil der saprophytisch wachsenden Keime (Fäulnisbakterien) gelten kann. Dies ist ein Hinweis auf den vorwiegend allochthonen Eintrag dieser Keime. Entsprechendes gilt auch für die insgesamt an vier

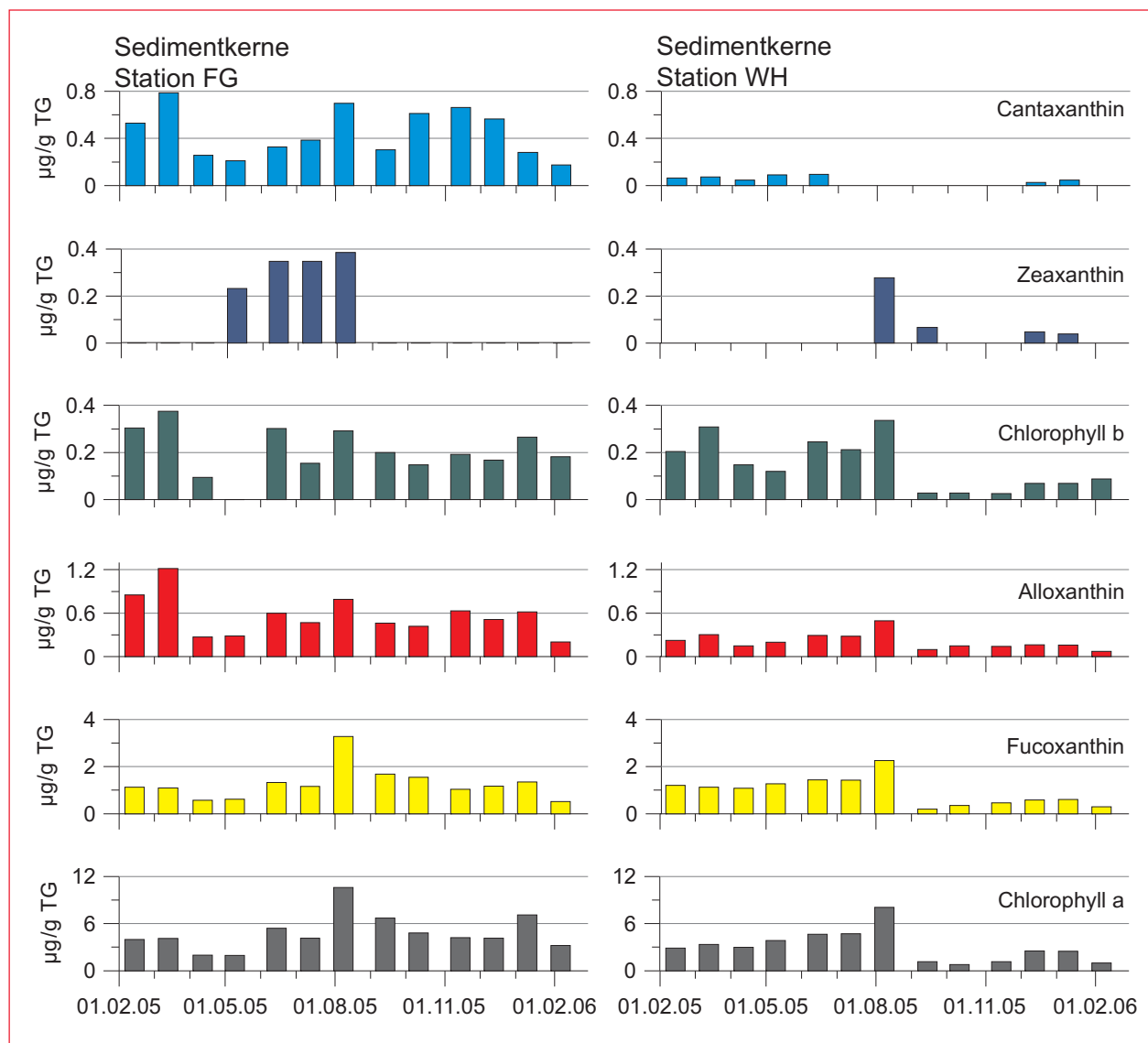


Abb. 80: Synopsis der Sedimentkonzentrationen an den Messstationen FG und WH.

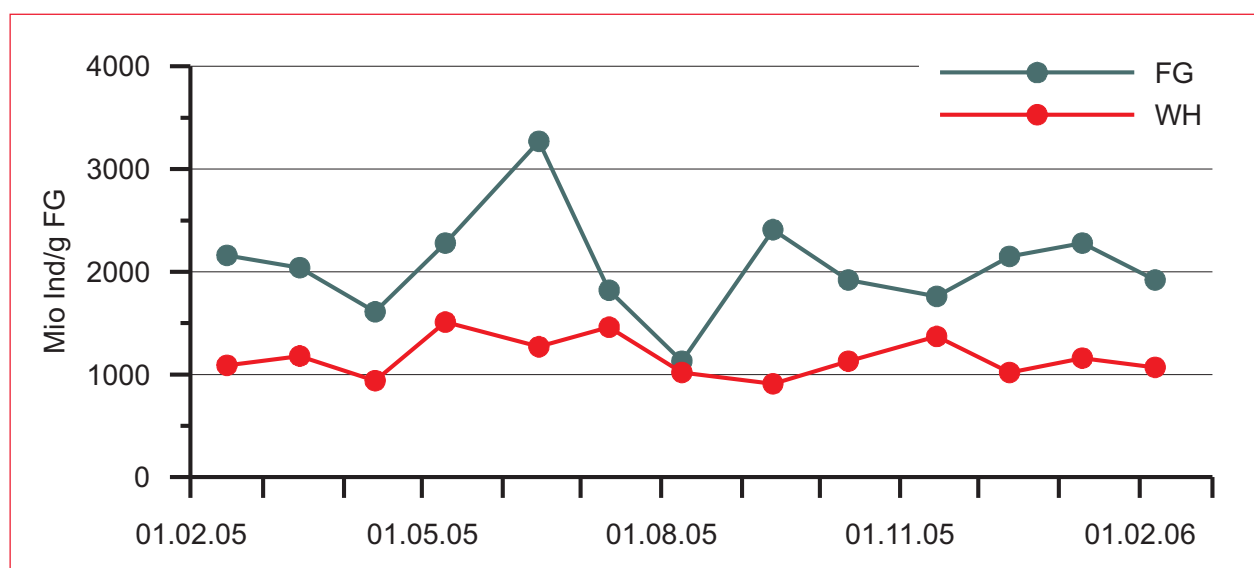


Abb. 81: Bakterienkonzentrationen im oberen Zentimeter Sediment an den Stellen WH und FG.

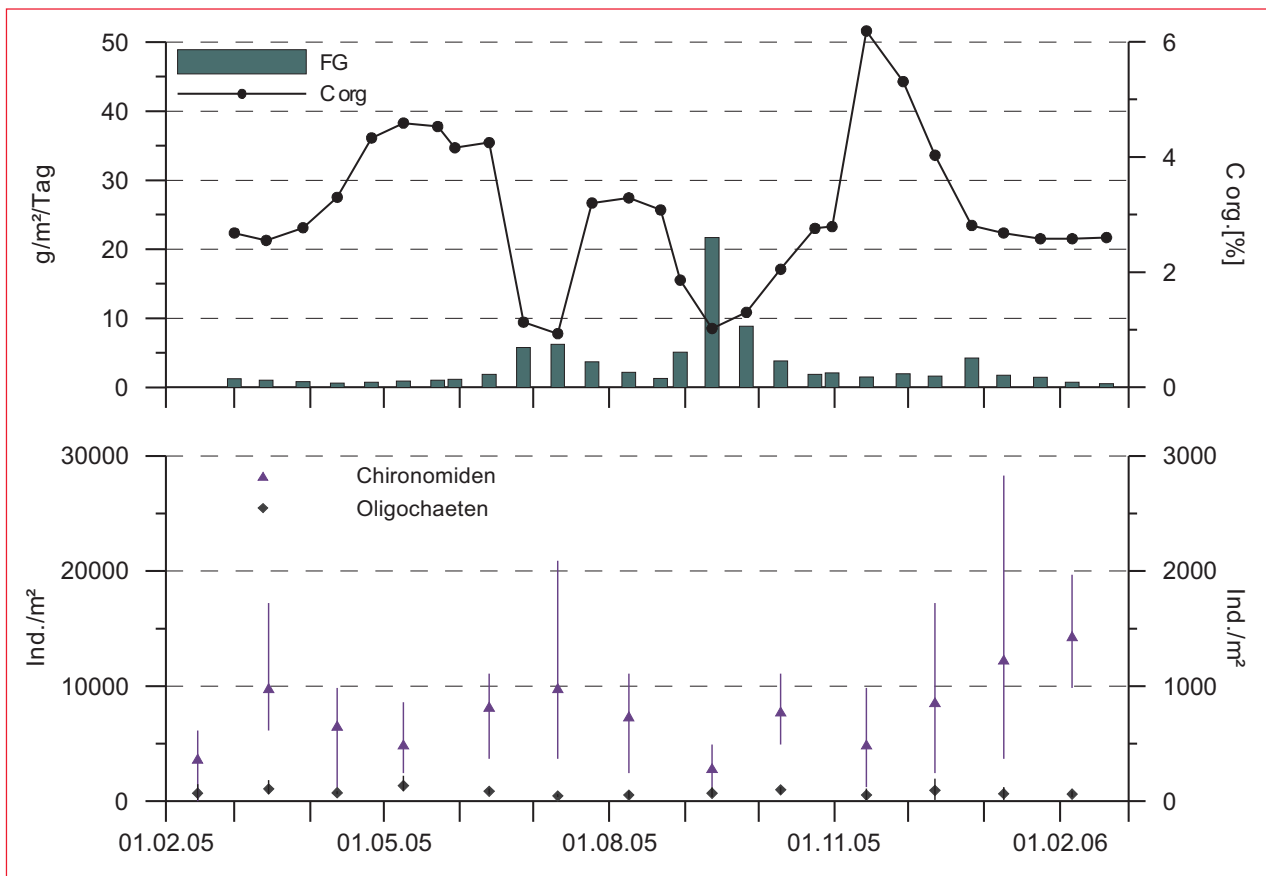


Abb. 82: Entwicklung der Bestände von Oligochaeten und Chironomiden an der Messstelle FG.

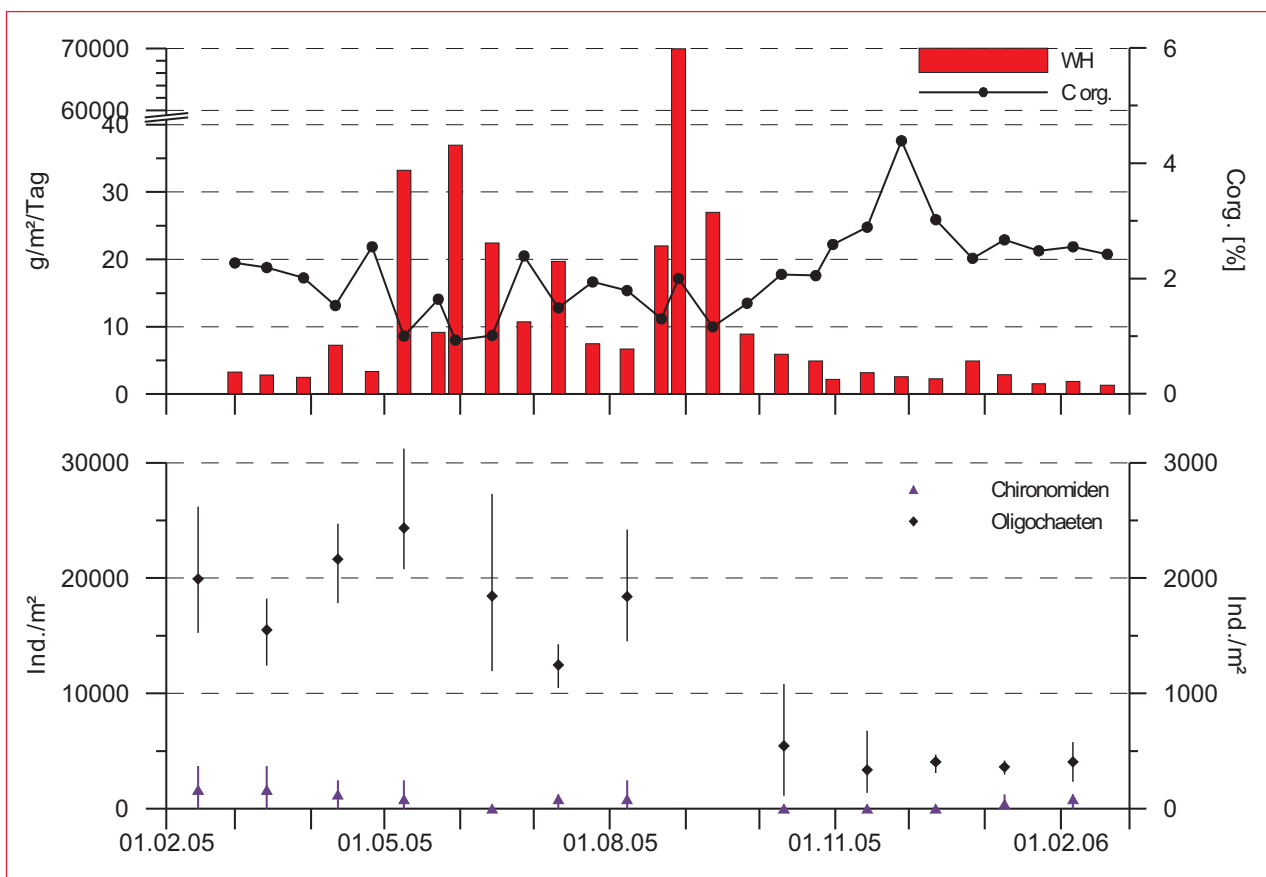


Abb. 83: Entwicklung der Bestände von Oligochaeten und Chironomiden an der Messstelle WH.

Probeterminen erfassten Abundanzen der Fäkalkeime *E.coli* (EC) und intestinale Enterokokken (IE), die beide gehäuft an der Stelle WH auftraten. Dabei war das Vorkommen von EC immer auf den obersten Zentimeter beschränkt, während IE unregelmäßigere vertikale Verteilungsmuster aufwies. Bemerkenswert war auch, dass das Hochwasser an der Stelle WH mit ausgeprägten Spitzen von Fäkalkeimen und Koloniezahlen unmittelbar bemerkbar war, während es an der Stelle FG nur verzögert und mit geringeren Spitzen sichtbar wurde.

Entwicklung des Makrozoobenthos

Schon die 2004 vorgenommenen Bestandsaufnahmen des Makrozoobenthos zeigten sehr ausgeprägte Unterschiede an den Stellen WH und FG. An WH (Abb. 83) waren insgesamt sehr hohe Abundanzen von Oligochaeten und Nematoden festzustellen, während die Gruppe der Chironomiden nur sehr geringe Abundanzen aufwies. Demgegenüber waren an FG (Abb. 82) insgesamt geringere Abundanzen für alle Gruppen festzustellen, bei allerdings erhöhter Diversität der Artzusammensetzung. Dieses Bild wurde grundsätzlich auch während der gesamten Untersuchungsperiode 2005 vorgefunden. Das bedeutet, dass jahreszeitliche Unterschiede bei den Abundanzen von Makrozoobenthos nicht erkennbar waren, die Entwicklung dieser Tiergruppen also nicht direkt mit dem aktuellen Geschehen im See in Verbindung steht. Eine Ausnahme bildet die Situation nach dem extremen Auguthochwasser, in dessen Folge an der Stelle WH ein deutlicher Abfall der Oligochaeten-Abundanzen festgestellt wurde. Dabei bleibt zunächst offen, ob dieser Abfall auf die hohe „Verdünnung“ mit anorganischen Sedimenten zurückzuführen ist oder ob er als eine Schädigung der benthischen Lebensgemeinschaften

durch die extreme Sedimentationsfracht interpretiert werden kann.

Isotopensignaturen des Makrozoobenthos

Über die schon erwähnte Erfassung der Gehalte an ^{13}C -Isotopen können auch Rückschlüsse auf die Quellen der Nahrungsversorgung der makrobenthischen Lebensgemeinschaften erhalten werden. Dabei entsprachen an der Stelle FG die Gehalte weitgehend denen der Sedimentfallen (Abb. 84). Das spricht dafür, dass dort die organische Sedimentation aus der autochthonen Produktion einen größeren Teil der Nahrungsversorgung darstellt. Demgegenüber unterschieden sich an der Stelle WH die Isotopensignaturen der Benthosorganismen von denen des organischen Materials in den Sedimentfallen deutlich: Beide untersuchten Tiergruppen wiesen leichtere Signaturen auf als das Fallenmaterial. Besonders ausgeprägt war der Unterschied bei den Chironomiden. Hier wurden mit einem Wert im Bereich von $\delta^{13}\text{C} = -40\text{‰}$ sogar weit leichtere Signaturen gefunden als im Plankton. Als Erklärung für diese Befunde käme zumindest im Fall der Tubifiziden ($\delta^{13}\text{C} = -32\text{‰}$) eine bevorzugte Verwertung von organischen Substanzen aus autochthoner Produktion in Frage. Diese Erklärung ist aber nur schwer mit dem Befund vereinbar, dass bei gleichem autochthonem Nahrungsangebot an der Stelle FG viel geringere Bestände aufgebaut werden können. Noch weniger kann damit die extrem leichte Signatur der Chironomiden erklärt werden. Eine weitere Interpretationsmöglichkeit ist, dass das an der Stelle WH sedimentierende, allochthone organische Material zu einem großen Teil biogen in Methan umgesetzt wird. Dieses zeichnet sich bekanntlich durch besonders leichte ^{13}C -Signaturen in dem für Chironomiden gefundenen Bereich aus.

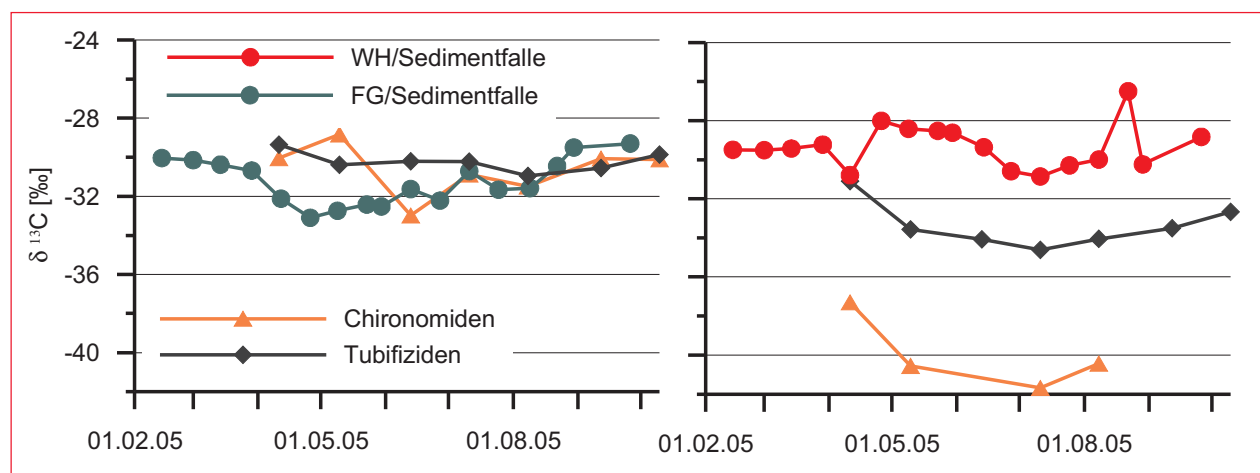


Abb. 84: Gehalte an ^{13}C -Isotopen im Sedimentfallenmaterial. Messergebnisse für Tubifiziden und Chironomiden an den Stationen FG und WH.

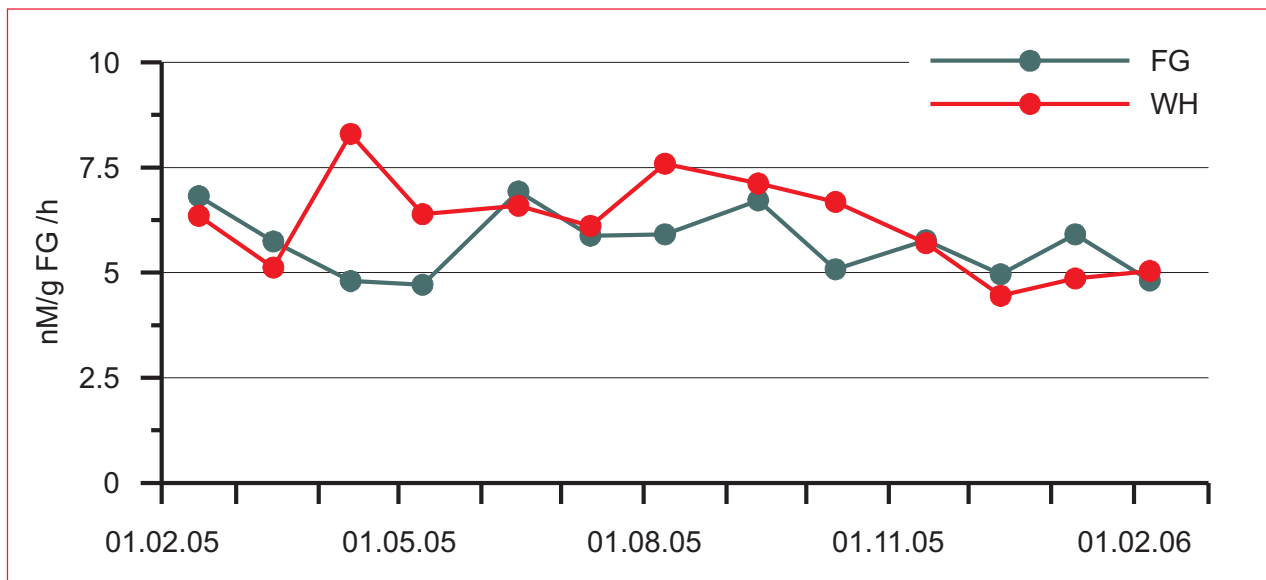


Abb. 85: Inkorporation von Leucin an den Messstellen WH und FG.

Das Methan kann wiederum über methanoxidierende Bakterien verwertet werden, die im Sediment einen beträchtlichen Teil der bakteriellen Gesamtbiomasse ausmachen können (Pester, 2002). Auf einem solchen indirekten Weg über die Ernährung von methanoxidierenden Bakterien kann auch die Zufuhr von allochthonem, „schwerem“ Kohlenstoff bei den Organismen zu „leichteren“ Signaturen führen. In diesem Sinne würden die Befunde dafür sprechen, dass sich die Chironomiden fast ausschließlich und die Tubifiziden teilweise direkt oder indirekt von methanoxidierenden Bakterien ernähren. Voraussetzung dafür wäre allerdings, dass die über allochthone Quellen an der Stelle WH zusätzlich eingetragene organische Zufuhr auch abbaubar und damit für Nahrungsketten verfügbar ist. Die im Folgenden beschriebenen Ergebnisse zu den mikrobiellen Stoffumsetzungen können als Hinweis dafür gesehen werden, dass diese Annahme berechtigt ist. Ein weiterer Hinweis für die Richtigkeit der These der Methanoxidation ist der Umstand, dass in der Nähe des Rheindeltas häufig aufsteigende Gasblasen (Methan) gefunden werden.

Mikrobielle Stoffumsetzungen in den Sedimenten

Über die Erfassungen der Bestände von Benthosorganismen hinaus sollte auch eine Vorstellung von den Stoffwechselaktivitäten gewonnen werden, die in den oberen Sedimentschichten ablaufen. Hierzu wurden an allen Proben Tagen im Labor mit Hilfe der Zugabe von organischen ^{14}C -Tracern zu den jeweils entnommenen Sedimentproben potentielle Stoffwechselaktivitäten gemessen. Zusätzlich er-

folgten fallweise auch Messungen der Aktivitäten hydrolytischer Enzyme sowie die Erfassung von Mikroprofilen des Sauerstoffs und des Redoxpotentials in den jeweiligen Sedimentkernen. Schließlich wurde fallweise auch die redoxabhängige Verteilung von Phosphor-Fraktionen in den oberen 4 cm Sedimentschichten erfasst.

Leucin-Inkorporation

Die Messung der Rate des Einbaus der Aminosäure Leucin in Bakterienprotein gilt als Maß für die bakterielle Proteinsynthese. Dabei zeigte sich, dass an der Stelle WH besonders zu Zeiten erhöhter Sedimentation, also im Frühsommer und nach dem Augusthochwasser, deutlich höhere Werte gefunden wurden als an der Stelle FG (Abb. 85). An den übrigen Proben Tagen waren die Werte in vergleichbarer Größenordnung. Berücksichtigt man, dass die Bakteriendichte an FG doppelt so hoch war wie an WH, bedeutet dies auch, dass die spezifische bakterielle Aktivität an WH mindestens doppelt so hoch war wie an Stelle FG.

Glukose-Respiration

Besonders eindrucksvoll konnte der Unterschied zwischen beiden Stationen bei der Messung des Potentials für die Veratmung (Respiration) organischer Substrate belegt werden. Am Beispiel des Zuckers Glukose zeigte sich, dass die Werte für dessen Veratmung an der Stelle WH durchgängig höher waren als an FG (Abb.86). Ähnliche Befunde erhielt man für die Respirationsraten der Substrate Leucin und Phenol – bei allerdings weniger ausgeprägten absoluten Unterschieden. Sehr viel unregelmäßiger waren dagegen die gefundenen Aktivitäten von polymerspaltenden (hydrolytischen) Enzymen. Diese Aktivitätsmessungen lassen allerdings

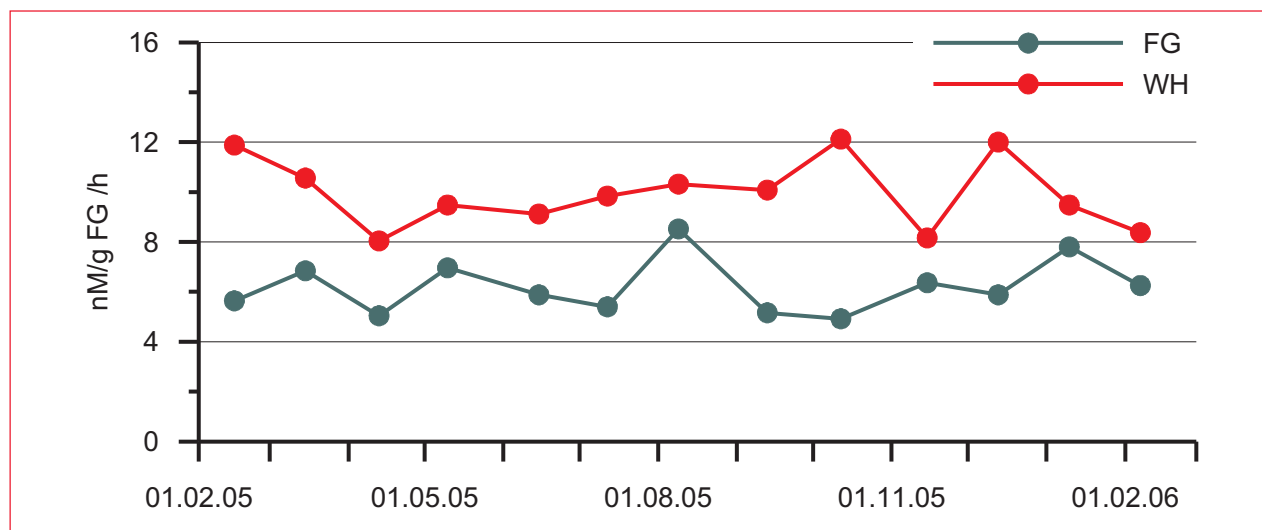


Abb. 86:
Respiration von
Glukose an den
Stellen WH
und FG.

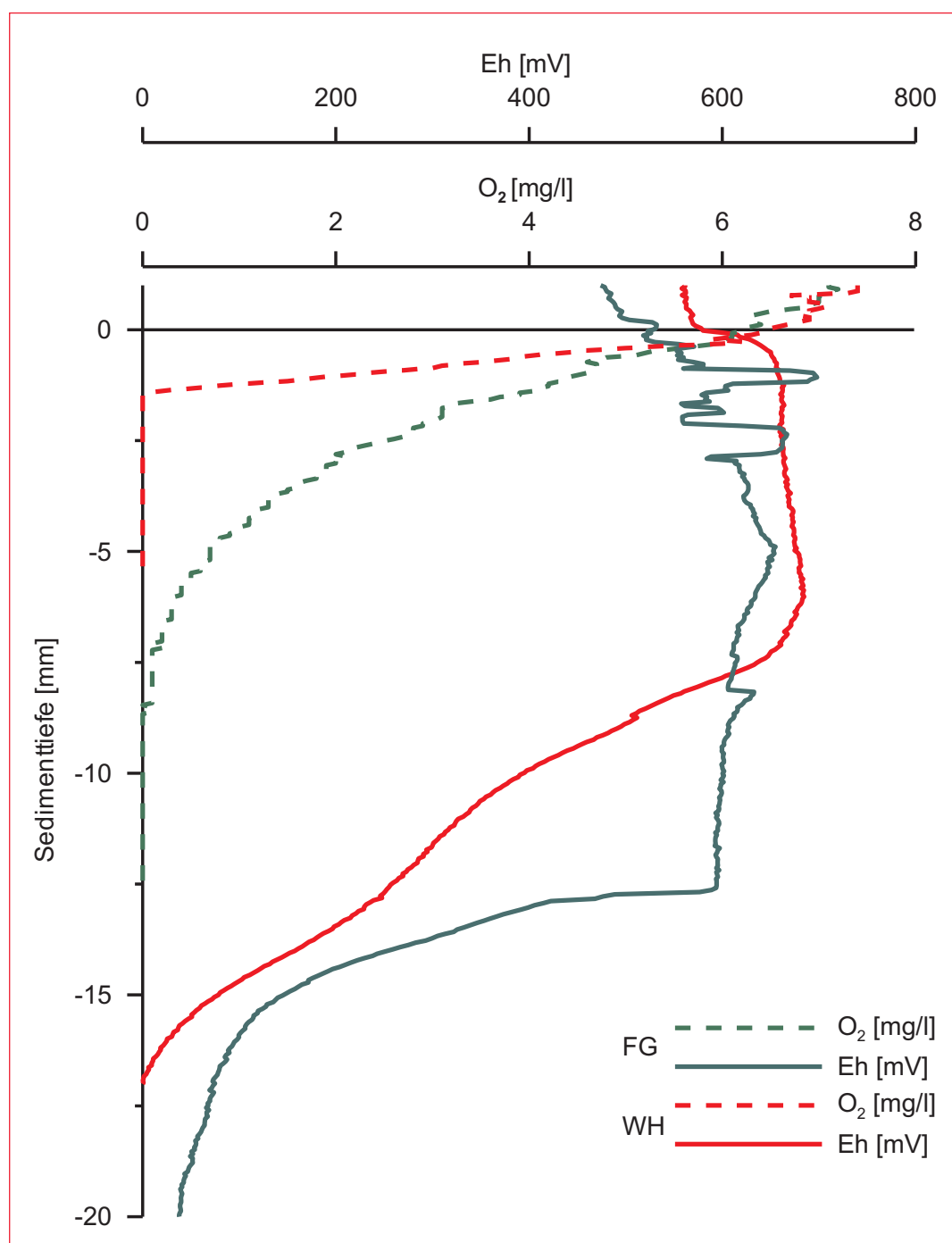
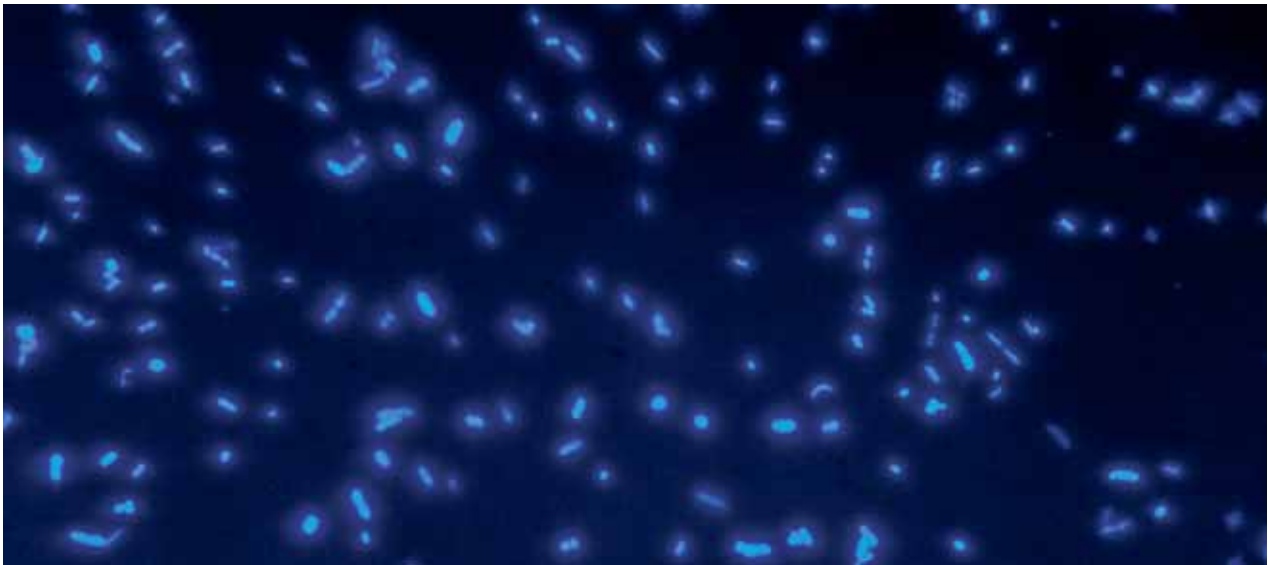


Abb. 87:
Mikroprofil von
Sauerstoff und Re-
doxpotentialen an
den Stellen WH
und FG.



An autochthonen Standorten ist die Bakteriendichte im Sediment höher als an allochthonen.

auch nur bedingt Rückschlüsse auf allgemeine Stoffwechselaktivitäten zu, da bei solchen Messungen sehr spezielle – stark vom jeweiligen Substrat abhängige – potentielle Aktivitäten erfasst werden.

Mikroprofile für Sauerstoff und Redoxpotential

Als zusätzlicher deutlicher Hinweis auf erhöhte Respirationsaktivität an der Stelle WH können die erhaltenen Mikroprofile für Sauerstoff und das Redoxpotential gesehen werden. Sie zeigten an WH einen sehr steilen Gradienten, der seinen Minimalwert schon nach 1 bis 2 mm (Sauerstoff) beziehungsweise nach 12 mm (Redox) erreichte (Abb. 87). Demgegenüber lagen die entsprechenden Tie-

fen an FG bei mehr als 10 mm (Sauerstoff) beziehungsweise 30 mm (Redox).

Diese Mikroprofile sind nur mit erhöhter Respirationsaktivität an WH erklärbar. Deshalb reicht dort die Oxidationsschicht weniger tief. Dies kommt auch in der relativen Verteilung redoxabhängiger Phosphorverbindungen (BD-Fraktion) in den oberen Sedimentschichten zum Ausdruck. Trotz deutlich niedrigerer absoluter Gehalte an der Stelle WH war dort immer ein ausgeprägter Tiefengradient mit abnehmenden Schichten zu finden, während an der Stelle FG kein Gradient zu finden war. Dort verhinderte die tiefreichende Redoxsprungschicht eine reduktive Rücklösung des an Eisen gebundenen Phosphors.

Kriterium	Vorwiegend autochthon (FG)	Vorwiegend allochthon (WH)
Sedimentations-Charakteristik	Geringe mineralische Sedimentation, erhöhte POC-Gehalte bei geringerer POC-Sedimentationsrate, Planktonanteil daran bedeutend	Hohe mineralische Sedimentation, trotz geringer POC-Gehalte hohe POC-Gesamtsedimentation, Planktonanteil daran gering
Mikrobenthos	Hohe Dichten von Bakterien, mäßige Dichten von Protozoen, kein saisonales Muster, Fäkalbakterien (= Zeiger für allochthonen Eintrag) selten, geringe spezifische Abbauraten	Geringe Dichte von Bakterien und Protozoen, kein saisonales Muster (Sala & Güde 2006), erhöhte Anteile Fäkalbakterien, erhöhte spezifische Abbauraten
Meiobenthos	Höhere Diversität, geringere Abundanz, keine Dominanz Nematoden, höherer Anteil algivoror Arten	Geringere Diversität, hohe Abundanz, Dominanz Nematoden, höherer Anteil bactivoror Arten
Makrozoobenthos	Geringe Abundanz Oligochaeten, mittlere Abundanz Chironomiden, kein saisonales Muster	Hohe Abundanz Oligochaeten, sehr geringe Abundanz Chironomiden, kein saisonales Muster

Tab. 11: Zusammenfassende Charakteristik der benthischen Lebensgemeinschaften profundaler Sedimente des Obersees mit vorwiegend autochthoner (Repräsentant Probenstelle FG) beziehungsweise vorwiegend allochthoner Sedimentation (Repräsentant Probenstelle WH).

Ein Blick ins „Archiv“ der Sedimente

Wie die Jahresringe von Bäumen geben auch Sedimentkerne Schicht für Schicht Auskunft über die Prozesse in den vergangenen Jahrzehnten. Sieben Sedimentkerne wurden im Rahmen des BUS-Projekts datiert und die identischen Zeiträume der Kerne chemisch analysiert.

Die Sedimentkerne wurden über die ganze Länge in 1 Zentimeter starken Schichten beprobt, um Informationen über die langfristige Entwicklung der in den Sedimentoberflächen nachgewiesenen Schadstoffe zu erhalten. Die Auswahl der Probenstellen orientierte sich an den vorhandenen Informationen aus Vorgängeruntersuchungen, der räumlichen Verteilung im See sowie der Möglichkeit, einen Teil der Kerne über das Abzählen von Jahres-schichten möglichst präzise datieren zu können.

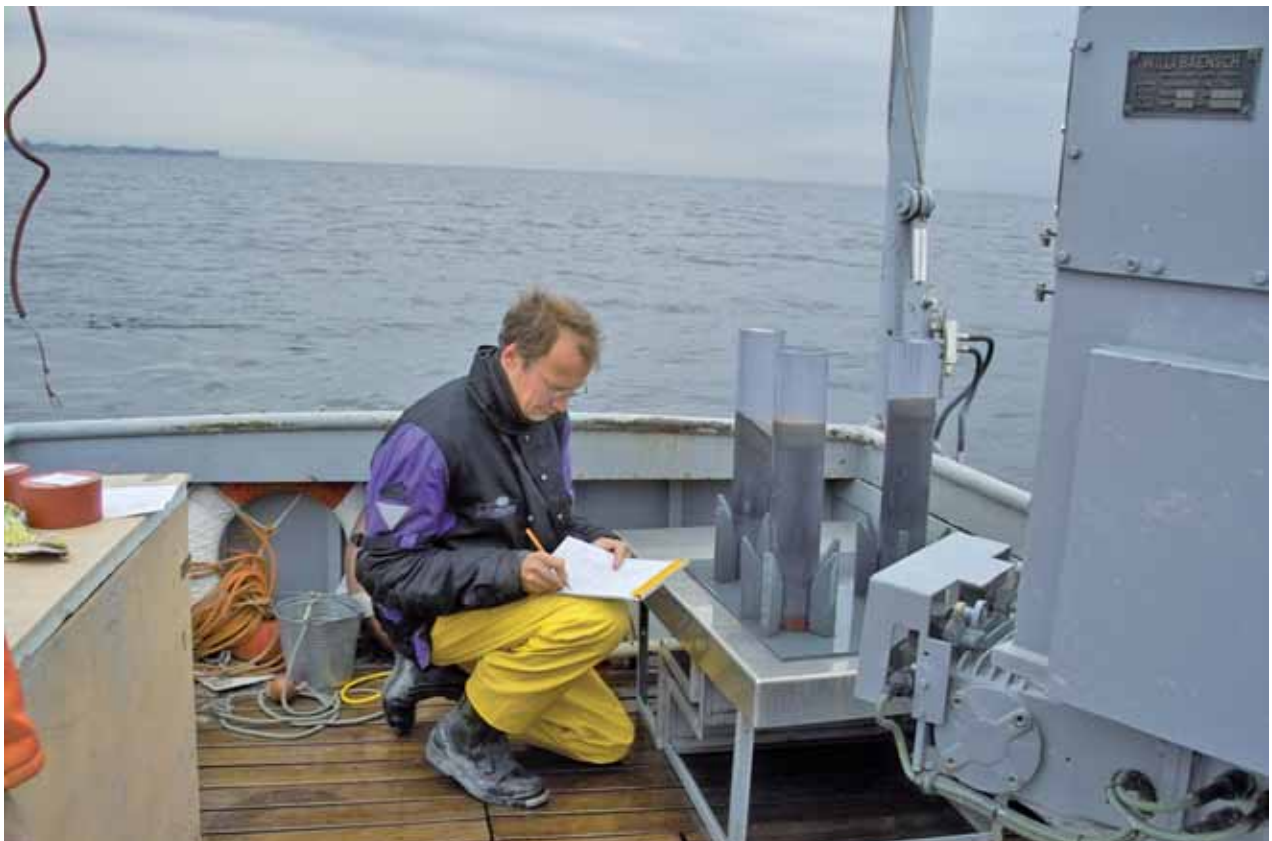
Altersbestimmungen

An den drei Stationen FD, FM und OJ konnte das Sediment über das Zuordnen von Hochwasser-schichten des Rheins annähernd jahrgenau datiert werden (Wessels et al., 1998). An den vier anderen Stationen UZ, UR, FG und WI wurden die Aktivitäten des radioaktiven ^{137}Cs bestimmt, um auf diese Weise das Sediment zu datieren. Nach der Datierung und der Festlegung der zu analysie-

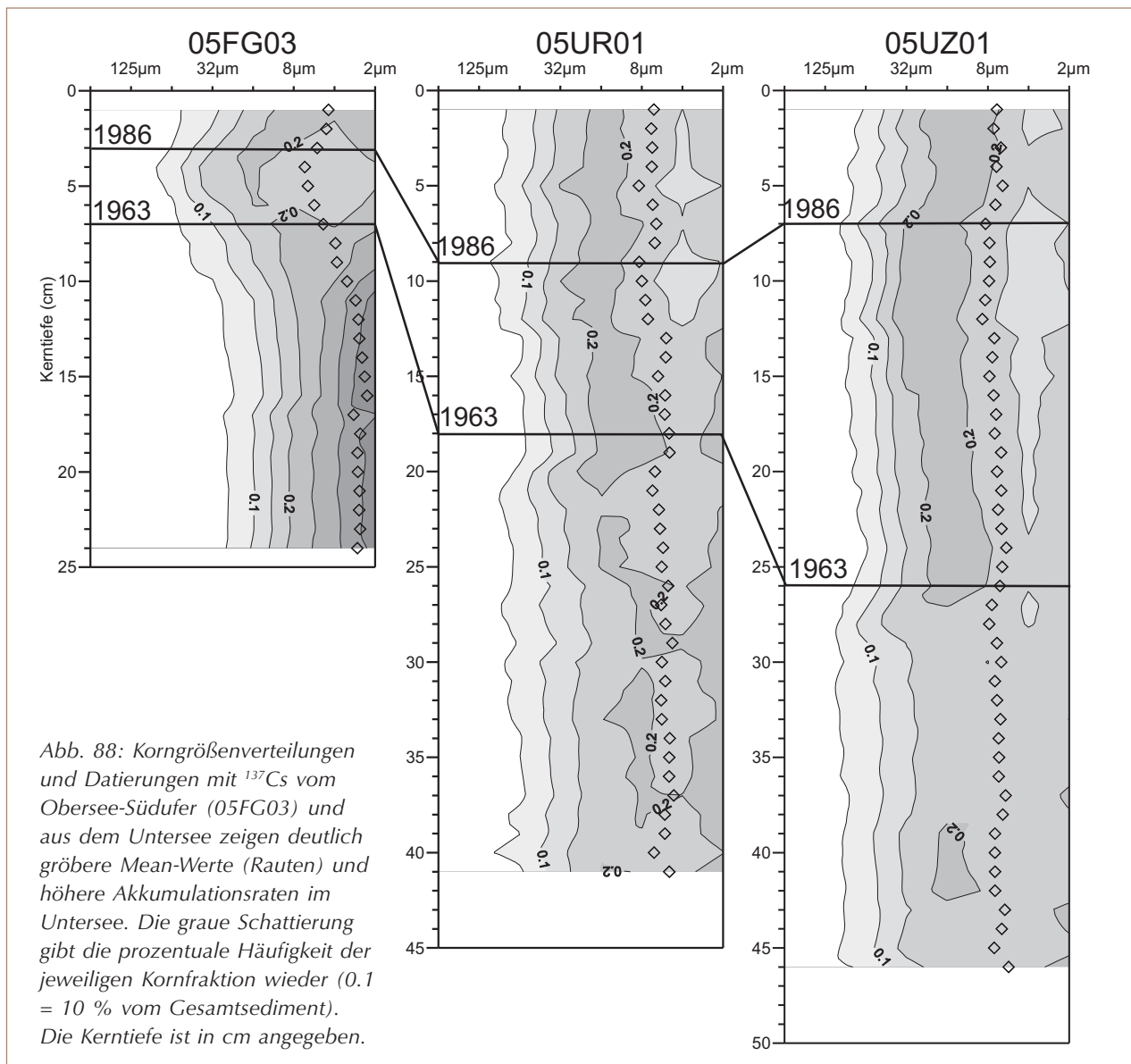
renden Horizonte wurden die zu einer Zeitscheibe gehörenden 1 cm mächtigen Proben für die chemische Analytik vereinigt. Die sedimentologischen Analysen wurden an den zentimetermächtigen Probenhorizonten durchgeführt, um einen zeitlich besser auflösenden Eindruck der Ablagerungsdynamik zu bekommen. Fazit: Die sedimentologischen Daten aus den Sedimentkernen bestätigen die Einteilung des Bodensees in unterschiedliche Sedimentprovinzen ebenso wie die Untersuchungsergebnisse der Sedimentoberflächen.

Sedimentanalyse

Beide Kerne aus dem Untersee (UR, UZ - siehe Abb. 88) haben relativ grobe Mean-Werte um 6 bis 8 μm , ein weites Korngrößenspektrum und mehr-gipflige Verteilungen, die auf unterschiedliche Korngrößenpopulationen hindeuten. Vermutlich wird dies teilweise durch die Nähe zum Ufer beziehungsweise durch den Transport aus der Flach-



Direkt nach der Entnahme der Sedimentkerne erfolgte eine erste Beschreibung noch an Bord.



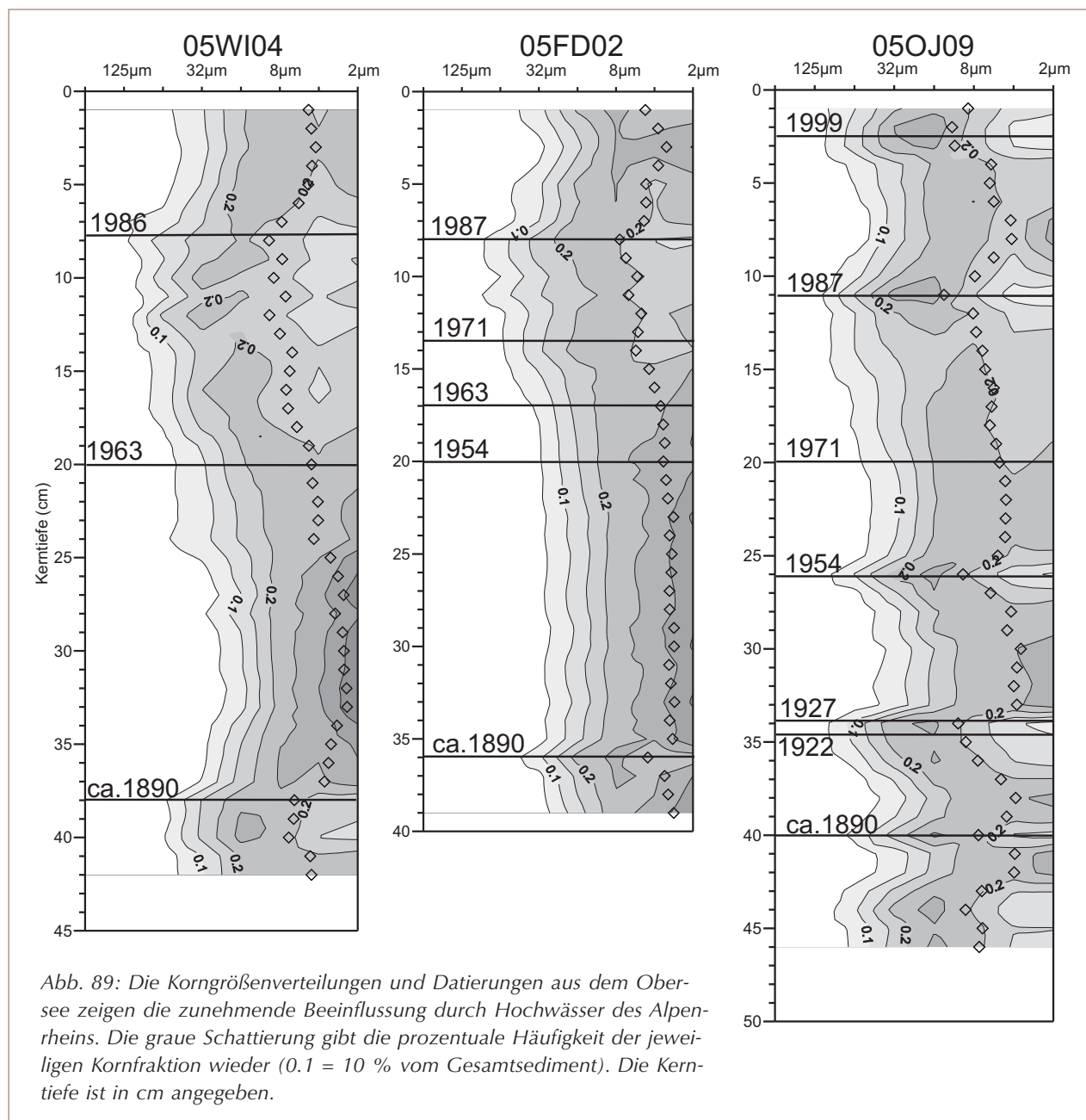
wasserzone verursacht. Obwohl fast keine Flussschwebstoffe in den Untersee eingetragen werden, sind die Sedimentationsraten deutlich höher als an der autochthonen Station FG. Auch dies ist ein Hinweis auf einen lateralen Eintragsprozess.

An der Station FG, die in der Sedimentprovinz „Autochthone“ liegt, sind die mittleren Korngrößen im unteren Kernabschnitt sehr fein, steigen zwischen 10 cm und 4 cm Kerntiefe an (etwa 1940-1980, Abb. 88) und nehmen zur Oberfläche wieder ab. Hierfür gibt es zunächst keine eindeutige Erklärung. Möglich wäre ein diagenetischer Effekt, zum Beispiel die Lösung von großen Diatomeen-Schalen (Wessels et al., 1998), oder ein Zusammenhang mit der Trophie, etwa das Ausfällen größerer Kalzitpartikel bei höherer Trophie oder das Auftreten großer Diatomeen. Eine Beeinflussung durch die Rückführung von Sedimentpartikeln in den Wasserkörper (Resuspension) im Litoral oder die Verlagerung der Rheinmündung ist wegen der großen Distanzen

und geringen Sedimentationsraten unwahrscheinlich.

Ein ähnliches Phänomen, jedoch mit unruhigerem Verlauf und etwas größeren mittleren Korngrößen, lässt sich an den Stationen FD und WI beobachten (Abb. 89). In beiden Kernen hinterlassen die Hochwasserereignisse im 20. Jahrhundert (Wessels et al., 1998) keine erkennbare Veränderung bei den Korngrößen. Lediglich die letzten Ereignisse aus dem 19. Jahrhundert treten an der jeweiligen Kernbasis auf. Vermutlich hat die Verlagerung der Rheinmündung im Jahr 1900 zu einer gleichförmigeren Sedimentation an diesen Stationen geführt.

In der Sedimentprovinz Alpenrhein ist die vollständige Hochwasserchronologie des 20. Jahrhunderts beispielhaft an der Station OJ überliefert (Abb. 89). Hier kommt es durch die Hochwasser immer wieder zu deutlichen Sedimenteinträgen, welche die Korngrößen und Sedimentakkumulation zeitweilig stark erhöhen.



Chemische Untersuchungen der Sedimentkerne

Die chemischen Untersuchungen von fünf Sedimentkernen aus dem Obersee sowie jeweils einem Kern aus dem Zellersee und dem Rheinsee im Jahr 2005 dienen der Erreichung folgender Projektziele:

- Aufzeigen seeweiter und lokaler Entwicklungen am Seeboden
- Evaluierung von Indikationspotentialen
- Bewertung des Risikos der Mobilisierung von Altlasten
- Prognose künftiger Entwicklungen

Belastungsschwerpunkte für immobile Schadstoffe

Bereits eine erste Übersicht über die Befunde von etwa 150 Einzelverbindungen beweist, dass die

Datierung und Segmentierung der Kerne nach Ablagerungszeiträumen von zehn bis zwanzig Jahren Dauer erfolgreich war. Exemplarisch kann dies an der Zinkverteilung in den sieben Kernen belegt werden: Sie gibt den Höhepunkt der Schwermetallbelastung von Seesedimenten Ende der 1950er- und Anfang der 1960er-Jahre gut wieder (Abb. 90).

Ähnliche Verteilungen wie beim Zink finden sich bei As, Ba, Cr, Cu, Hg und Pb. Ebenfalls eindeutig ist die zeitliche Zuordnung der Belastungsschwerpunkte bei den Chlorigen Dibenzodioxinen und -furanen (Abb. 91). Auch hier findet sich, wie bei vielen anderen organischen Schadstoffen (z. B. PCB und PAK), ein deutlicher Rückgang in jüngeren Sedimentablagerungen. Mit Einschränkungen, etwa bei As und Hg, zeugen diese Verteilungen auch von

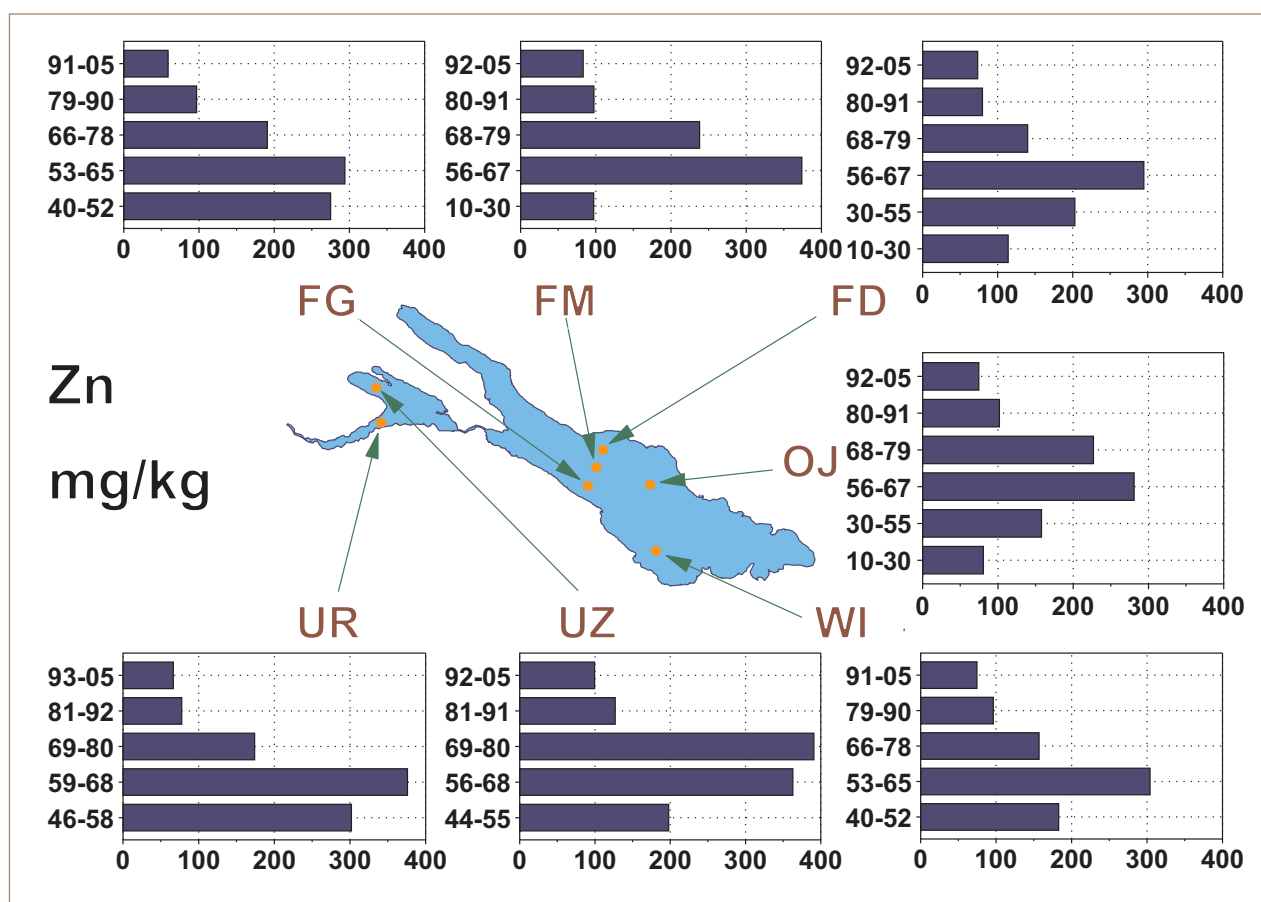


Abb. 90: Zinkgehalte in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

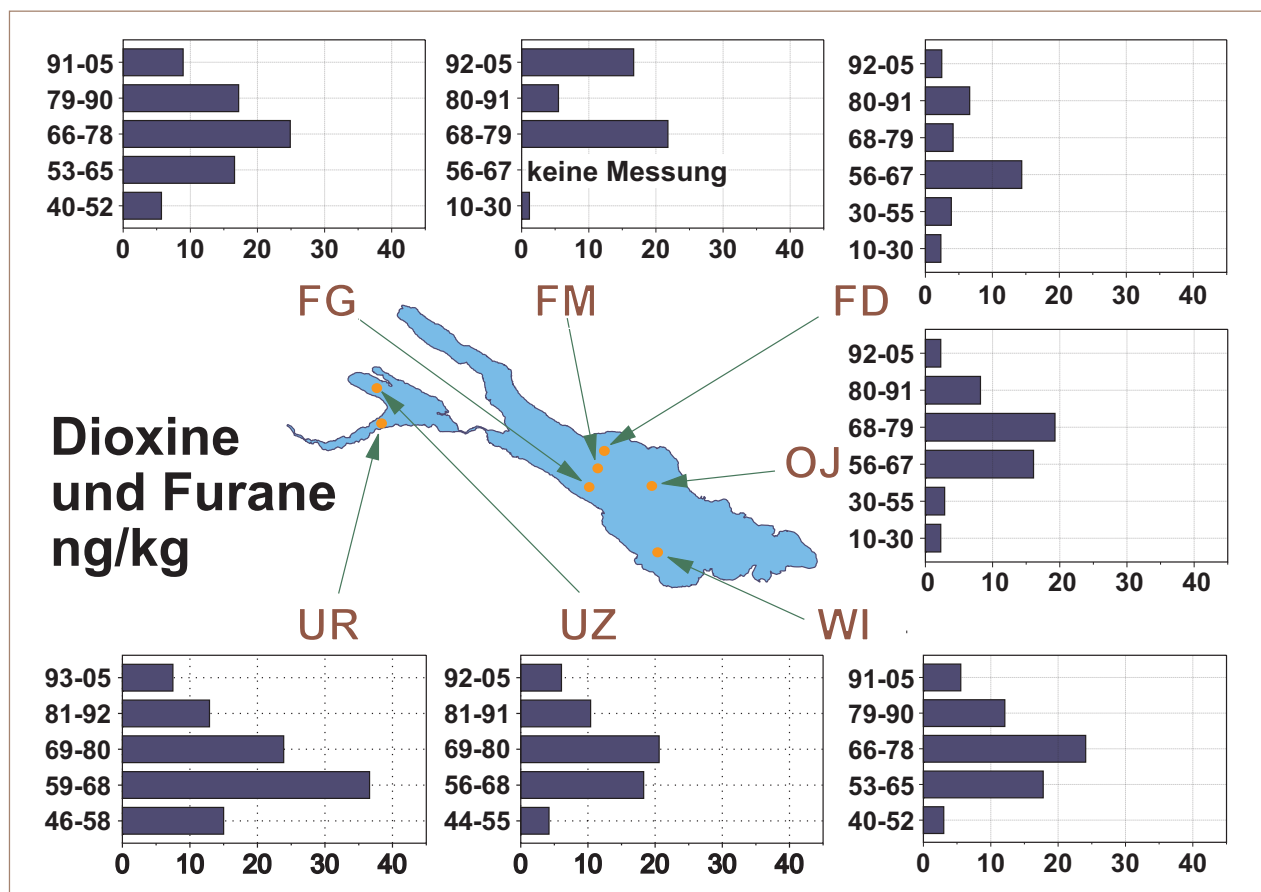


Abb. 91: Toxische Äquivalente (TEQ bezogen auf 2,3,7,8-TCDD) von Dioxinen und Furanen in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

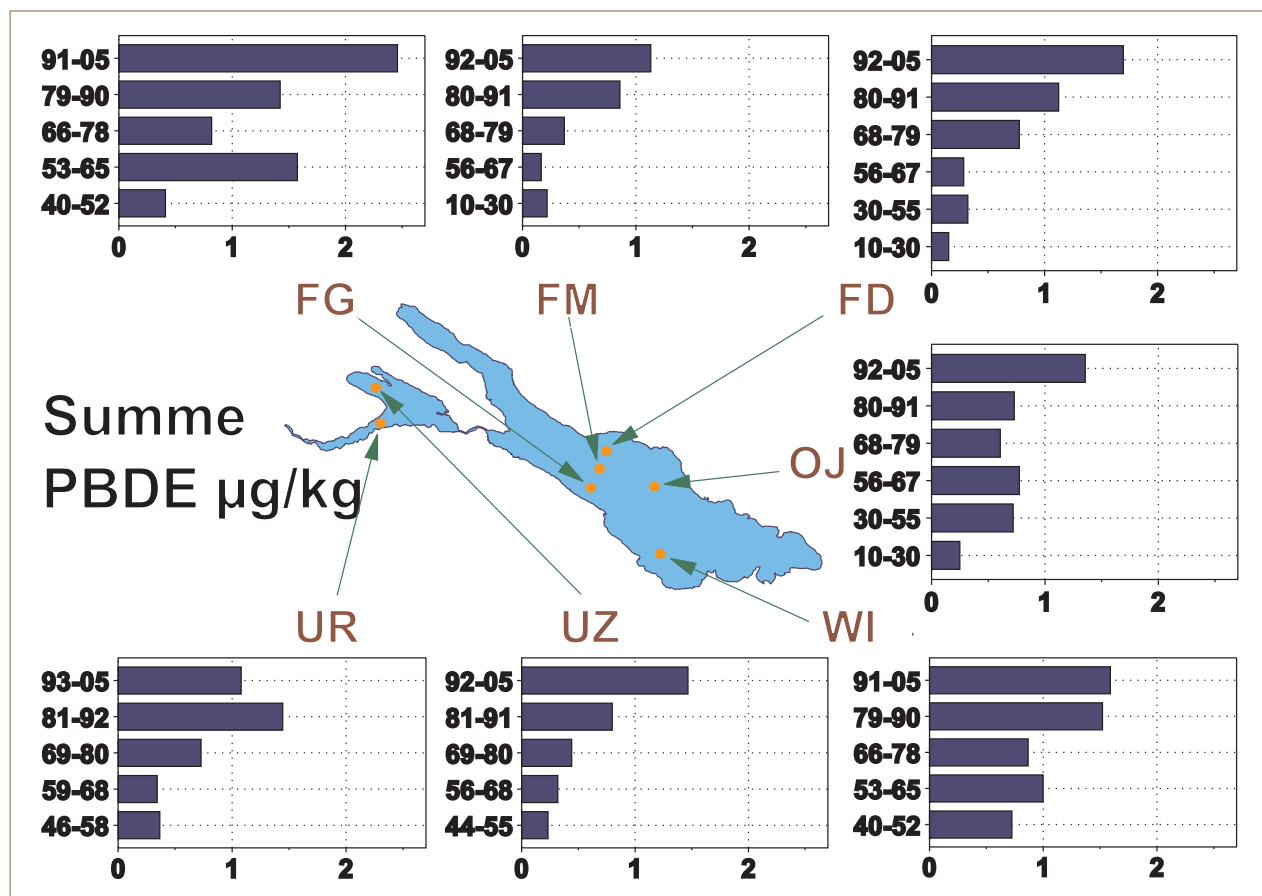


Abb. 92: Als Flammschutzmittel verwendete PBDE (Summe aus BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 und 183) in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

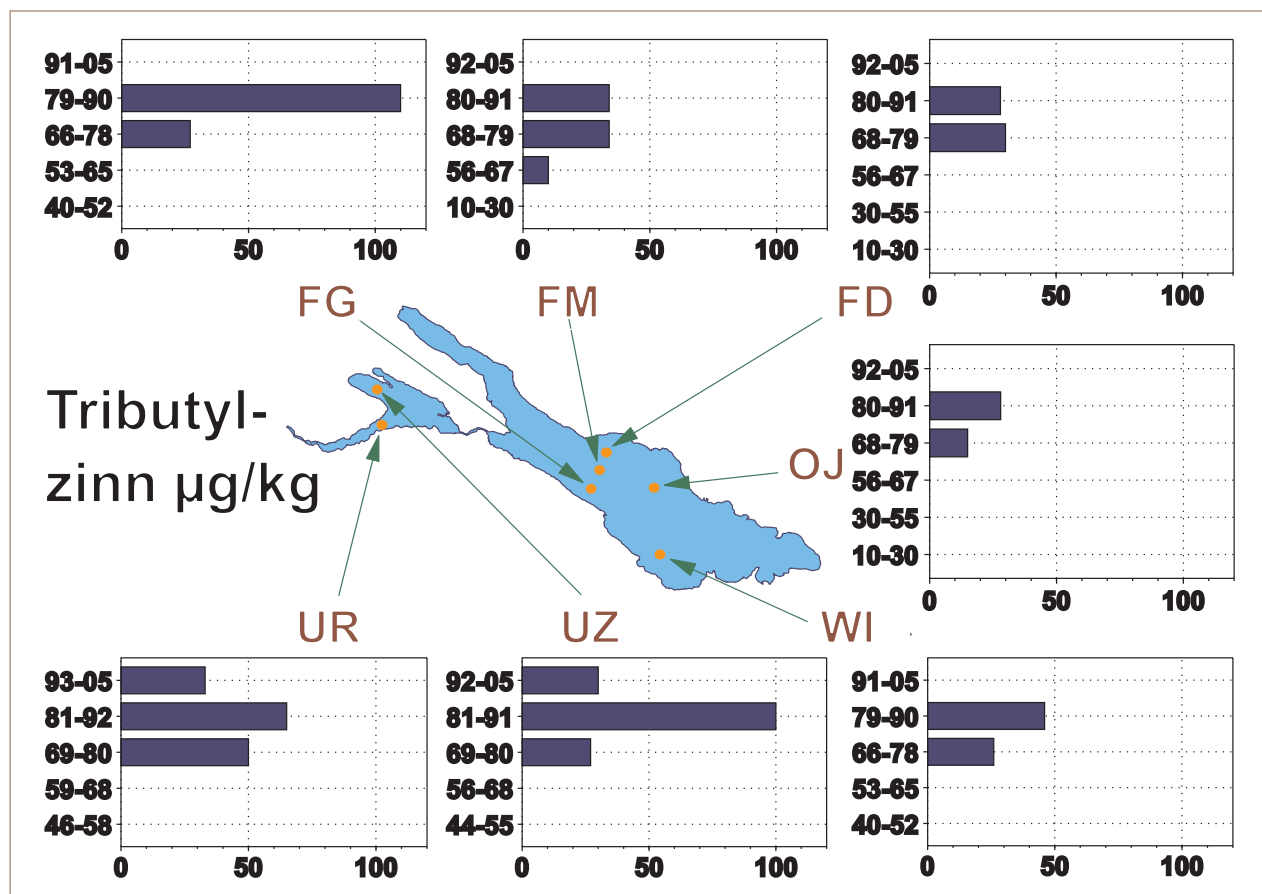


Abb. 93: Tributylzinn (TBT) in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

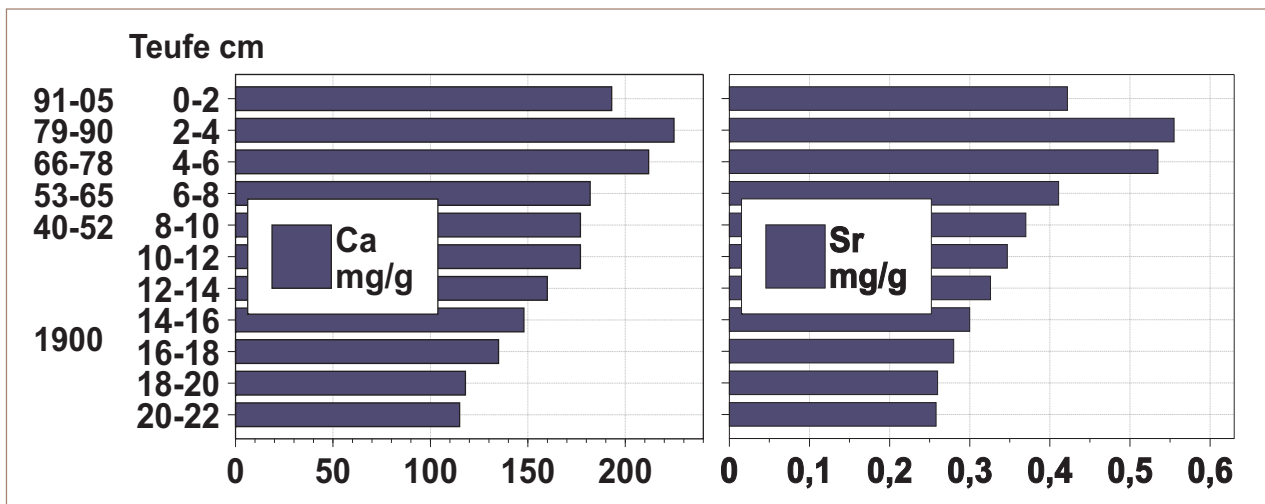


Abb. 94: Calcium- und Strontiumgehalte im Sedimentkern an der Station FG.

einer weitgehenden Immobilität dieser Elemente und Verbindungen im Sediment.

Unter den analysierten und auswertbaren Substanzen gibt es nur eine Verbindungskategorie, die zur Sedimentoberfläche hin steigende Konzentrationen aufweist: Polybromierte Diphenylether (PBDE, siehe Abb. 92). Diese als Flammschutzmittel in zahlreichen Gegenständen des täglichen Gebrauchs eingesetzten Verbindungen stellen demnach eine ganz aktuelle Belastung für den See dar.

Eine wichtige Gruppe schwer abbaubarer, sehr giftiger und folglich kritisch zu beurteilender organischer Schadstoffe sind die Organozinnverbindungen. Durch die breite Anwendung in vielen Produkten wie etwa als Stabilisator für PVC, vor allem aber durch die Verwendung in Unterwasseranstrichen für Schiffe gelangen sie auch in die Sedimente des Bodensees. Nachdem sie jedoch in Schiffsfarben ab 1990 verboten wurden, gingen die Gehalte bei Tributylzinn (TBT), dem wichtigsten Vertreter dieser Stoffklasse, im Untersee erheblich zurück

(Abb. 93). In den obersten, also jüngsten Sedimentschichten des Obersees ist TBT überhaupt nicht mehr nachweisbar. Um eine Neukontamination zu vermeiden, darf deshalb mit TBT belastetes Aushubmaterial aus Häfen nicht in den See verbracht werden.

Der Einfluss der Eutrophierung

Werden die Verteilungsmuster von Stoffen durch autochthone Prozesse überlagert, dann sind zwischen dem Auftreten im Sediment und den Orten des allochthonen Eintrags beziehungsweise den Eintragszeitpunkten keine Zusammenhänge mehr festzustellen. So erhöhen beispielsweise Ausfällungen von CaCO_3 im See die Konzentrationen von Calcium und Karbonat im Sediment und verdünnen dabei die Konzentrationen anderer Substanzen. Redoxprozesse und Abbau verändern hingegen die chemischen Eigenschaften von Stoffen, wie etwa deren Löslichkeit. Gesteigerte Mobilitäten und Migrationen sind häufig die Folge.

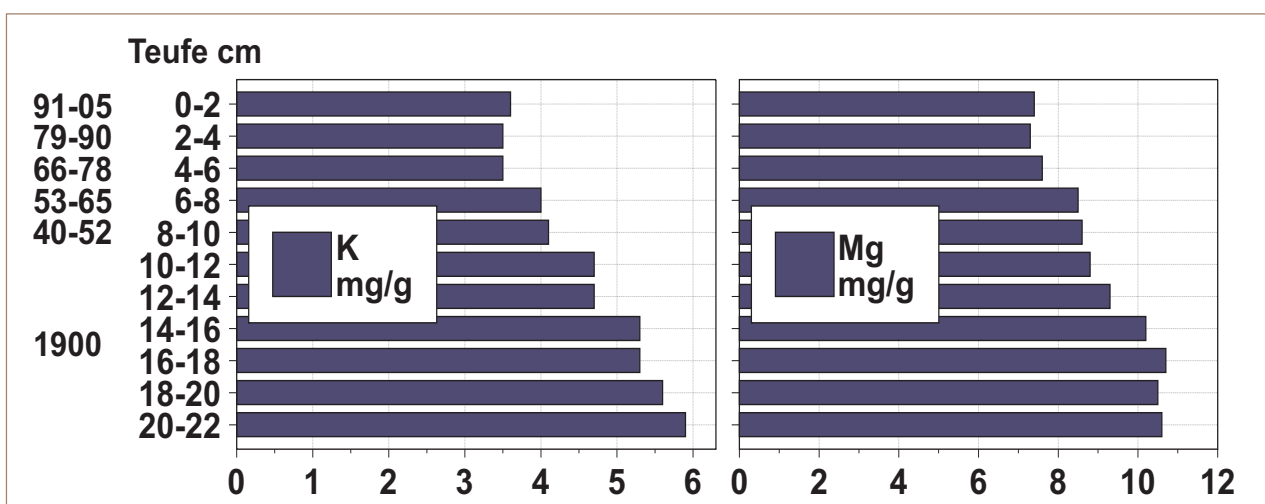
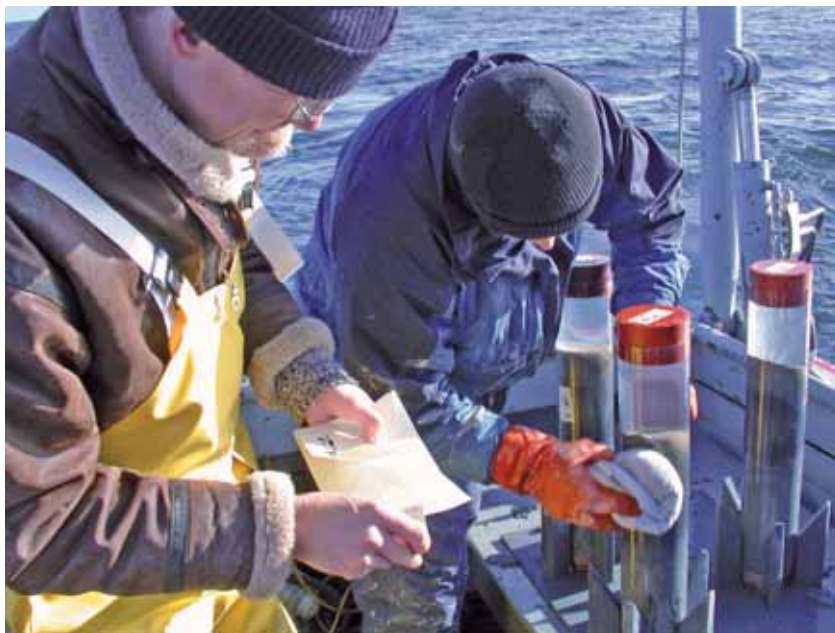


Abb. 95: Kalium- und Magnesiumgehalte im Sedimentkern an der Station FG.



Bergung und Beschriftung des „Rohmaterials“ ...

Einen gewichtigen Einfluss auf die Verteilung einer ganzen Reihe von Komponenten in den Sedimenten hat die autochthone Kalzitfällung. Abgesehen von generell erhöhten Kalzitanteilen in bestimmten Seebereichen, etwa dem Gnadensee, wird mit dem Kalzit das chemisch verwandte Strontium mitgefällt. Die Strontium- und Calciumverteilungen in den Sedimentkernen ähneln sich daher oft, wie das Beispiel der Station FG zeigt (Abb. 94).

Während der starken Eutrophierungsphase in den 1970er- und 1980er-Jahren hatte die Kalzitfällung im See ihren Höhepunkt. Die Calcium- und Strontiumkonzentrationen erreichen folglich in diesen Sedimentschichten Maximalwerte. Im Gegenzug gehen die Gehalte von Kalium und Magnesium in diesen Schichten zurück und nehmen erst in den jüngsten Sedimentlagen wieder leicht zu (Abb. 95). Kalium und Magnesium, die beispielsweise über die Einträge von Feldspäten und Dolomit in das Sediment gelangen, werden durch die Kalzitablagerungen verdünnt. Aus diesem Grund verhalten sich ihre Konzentrationen zu den Calcium- und Magnesiumgehalten weitgehend spiegelbildlich (Abb. 94 und 95).

„Wanderungen“ im Sediment

Nachträglich veränderte Verteilungsmuster gegenüber ihrem ursprünglichen Eintrag entstehen

schließlich auch durch die Migration von redoxempfindlichen Metallen wie As, Fe, V oder Mn (Abb. 96). Dabei zeigen nicht nur die Metalle, sondern auch an sie gebundene Elemente wie der für den Seezustand so maßgebliche Phosphor in der Folge von chemischen Prozessen zum Teil schwer zu interpretierende Verteilungen. So finden sich an Entnahmestellen mit geringen Sedimentationsraten und in größeren Seetiefen ab etwa 100 m Phosphoranreicherungen in der Sedimentoberfläche. Sie stammen aus Sedimentteufen unterhalb von etwa 1 bis 2 cm. Dort bildet sich lösliches Eisen(II)phosphat, welches an der Sedimentoberfläche wegen

des dort höheren Redoxpotentials wieder als unlösliches Eisen(III)phosphat ausfällt (Abb. 97, Entnahmestelle FG).

Dieser Effekt kann an der in nahezu gleicher Seetiefe liegenden Stelle OJ nicht beobachtet werden. Das liegt an den dort höheren Sedimentationsraten: An der Stelle OJ fielen, um vergleichbare Ablagerungszeiträume wie bei FG zu erhalten, die Kernschnitte mit 9 cm über vier Mal so dick aus wie an der Stelle FG. Dadurch sind kurzstreckige Phosphorwanderungen nicht mehr differenzierbar. Im Endeffekt repräsentiert der Kern OJ die reale Ablagerungshistorie des Phosphors im See, der Kern FG hingegen nicht.



... und Verpackung für den Transport ins Labor

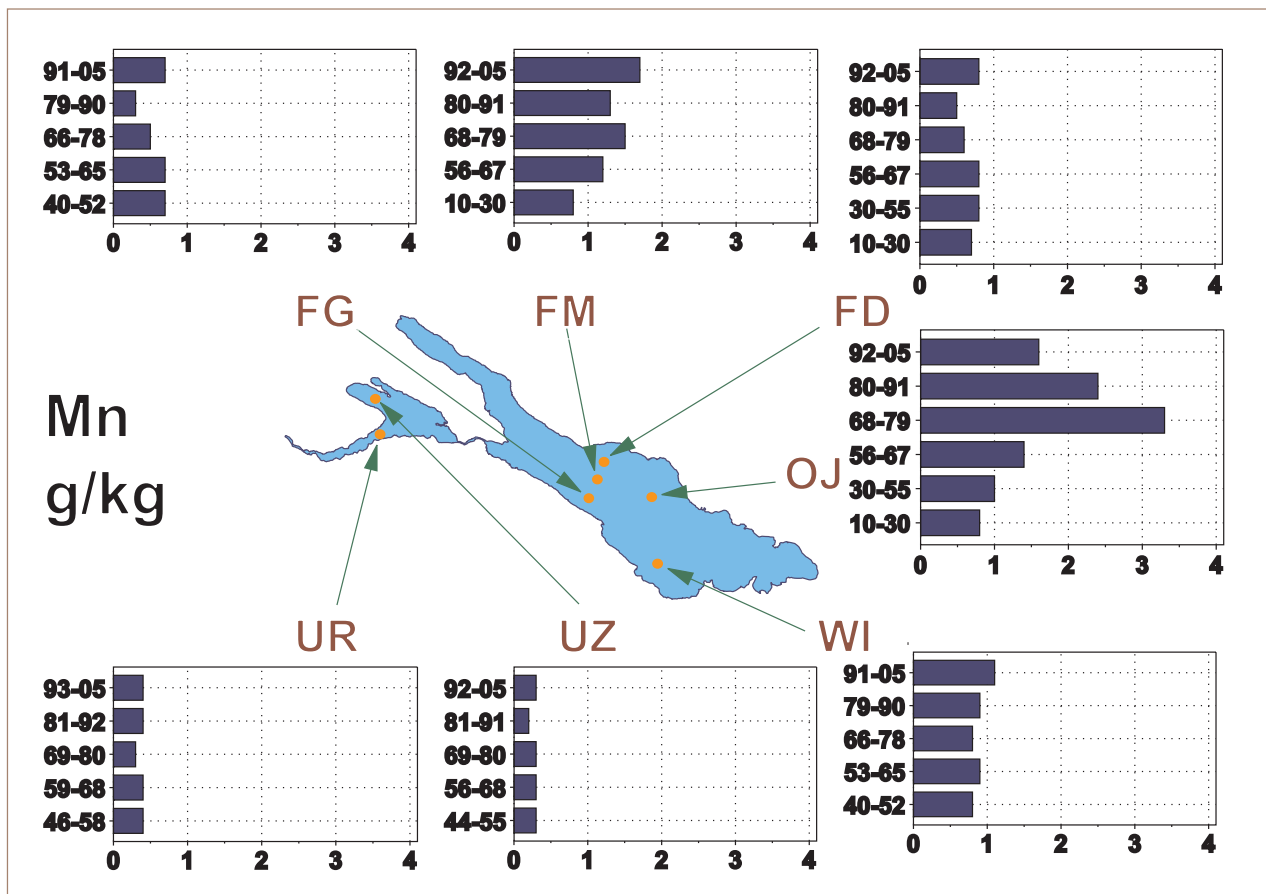


Abb. 96: Mangan-Gehalte in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

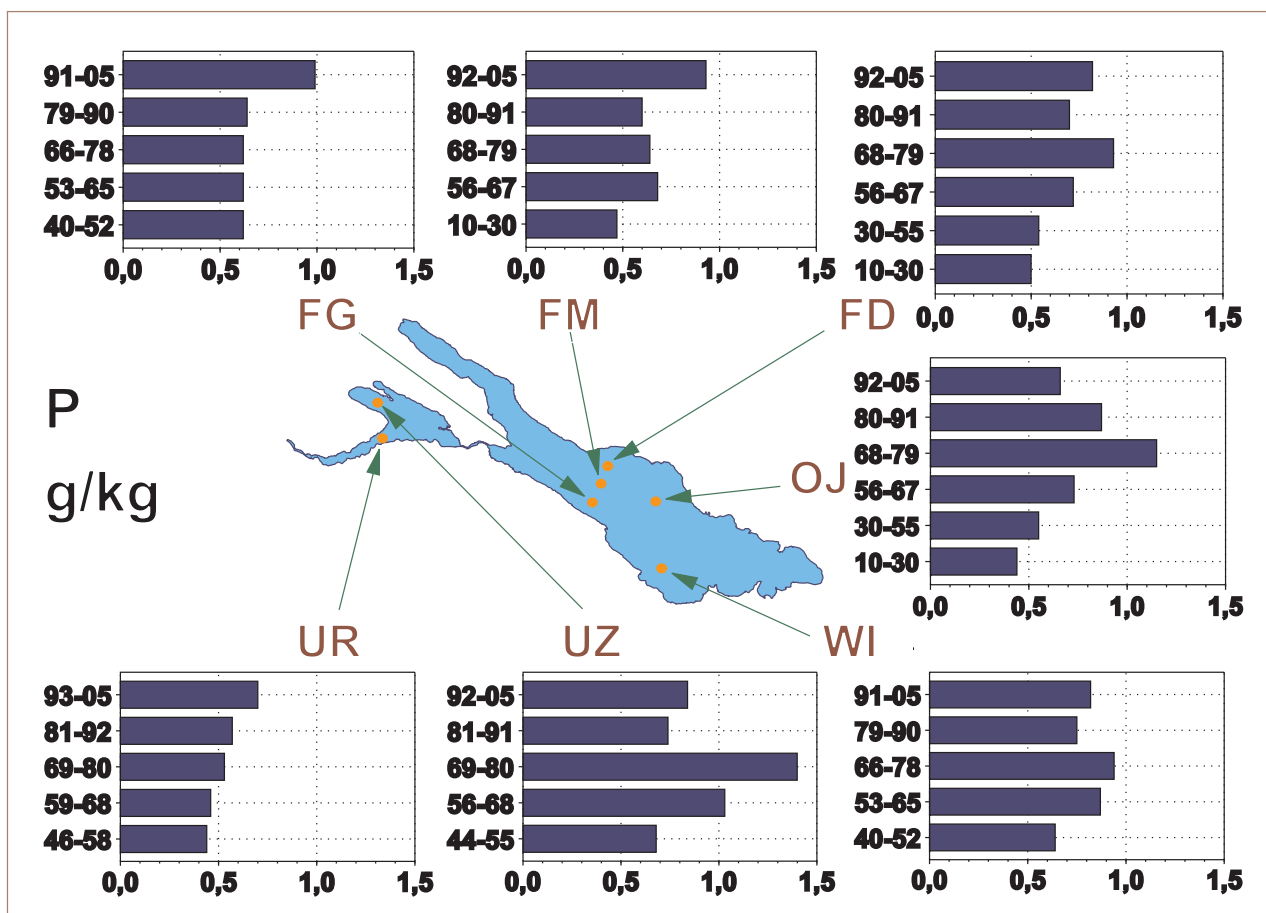


Abb. 97: Phosphorgehalte in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

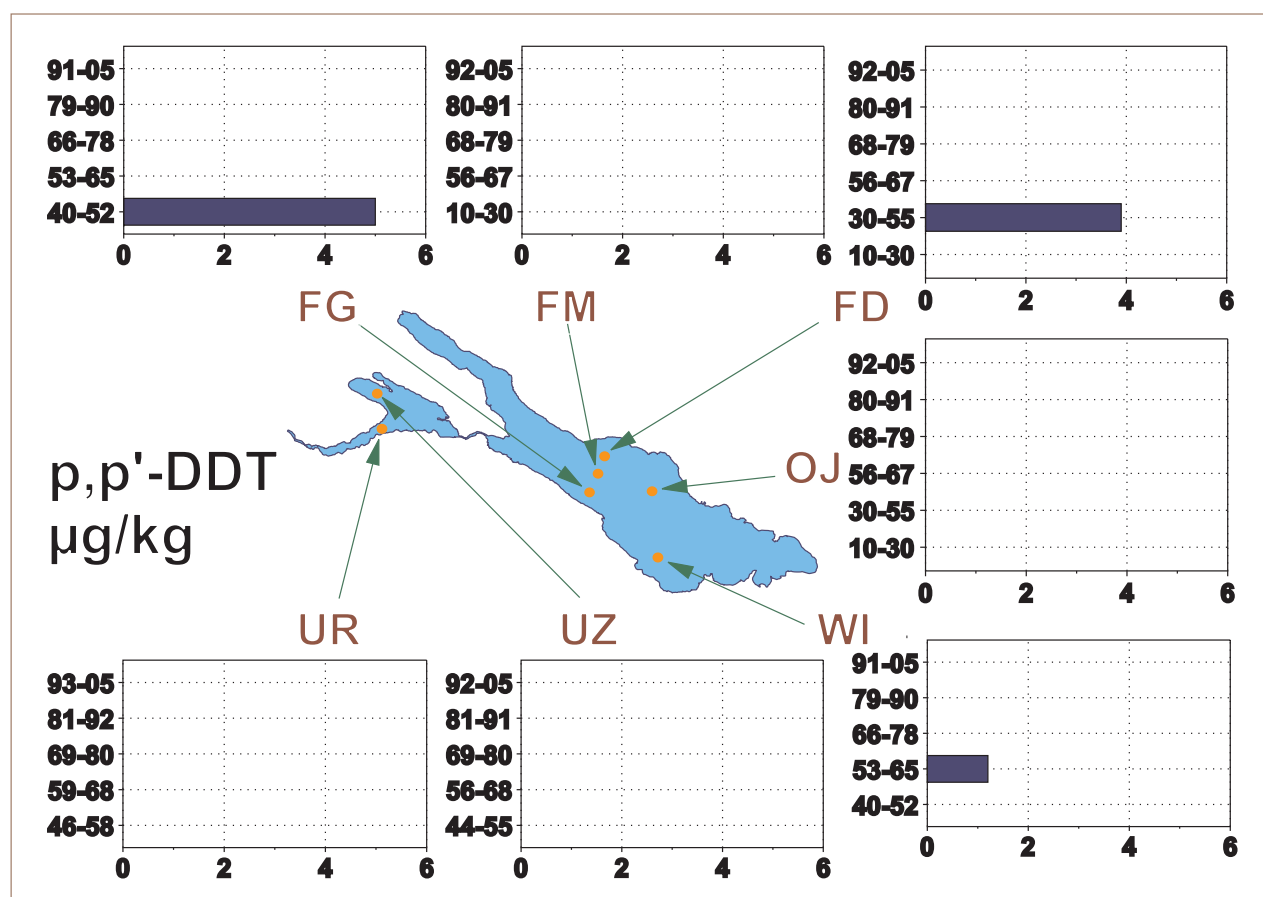


Abb. 98: DDT-Gehalte in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

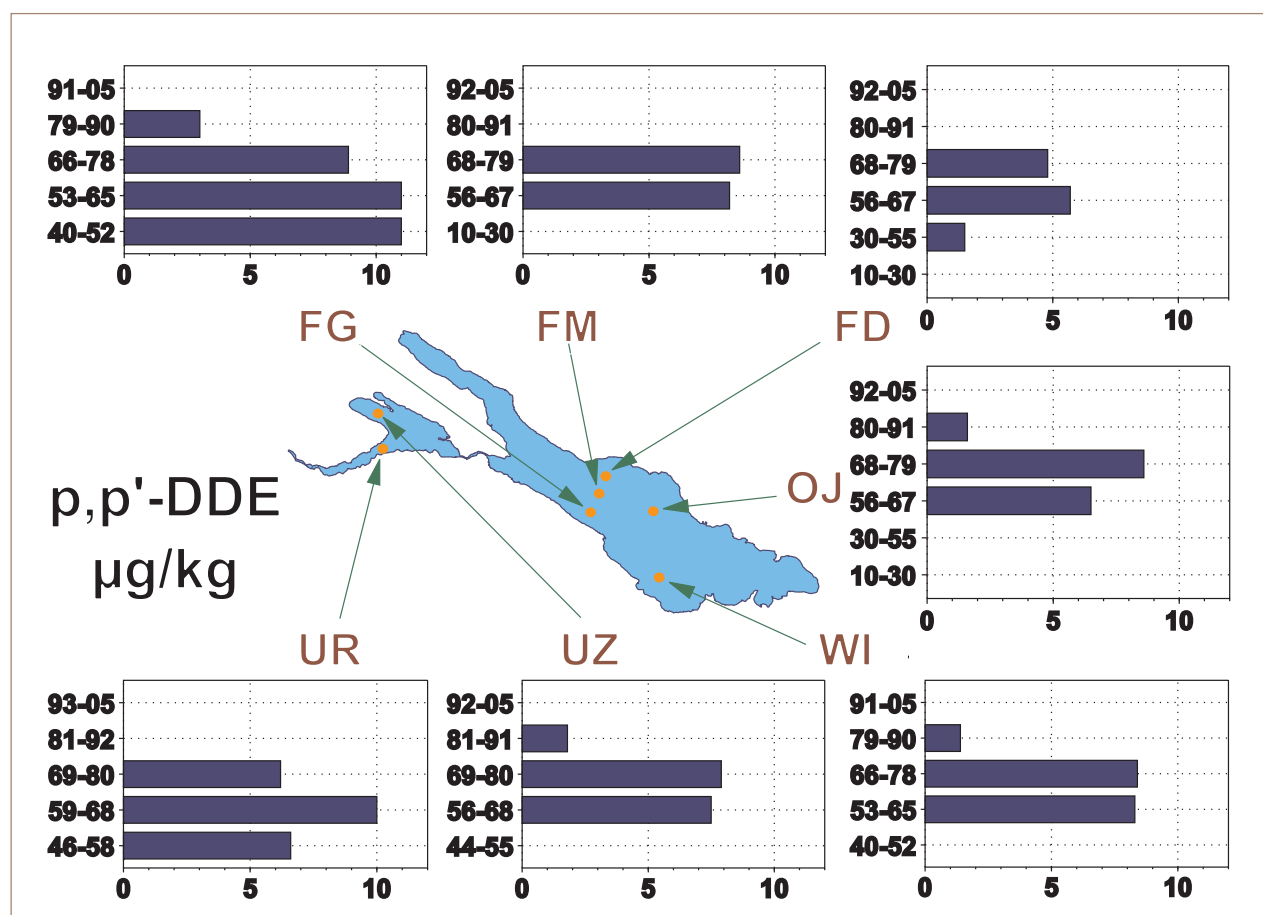


Abb. 99: DDE-Gehalte in verschiedenen Tiefen von Sedimentkernen.

Bei sehr niedrigen Redoxpotentialen, wie sie im Zellersee temporär auftreten, wird das Eisen(II)phosphat in der oberen Sedimentschicht nicht oxidiert und ausgefällt. In der Folge werden dann Eisen sowie Phosphor in erheblichen Mengen in das Wasser freigesetzt.

DDT und seine Abbauprodukte

Das Insektizid DDT, das seit 1972 in der BRD verboten ist, findet sich lediglich an drei Stellen in älteren Ablagerungen vor 1965 (Abb. 98). Sein ebenfalls schwer abbaubares, aber etwas besser lösliches Abbauprodukt DDE ist hingegen an mehreren Entnahmestellen auch in wesentlich jüngeren Sedimentschichten bis in die 1980er-Jahre nachweisbar (Abb. 99). Offensichtlich ist das DDE nicht in diesen Schichten entstanden, sondern nachträglich eindiffundiert. Die zuletzt aufgeführten Beispiele belegen den erheblichen Einfluss von nachträglichen, seeinternen Reaktionen auf die ursprünglichen Verteilungsmuster der Stoffe in den Sedimenten. In solchen Fällen ist eine einfache Zuordnung einzelner Substanzen zu bestimmten Emissionszeitpunkten und -quellen nicht mehr ohne Weiteres möglich. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, ist eine genauere Kenntnis der zugrunde liegenden Emissionen, Migrationsprozesse und Stoffeigenschaften hilfreich.

Schlussfolgerungen

Insgesamt lassen die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen der Sedimentkerne folgende Schlussfolgerungen zu:

- Bei den meisten immobilisierenden Stoffen (Metalle, PAK, PCB u.a.) stimmt die Chronologie der Verteilung an den sieben Entnahmestellen gut überein. Dies dokumentiert auch die Qualität der Probenentnahme und die Plausibilität der Analytik.
- Die Immissionsmaxima vieler Schadstoffe finden sich in den Sedimentablagerungen aus den sechziger und siebziger Jahren. Alle hier untersuchten Stoffe nehmen in den jüngeren Sedimentschichten ab. Die einzige Ausnahme sind die als Flammenschutzmittel weit verbreiteten Polybromierten Diphenylether (PBDE).



Zeitzeugen vom Seegrund

- Die meisten Stoffe sind immobil. Wichtige Ausnahmen stellen redoxempfindliche Metalle wie Arsen, Eisen, Mangan und Vanadium und an sie gebundene Elemente dar, wie beispielsweise Phosphor. Diese Stoffe sind in den Sedimenten teilweise sehr mobil. Im Obersee wirkt aber die oxidierte Sedimentoberfläche für die meisten Elemente als Sperrschicht und verhindert ihren Übergang ins Wasser (Ausnahme: Mangan).
- Im Untersee, insbesondere im Zellersee, werden jedoch verschiedene redoxempfindliche Metalle wie etwa Eisen und Mangan sowie Phosphor zeitweise in größeren Mengen ins Wasser freigesetzt.
- Migrationen in den Sedimenten wurden nach Umwandlung des schwerlöslichen DDT in das etwas leichter lösliche Abbauprodukt DDE beobachtet.
- Die genannten Beispiele zeigen, dass wegen der vertikalen Stoffwanderungen in den Sedimenten aus den Stoffverteilungen in den Sedimentkernen nicht immer auf die Eintragszeitpunkte geschlossen werden kann.

Diskussion der Projektziele

Mit dem BUS-Projekt wurden fünf inhaltlich unterschiedliche Kernziele verfolgt. Dank verbesserten Methoden und einer erweiterten Auswahl aussagekräftiger Parameter konnte die seeweite ökologische Zustandsbewertung des Seebodens aktualisiert und ergänzt werden.

Die Bestandsaufnahmen ergaben neue Prognosemöglichkeiten und erweiterte Perspektiven für den Gewässerschutz.



Zustandsbewertung – aktualisierte seeweite Bestandsaufnahmen von Benthosorganismen

Einer der wichtigsten Anstöße für das BUS-Projekt war das seit Gründung der IGKB kontinuierlich verfolgte Bestreben, den Gewässerschutz auf der Grundlage einer ganzheitlichen Erfassung des Seezustandes mit all seinen Lebensräumen – also auch des Seebodens – zu betreiben. Unter diesem Aspekt schien es geboten, eine **aktuelle und seeweite Übersicht** über die Bestände der benthischen Lebensgemeinschaften zu erhalten. Da die letzte Untersuchungsserie dieser Art in den 1970er Jahren erhoben wurde, war damit vor allem auch die Frage verbunden, ob und in welcher Weise sich die seitdem im Wasserkörper weit fortgeschrittene Oligotrophierung auch in der Zusammensetzung benthischer Lebensgemeinschaften niedergeschlagen hat. Dieser Vergleich kann allerdings zwangsläufig nur für früher erfasste Organismengruppen vorgenommen werden, also weitgehend nur für Oligochaeten und Chironomiden. Sie repräsentieren jedoch im Hinblick auf die Abundanz auch den Hauptteil der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaft des Profunds.

Auf **Gruppenebene** betrachtet, ergaben die Verteilungsbilder für beide Großgruppen überraschend ähnliche Bilder im Vergleich mit früheren Erhebungen. Dabei bezieht sich diese Aussage zunächst nicht so sehr auf die absoluten als vielmehr auf die relativen Verteilungsbilder. Die absoluten Abundanzwerte sind aufgrund teilweise verbesserter Probenahmetechniken und statistischer Datengrundlagen nicht ohne Weiteres vergleichbar. Unter Berücksichtigung dieser Tatsache und der für solche Erhebungen fast unvermeidlichen, relativ hohen Schwankungsbreite der Einzelwerte erschien es somit zielführender, die Abundanzen nach groben Häufigkeitsklassen und nicht mit scheinengenauen Absolutwerten zu unterscheiden. Auf der Grundla-

ge einer solchen groben Klassifizierung lässt sich aus den Erhebungen kein sicherer Hinweis auf wesentliche Abundanzänderungen beim Makrozoobenthos ableiten.

Natürlich reicht dieser Befund allein nicht für die Schlussfolgerung aus, dass die Lebensgemeinschaften am Seegrund trotz der in dieser Zeit großen trophischen Änderungen konstant geblieben seien. Tatsächlich werden bei Betrachtung auf Artebene einige Verschiebungen bei den Oligochaeten erkennbar, die sich – neben noch nicht bewertbaren Neueinwanderern – auch durch verstärktes Aufkommen von Arten mit Zeigerwert für mittlere und geringe Belastungen ausdrückten. Da sich andererseits das Spektrum der dominanten Arten kaum verändert hat, können diese Befunde keineswegs als Beleg für eine grundlegende Verschiebung im Artenspektrum gelten. Sie geben allerdings ein weiteres Beispiel dafür, dass sich Änderungen in den Umweltbedingungen bei Lebensgemeinschaften früher und empfindlicher in der qualitativen Zusammensetzung niederschlagen, als dass sich veränderte Quantitäten bemerkbar machen.

Leider ist bislang ein Vergleich auf **Artebene** nur für die Oligochaeten möglich, da entsprechende Erfassungen der Einzelarten bei anderen Tiergruppen (Chironomiden, Nematoden) erstmals mit dem BUS-Projekt realisiert wurden. Es bleibt somit offen, ob sich andere Gruppen der Lebensgemeinschaften in der Zusammensetzung geändert haben. Immerhin ergab sich am Verteilungsbild von Schwefelbakterien der Gattung *Thioploca* auch ein weiteres Beispiel für die Langzeitkonstanz von Vertretern ganz anderer Organismengruppen, da dieses noch weitgehend ähnlich dem Verteilungsbild aus den 1950er und 1960er Jahren war (Deufel, unveröffentlicht). Darüber hinaus wurde durch die über das BUS-Projekt erfolgten umfassenden und in vielen Fällen erstmaligen Erhebungen auch die Vergleichsbasis für entsprechende künftige Untersuchungen erheblich erweitert.

Eine somit zumindest auf Gruppenebene, teilweise aber auch auf Artebene (Oligochaeten) aus den Er-

gebnissen ablesbare vergleichsweise hohe Kontinuität der benthischen Lebensgemeinschaften im Bodensee spiegelt also nicht die großen trophischen Änderungen im See wider, die im gleichen Zeitraum erfolgten. Es ist jedoch nicht auszuschließen, dass sich solche Änderungen für die Lebensgemeinschaften des Seebodens nur mit starker Verzögerung auswirken und daher noch nicht sichtbar sind. Tatsächlich geben – allerdings weniger flächendeckende – Untersuchungen aus den 1920er Jahren (Lundbeck, 1936) Hinweise darauf, dass vor der Eutrophierung die Populationsdichten am Obersee geringer waren und teilweise auch andere Zusammensetzungen aufwiesen. Darüber hinaus lassen die erhaltenen Befunde auch die Hypothese zu, dass Menge und Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften des Bodensees keineswegs nur vom Trophiezustand eines Sees bestimmt sind. Auf den ersten Blick erscheint diese Annahme im Widerspruch zu Befunden an Westschweizer Seen (Genfer See, Neuenburger See, Murtensee) zu sein, bei denen sich signifikante Verschiebungen im Zuge der trophischen Änderungen ergaben (Lods-Crozet & Raymond, 2004). In allen genannten Seen war jedoch die Eutrophierung jeweils so weit fortgeschritten, dass der Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser gegen Null sank und damit auf dem Höhepunkt der Eutrophierung weite Bereiche des Profundals anoxisch geworden waren. Damit wurde in diesen Seen eine für viele Organismen existenzrelevante Schwelle überschritten. Dies war im Bodensee auch beim Höhepunkt der Eutrophierung nie der Fall. Wie im Abschnitt „Regionale Beurteilung – seeweite und lokale Zustände als Abbild von See und Einzugsgebiet“ (S. 100) näher ausgeführt, war am Bodensee die allochthone Zufuhr organischen Kohlenstoffs vermutlich die entscheidende Steuergröße für Menge und Zusammensetzung des Zoobenthos (Zahner, 1964). Diese Zufuhr hat sich nachweislich in den Jahrzehnten seit 1960 weit weniger verändert als die Nährstoffzufuhr zum See (Güde et al., 1998).



Risikobewertung – die Mobilisierung von Nährstoffen und Schadstoffen

Eine Mobilisierung von Nährstoffen und Schadstoffen aus Bodensee-Sedimenten erfolgt derzeit am Obersee generell nur in sehr geringem Umfang. Am Untersee werden hingegen zeitweise größere Mengen an redoxempfindlichen Metallen sowie an

sie gebundene Elemente – wie Phosphor – freigesetzt.

Die meisten Substanzen, die wegen ihrer Nicht- bzw. Schwerabbaubarkeit, geringen Polarität und Ausbildung wasserunlöslicher Verbindungen in den Sedimenten gefunden werden, bleiben dort irreversibel gebunden. Einige Metalle – wie Arsen, Eisen, Mangan oder Vanadium – wechseln jedoch im Rahmen der natürlichen Schwankungen der Redoxpotentiale in den Sedimenten ihre Oxidationsstufen. Die dann – bei stark fallenden Redoxpotentialen – entstehenden Metallverbindungen mit niedrigen Oxidationsstufen besitzen vielfach eine größere Wasserlöslichkeit und gehen teilweise in das Freiwasser über.

Im **Obersee** führt der vorhandene Sauerstoff in den bodennahen Wasserschichten ganzjährig zu oxidierten Sedimentoberflächen, die einen Übergang von Eisen und mithin auch von Phosphor aus stärker reduzierten, tieferen Sedimentschichten in das überstehende Wasser praktisch verhindern. Die Freisetzung von Mangan, die jahrzehntelang auch im Obersee etwa ab Juli in größeren Mengen beobachtet wurde, ist seit Anfang der neunziger Jahre stark rückläufig. In Sedimentkernen von Entnahmestellen mit geringen Sedimentationsraten, die in entsprechend dünnen Schichten beprobt wurden, ist die Migration von Mangan durch Verarmung in tieferen Schichten und Zunahme in der oberflächennahen Schicht gut erkennbar. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für andere redoxlabile Metalle wie Arsen oder Vanadium.

Mit zunehmender Oxidation der Sedimentschichten erhöht sich daher auch der oberflächennahe Phosphor-Gehalt. Für solche redoxensitive Substanzen ist deshalb auch aus der Vertikalverteilung im Sediment die Geschichte ihrer Ablagerung keinesfalls in gleicher Weise abzulesen wie für irreversibel gebundene Inhaltstoffe, worauf schon am Beispiel der Resultate von Phosphor-Fraktionierungen (IGKB, 1998) nachdrücklich hingewiesen wurde.

Andererseits wird mit der oberflächennahen Akkumulation von Nährstoffen sogar das Potential für Rücklösungen erhöht, da dann bei erneuter Sauerstoff-Verarmung von Tiefenwasser mit einem besonders stark erhöhten Phosphor-Flux vom Sediment ins Tiefenwasser zu rechnen wäre (Güde & Gries, 1998). Auch aus dieser Sicht sollte weiterhin der Vermeidung einer Sauerstoffverarmung des Tiefenwassers ein hoher Stellenwert für den Gewässerschutz am See beigemessen werden.

Im flacheren **Untersee**, insbesondere in den Teilen Zellersee und Gnadensee, verursacht die höhere

Biomasse eine stärkere Absenkung der Redoxpotentiale. Dadurch geht im Sommer und Herbst die Sperrwirkung der Oberflächensedimente teilweise verloren. In diesen Jahreszeiten wird eine umfangreiche Freisetzung von Mangan, Eisen und Phosphor in die grundnahen Wasserschichten beobachtet. Dementsprechend sind die Phosphor-Gehalte in den Sedimenten in der Reihenfolge Rheinsee, Zellersee, Gnadensee abnehmend, also umgekehrt proportional zu ihrem Rücklöseverhalten.

Organische Spurenstoffe können beim Abbau stabile Zwischenstufen erreichen, die besser wasserlöslich sind als ihre Ausgangsverbindungen. Am Beispiel von DDE als Abbauprodukt von DDT konnte gezeigt werden, dass eine vertikale Migration von DDE im Sediment die Folge ist. Wegen der immer noch geringen Löslichkeit von DDE ist aber mit spürbaren Freisetzungen in das Freiwasser nicht zu rechnen, zumal in den jüngeren Sedimentschichten kein DDE mehr nachweisbar ist.



Regionale Beurteilung – seeweite und lokale Zustände als Abbild von See und Einzugsgebiet

Unter **biologischen Parametern** ergaben die horizontalen Verteilungsbilder für die Mehrzahl der Parameter starke Unterschiede in den Stoffkonzentrationen und Abundanzen. Dieses Bild spricht auf den ersten Blick dafür, dass das Seegeschehen eher von lokalen Einflussgrößen (Strömungen, Zuflüsse, Erosion etc.) bestimmt wird, und demnach seeweite Entwicklungen entweder nur selten sind oder aber in hohem Maße durch lokale Einflussgrößen überdeckt werden. Letzteres ist vor allem im Hinblick auf die regional stark unterschiedliche allochthone Stoffzufuhr aus Zuflüssen anzunehmen. Diese führt für autochthon entstehende Inhaltsstoffe – auch wenn diese im Wasserkörper gleich verteilt sind – infolge der hohen Verdünnung durch flussbürtige Feststoffe zwangsläufig zu ungleichen Verteilungsbildern im Sediment. Besonders ausgeprägt ist dies bei Parametern sichtbar, die aus planktischen Quellen stammen (z. B. Algen, Pigmente, Ephippien) und die alle in „Flussablagerungsprovinzen“ niedrige und in flussfernen Arealen hohe Konzentrationen aufweisen. Quantitative Schlussfolgerungen über regionale Unterschiede oder seeweit eher gleichförmige Ablagerungen einzelner Stoffe aus Konzentrationsbildern können daher erst unter Berücksichtigung der

jeweiligen Sedimentationsraten und den sich daraus pro datierter Schicht ergebenden Sedimentinventaren getroffen werden. Zusätzlich sind bei biologisch abbaubaren Ablagerungen die je nach betrachtetem Zeithorizont unterschiedlichen Abbauverluste in Rechnung zu stellen. Da der vorhandene Kenntnisstand für eine solche Betrachtung noch sehr unzureichend ist, sind gegenwärtig hierzu allenfalls überschlägige Schätzverfahren mit sehr vielen ungeprüften Annahmen möglich.

Einen wertvollen Hinweis für die Bewertung dieser Frage erbrachten jedoch die 2005 an zwei Stellen mit sehr unterschiedlichen Anteilen der allochthonen Sedimentation (WH, FG) durchgeführten Messungen der jeweils aktuellen Gesamt-Sedimentation und ausgewählter Inhaltsstoffe mit Hilfe von Sedimentfallen. Hier konnte – zumindest für die mutmaßlich zum allergrößten Teil aus der autochthonen Primärproduktion stammenden Algenpigmente – gezeigt werden, dass diese an beiden Stellen über den gesamten saisonalen Verlauf qualitativ und quantitativ ähnliche Sedimentationsraten aufwiesen. Trotzdem waren – ähnlich wie in den entsprechenden Sedimentproben – deren Konzentrationen im Fallenmaterial der allochthonen Stelle WH sehr viel niedriger als an der autochthonen Stelle FG. Diese Befunde legen nahe, dass zumindest innerhalb des großen pelagischen Freiwasserraums des Obersees von einer eher gleich verteilten Primärproduktion ohne regionale Schwerpunkte ausgegangen werden kann.

Diese Hypothese steht nicht im Widerspruch zu immer wieder dokumentierten horizontalen Ungleichverteilungen, da hier – anders als bei solchen Momentaufnahmen – ein zeitliches Integral über 14 Tage und somit der statistische Durchschnitt erfasst wird. Natürlich gelten diese Befunde zunächst nur für das Phytoplankton. Für das Zooplankton sind die Auswertungen zur Sedimentation noch nicht abgeschlossen und daher entsprechende Aussagen noch nicht möglich. Für größere Planktonorganismen wie das Crustaceen-Zooplankton ist allerdings bekannt, dass sie oft zu ausgeprägten horizontalen Ungleichverteilungen neigen. Das muss allerdings nicht zwangsläufig mit der Ausbildung regelmäßiger regionaler Schwerpunkte verbunden sein. Tatsächlich existieren bisher weder für den Bodensee noch für andere großen Seen eindeutige Belege für regelmäßige horizontale Verteilungsmuster, die über unregelmäßig verteilte, wolkenhafte („patchy“) Ansammlungen hinausreichen. Im Gegensatz zu den planktischen Organismen, die passiv aus dem Wasser ins Sediment gelangen,

ist das Sediment für die aktiv dort lebenden benthischen Organismen der eigentliche Lebensraum. Demzufolge muss für die Verteilung dieser Organismen ein starker Einfluss der Qualität der Sedimente und der Sedimentationsbedingungen angenommen werden. Da diese nachweislich regional große Unterschiede aufweisen, sind somit auch ausgeprägte regionale Unterschiede in Abundanz und Zusammensetzung der sie besiedelnden Lebensgemeinschaften zu erwarten. Tatsächlich wurden solche Unterschiede für die meisten tierischen benthischen Organismen auch gefunden. Dabei lassen sich insgesamt mindestens fünf Regionen abgrenzen, die auch weitgehend den oben beschriebenen „Sedimentprovinzen“ entsprechen.

1. Zuflussfernes Profundal (westlicher Bereich Obersee und südlich der Längsachse FH-HH): Dort findet man geringe Abundanzen von Oligochaeten und Chironomiden, dagegen erhöhte Abundanzen von Cyclopoiden, Harpacticoiden und Copepoden.
2. Provinzen mit hoher allochthoner Ablagerung aus dem Rhein (vor allem im östlichen Bereich nördlich des Längsprofils FH-HH): Hier findet man stark erhöhte Abundanzen von Oligochaeten und Nematoden, während alle anderen Organismengruppen nur geringe Abundanzen aufweisen.
3. Ufernahe, sublitorale, zuflussferne Stellen: Sie weisen mittlere Abundanzen von Oligochaeten und Nematoden sowie meist höhere Abundanzen von Chironomiden und Ostracoden auf.
4. Sublitorale Bereiche in der Nähe kleinerer Zuflüsse (Argen, Schussen, Alter Rhein, Stockacher Ach): Hier findet man öfter (aktiv dort wachsende) benthische Algen, daneben erhöhte Abundanzen von Nematoden und Rotatorien.
5. Die Seebereiche des Untersees (Probestellen UR, ZU und UG): Hier fehlen einige Tiergruppen fast vollständig (z. B. Copepoden, Harpacticoiden), andere sind mit hohen Abundanzen vertreten (Rotatorien, Nematoden).

Die Ergebnisse der **chemischen Analysen** von über 200 Einzelsubstanzen belegen derzeit eine schwache bis mäßige Belastung des Bodensees durch anthropogene Stoffeinträge. Mit Ausnahme von Zink liegen beispielsweise die meisten Schwermetalle im Sediment heute auf dem gleichen Niveau wie vor 5000 Jahren. Allerdings sind die Konzentrationen gewerblich und industriell bedeutsamer Metalle in den Ablagerungen um 1960 deutlich höher. Vereinzelt werden auch gegenwärtig

noch leicht erhöhte Gehalte in Sedimenten im Einflussbereich von Zuläufen gefunden, die aber keine kritischen Werte erreichen.

Auch die meisten organischen Stoffe – wie PCB, Dioxine, Organozinnverbindungen und andere schwer abbaubare Verunreinigungen – erreichen in den Sedimentablagerungen aus den sechziger bis achtziger Jahren höhere Konzentrationen als in den jüngeren Schichten. Lediglich die als Flammenschutzmittel verwendeten Polybromierten Diphenylether zeigen eine aktuelle Konzentrationszunahme zur Sedimentoberfläche hin und bedürfen deshalb einer aufmerksamen Beobachtung. Noch liegen aber die Konzentrationen in Bodensee-Sedimenten nahe den Nachweisgrenzen.

Wie die gezeigten Beispiele belegen, ist bei der Beurteilung der chemischen Untersuchungsergebnisse stets zu berücksichtigen, dass die aktuellen horizontalen und vertikalen Verteilungsmuster der Stoffe in den Sedimenten nicht immer ein direktes Abbild von lokalen oder chronologischen Eintragschwerpunkten wiedergeben. Durch seeinterne Prozesse – wie Neubildung und Abbau von Stoffen, Transport und Sortierung von partikelgebundenen Substanzen im Freiwasser oder Stoffmigrationen aus tieferen Sedimentlagen in die oxidierte Oberflächenschicht – entstehen vielfach Verteilungsbilder, die einfache Rückschlüsse auf Stoffquellen oder Eintragszeitpunkte nicht mehr zulassen. Dann müssen zusätzliche Detailkenntnisse hinzukommen, um Fehlinterpretationen zu vermeiden.



Daten-Evaluierung – Indikationspotentiale zur Bewertung des ökologischen Zustandes

Seit den ersten Untersuchungsserien der IGKB gab es das Ziel, aus der Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaften Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand des Sees zu erhalten. Aufgrund der großen Bedeutung von Sauerstoffgehalt sowie von Menge und Zusammensetzung der jeweils in Sedimenten verfügbaren Nahrungsquellen wurde angenommen, dass die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft Rückschlüsse auf diese Einflussgrößen zulässt. Aus dieser Intention wurde (von Probst et al., 1988) ein aus Zusammensetzung und Abundanz der Oligochaeten errechneter Belastungsindex entwickelt, der vor allem Aussagen über die jeweilige „Belastung“ mit organischen Substanzen

machen sollte, aber teilweise auch deren Folgen einbezieht (insbesondere die Dominanz von Arten mit Toleranz von Sauerstoffarmut, IGKB, 1989).

Bei diesem **Indikationsverfahren** blieb zunächst offen, ob die Belastung sich eher auf organische Zufuhr aus allochthonen oder autochthonen Quellen bezieht. In letzterem Fall hätte man im BUS-Projekt angesichts der großen Änderungen im trophischen Zustand des Sees entsprechende Änderungen im Belastungsindex finden müssen. Diese wurden aber – wie oben beschrieben – nicht gefunden, sondern im Gegenteil eine über die Zeit überraschend gleichförmige Zusammensetzung mit nur geringen Verschiebungen und nur geringfügigen Änderungen im Belastungsindex. Es drängt sich daher die Vermutung auf, dass am Bodensee für die Lebensgemeinschaft des Seebodens die Zufuhr von organischer Nahrung aus allochthonen Quellen – möglicherweise einschließlich litoraler Makrophyten – ein wesentlich höheres Gewicht hat als die planktische Primärproduktion. Da die allochthone organische Zufuhr zumindest in den letzten 50 Jahren innerhalb natürlicher Schwankungsbreite konstant blieb, könnte dies auch viel besser mit der beobachteten Konstanz der Benthosbiozönosen in Einklang gebracht werden.

Welche Rolle die allochthone organische Zufuhr für Lebensgemeinschaften und Stoffumsätze spielt, wurde am Vergleich der Stationen WH-FG in 2005 deutlich. Es zeigte sich, dass erhöhte allochthone Zufuhr zu erhöhten mikrobiellen Aktivitäten führt (Produktion und Abbau) und daraus stark verringerte Sauerstoffgehalte in der Sediment-Wasser-Grenzschicht resultieren. Über detritivore tierische Organismen mit hoher Toleranz gegen Sauerstoffdefizite – vor allem Oligochaeten und Nematoden – wird die heterotrophe mikrobielle Produktion verwertet und erlaubt so den Aufbau sehr hoher Bestandsdichten. Gleichzeitig wird durch die ständige „Beweidung“ der Bakterien der „standing crop“ niedrig gehalten. Dem entsprechend werden vergleichsweise niedrige Bakterienabundanz gefunden. An diesem Beispiel zeigt sich erneut, dass Konzentrationen alleine eine unzureichende Kenngröße für die Vorhersage der Intensität von Stoffflüssen sind.

Die aus dem BUS-Projekt erhaltenen umfassenden **Bestandsaufnahmen** sollen in Folgearbeiten auf zusätzliche Indikationspotentiale überprüft werden.

Dabei soll besonders das Ziel verfolgt werden, die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Aussagekraft für das seitens der EU-WRRL obligatorisch zu erfassende Qualitätselement Zoobenthos zu sichten. In dieser Studie wurden zusätzlich zu europaweit und national (LAWA)

laufenden Bemühungen auch die Komponenten des Makro- und Mikrobenthos erfasst. Damit ergibt sich die Möglichkeit, darin enthaltene Indikationspotentiale zusätzlich zu nutzen. Hier kann als Beispiel der Nachweis von Fäkalbakterien als Indikator für junge abwasserbürtige Ablagerungen oder das Vorkommen der Schwefelbakterien als Indikator für tief liegende Nitrat-H₂S-Gradienten angeführt werden. Andererseits können die Befunde des Projekts auch Anregungen für die grundsätzliche Konzeption der vorgeschlagenen Indikatoransätze geben. Beispielsweise ist zu hinterfragen, wie sinnvoll es ist, das Bewertungssystem fast ausschließlich an Trophiegradienten auszurichten, wenn tatsächlich die allochthone Stoffzufuhr einen dominanten Einfluss auf die Benthosbiozönosen hat. Vorkommen und Verteilung von zahlreichen Stoffen in den Sedimenten geben nicht nur wichtige Hinweise auf toxikologisch relevante Risiken, sondern sind auch Anzeiger der Trophie. Gerade die in weiten Bereichen geringe anthropogene Belastung im Bodensee rückt eher den Indikatorwert vieler Befunde in den Mittelpunkt der Betrachtung.

Sehr gut lässt sich das Auf und Ab der trophischen Entwicklung des Sees in den vergangenen Jahrzehnten verfolgen: sowohl unmittelbar an der Zu- und Abnahme von Nährstoffen (wobei zur Beurteilung der Phosphorentwicklung die vertikale Migration berücksichtigt werden muss), als auch indirekt über die Spuren von Sekundärreaktionen im Wasser und im Sediment. Eine wichtige Folge der Eutrophierung in der zweiten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts ist die verstärkte autochthone Kalzitfällung. Die Zunahme von Kalzit vor 1980 und der Rückgang danach spiegeln sich in den Sedimentablagerungen deutlich wider.

Die vertikale Verteilung redoxempfindlicher Metalle in den oberen Sedimentlagen gibt Aufschluss über die ökologisch wichtige Sauerstoffversorgung bodennaher Wasserkörper und damit über die Intensität der grundnahen Zehrungsprozesse. So verstärkt sich die bereits angesprochene vertikale Migration von Mangan und anderen Metallen in die Sedimentoberfläche in größeren Seetiefen. Saisonabhängig offenbart dies einerseits eine Zunahme von Sauerstoffmangelzuständen in tiefen Seebereichen und belegt andererseits aber auch die verbliebenen oxidierenden Effekte der bodennahen Wasserkörper auf die oberen Sedimentschichten, wodurch eine partielle Sperrwirkung erhalten bleibt.

Neben der Anzeige trophischer Zustände sind die hauptsächlich aus den Kernuntersuchungen gefundenen Entwicklungen der Immissionen von organischen Schadstoffen bedeutsam. Der Rückgang fast

aller hier untersuchten Verbindungen – Ausnahme: Flammschutzmittel – zeigt eindrucksvoll, dass die vielfältigen Maßnahmen zur Vermeidung von Emissionen greifen. Besonders die in den Ablagerungen aus den siebziger und achtziger Jahren mit anwachsendem Sportbootverkehr angestiegenen Biozidablagerungen aus Antifoulingfarben – wie das Tributylzinn (TBT) – sind in den jüngsten Sedimentschichten des Obersees praktisch nicht mehr und im Untersee nur noch in Spuren nachweisbar. Verantwortlich dafür ist in diesem Falle das für Schiffe unter 25 m Länge verordnete Anwendungsverbot solcher Anstriche ab 1990.



Methodische Evaluierung – Prognose-Möglichkeiten und Grundlagenarbeit für die Fortschreibung von Gewässerschutzkonzepten

Aus den im BUS-Projekt erarbeiteten Beobachtungen zu Zusammensetzung und Menge der **Benthosorganismen** ergeben sich fünf Hauptaspekte mit Potentialen für Prognosemöglichkeiten und Perspektiven für den Gewässerschutz:

1. Eine Erweiterung von Prognosemöglichkeiten hat sich insbesondere aus dem besonders gut dokumentierten Verlauf und den daraus für den Seeboden resultierenden Folgen des Hochwassers vom August 2005 ergeben. Auf dieser Grundlage kann nun – zusammen mit den Beobachtungen von 1999 und 1987 – die Abschätzung der Auswirkung von Hochwässern auf den Zustand des Seebodens erheblich erweitert werden. Da im Zusammenhang mit der Klimadebatte insbesondere auch eine Zunahme von Hochwässern erwartet wird, ist diese Verbesserung von aktueller Bedeutung.
2. Da sich in letzter Zeit Anfragen zur Verbringung von Sedimentablagerungen aus Hafenbecken und deren Einfahrten gehäuft haben und seitens der IGKB hierzu auch ein Leitfaden erarbeitet wurde, stellte sich auch die Frage nach allfälligen Auswirkungen auf die benthischen Lebensgemeinschaften an den Verbringungsorten. Mit den im BUS-Projekt erarbeiteten Bestandsaufnahmen stehen nun Referenzuntersuchungen für die Bewertung möglicher Änderungen nach Verbringungen zur Verfügung.
3. Eine wichtige Frage im Zusammenhang mit Indikationen ist der mögliche Einfluss von Schadstoffen auf die Biozönosen. Insgesamt ist das aktuelle Niveau der Schadstoffe sehr gering, so dass akute Schadwirkungen nicht angenommen werden müssen. Andererseits reicht der gegenwärtige Kenntnisstand nicht aus, um chronische Schadwirkungen vollständig ausschließen zu können, was bei künftigen Untersuchungen verstärkt berücksichtigt werden sollte.
4. Die Untersuchungen können genutzt werden, um laufende Monitoringprogramme im Hinblick auf ihre Aussagekraft und die dafür erforderliche Bearbeitungsintensität zu überprüfen. Dabei kann zum Beispiel in der guten Übereinstimmung der „autochthonen Signale“ an den beiden Verankerungen eine Bestätigung für die langjährige Praxis der IGKB gesehen werden, ihre Schlussfolgerungen zur Entwicklung des Zustandes des Obersees im Wesentlichen auf die Erhebungen der zentralen Messstation F-U zu stützen. Darüber hinaus ergibt sich natürlich auch die Notwendigkeit, aus den Ergebnissen des BUS-Projekts die Fortschreibung und Optimierung des Seebodenmonitorings selbst zu überdenken. Dabei bieten die hier gewonnenen Einsichten bessere Entscheidungsgrundlagen für die Auswahl der Parameter und die Festlegung von räumlichen und zeitlichen Probenahmestrategien.
5. Schließlich wurde in dem Projekt die Frage nach der Bedeutung allochthoner organischer Zufuhr aufgeworfen und festgestellt, dass diese zumindest für die benthische Lebensgemeinschaft des Bodensees von hoher Bedeutung ist. Diese Befunde sind auch für den praktischen Gewässerschutz von Seen relevant, da dieser bislang fast ausschließlich an trophischen Kriterien orientiert ist. Da die allochthone Zufuhr organischer Substanz sowohl direkt als auch indirekt (z.B. Klimaänderungen, Landnutzung) durch anthropogene Aktivitäten verändert werden kann, erscheint es gerechtfertigt, diesen Aspekt zunächst durch Intensivierung weitergehender Untersuchungen verstärkt wahrzunehmen. Sollte sich diese Annahme bestätigen, müsste dieser Aspekt zwingend auch für die notwendige Fortschreibung von Gewässerschutzkonzeptionen berücksichtigt werden.

Bei den **chemischen Inhaltsstoffen** ist das Verbot von Antifoulinganstrichen und zahlreiche andere Umstellungen von sehr giftigen, schwer abbaubaren Substanzen auf weniger kritische, leichter abbaubare Ersatzstoffe, die in den vergangenen Jahr-



Die Bestandsaufnahmen aus dem BUS-Projekt werden für Folge-Untersuchungen benötigt.

zehnten vollzogen wurden, ein Beispiel für die Wirksamkeit bisheriger Gewässerschutzkonzepte. Für die Fortschreibung der Ziele eines nachhaltigen Gewässerschutzes kommt es aber darauf an, die laufenden Veränderungen in den Stoffspektren der unterschiedlichsten Anwendungsbereiche zu verfolgen und unliebsame Entwicklungen frühzeitig zu erkennen. Das Beispiel der als Flammschutzmittel eingesetzten Polybromierten Diphenylether zeigt, dass immer wieder mit neuen Verbindungsklassen zu rechnen ist, die aufgrund ihrer schädlichen Eigenschaften nicht in die Umwelt gelangen sollten. Seesedimente als natürliche Auffangbecken für unpolare, schwer abbaubare Schadstoffe konservieren die Umweltbelastungen und eignen sich daher in besonderer Weise zur Überwachung von chemischen Substanzen. Insbesondere die Untersuchungsbefunde aus datierten Sedimentkernen dokumentieren die Verhältnisse über lange Zeiträume und sind für Beurteilungen und Prognosen unverzichtbar.

Folgeaktivitäten und weitere Nutzung der Ergebnisse

Die aus dem BUS-Projekt erhaltenen umfassenden Bestandsaufnahmen sollen in Folgearbeiten auf zusätzliche Indikationspotentiale überprüft werden. Dabei soll besonders das Ziel verfolgt werden, die Ergebnisse hinsichtlich ihrer Aussagekraft für das seitens der EU-WRRL obligatorisch zu erfassende Qualitätselement Zoobenthos zu sichten. In dieser Studie wurden zusätzlich zu europaweit und national laufenden Bemühungen auch die Komponenten

des Makro- und Mikrobenthos erfasst. Damit ergibt sich die Möglichkeit, darin enthaltene Indikationspotentiale zusätzlich zu nutzen (hier kann als Beispiel das Vorkommen der im BUS-Projekt untersuchten Schwefelbakterien angeführt werden). Andererseits können die Befunde des Projekts auch Anregungen für die grundsätzliche Konzeption der vorgeschlagenen Indikatoransätze geben. Beispielsweise ist zu hinterfragen, wie sinnvoll es ist, das Bewertungssystem fast ausschließlich an Trophiegradienten auszurichten, wenn tatsächlich die allochthone Stoffzufuhr einen dominanten Einfluss auf die Benthosbiozöten hat.

Schon während der Feldphase des Projekts wurde die Öffentlichkeit in Zeitungsartikeln und Fernsehbeiträgen über Sinn und Zweck des Vorhabens unterrichtet. Im Haus am Gondelhafen in Langenargen wurde eine Schautafel im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Instituts für Seenforschung eingerichtet und das Umweltforschung-Journal der LUBW veröffentlichte 2005 und 2007 jeweils einen Beitrag zum BUS-Projekt.

Auf mehreren nationalen und internationalen Fachtagungen wurde über die Arbeiten und Ergebnisse des Projektes berichtet: Jahrestagung der Deutschen Limnologischen Vereinigung in Potsdam (September 2004), Workshop am Institut für Seenforschung Langenargen (Januar 2006), Sachverständigensitzung der IGKB in Memmingen (Juni 2006), Jahrestagung der Deutschen Limnologischen Vereinigung in Dresden (September 2006), Large Lakes Symposium in Tartu (Estland, September 2006), Bodensee Kolloquium der Universität Konstanz (Oktober 2006).

Literaturverzeichnis

- Adams, M. S. & Prentki, R. T. (1986): Sedimentary pigments as an index of the trophic status of Lake Mead. *Hydrobiologia* 143: 71-77.
- Behbehani, A.-R. (1987): Sedimentations- und Klimageschichte des Spät- und Postglazials im Bereich der Nördlichen Kalkalpen (Salzkammergutseen, Österreich). *Göttinger Arb. Geol. Paläont.*, 34: 120 S.
- Bianchi, T. S. & Findlay, S. (1990): Plant pigments as tracers of emergent and submergent macrophytes from the Hudson River. *Can. J. Aquat. Sci.* 47: 492-494.
- Blott, S. J. & Pye, K. (2000): Gradistat: A Grain Size Distribution and Statistics Package for the Analysis of Unconsolidated Sediments. *Earth Surf. Process Landforms*, 26: 1236-1247.
- Brauch, H.-J.; Lucas, M. & Sacher, F. (2001): Untersuchungen zum Vorkommen von Xenobiotika in Schwebstoffen und Sedimenten Baden-Württembergs. Schriftenreihe „Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie“ der LfU Baden-Württemberg 67, Karlsruhe.
- Cartaxana, P.; Mendes, C. R.; van Leeuwe, M. A. & Brotas, V. (2006): Comparative study on microphytobenthic pigments of muddy sand sandy intertidal sediments of the Tagaus estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66: 225-230.
- Cuddington, K. & Leavitt, P. R. (1999): An individual-based model of pigment flux in lakes: Implications for organic biogeochemistry and paleoecology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 1964-1977.
- DIN 38414-S20 (1996): Bestimmung von 6 polychlorierten Biphenylen (PCB). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38414-S23 (2002): Bestimmung von 15 polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) durch Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und Fluoreszenzdetektion. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN 38414-S7 (1983): Aufschluss mit Königswasser zur nachfolgenden Bestimmung des säurelöslichen Anteils an Metallen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 11885 (1997): Bestimmung von 33 Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 11969 (1996): Bestimmung von Arsen durch Atomabsorptionsspektrometrie (Hydridverfahren). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN EN ISO 17294-2 (2005): Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen. Beuth Verlag, Berlin.
- Douglas, D. A.; Murray, A.; Halliday, M. & Greene, J. (1978): Correlation between exchangeable phosphorus and sedimentary pigment in some Irish lakes. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 20: 618-623.
- Engstrom, D. R.; Swain, E. B. & Kingston, J. C. (1985): A paleolimnological record of human disturbance from Harveys Lake, Vermont: geochemistry, pigments and diatoms. *Freshwat. Biol.* 15: 261-288.
- Fry, B. (2008): Stable isotope Ecology. Springer Verlag, New York, 308 S.
- Fundel, B.; Stich, H. B.; Schmid, H. & Maier, G. (1998): Can phaeopigments be used as markers for Daphnia grazing in Lake Constance. *J. Plankt. Res.* 20, 8: 1449-1462.
- Furlong E. T. & Carpenter, R. (1988): Pigment preservation and remineralization in oxic coastal marine sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53: 87-99.
- Güde, H. & Gries, T. (1998): Phosphorus fluxes in Lake Constance. *Arch. Hydrobiol. Adv. Limnol.* 53: 504-544.
- Güde, H.; Roßknecht, H. & Wagner, G. (1998): Anthropogenic impacts on the trophic state of Lake Constance during the 20th century. *Arch. Hydrobiol. Adv. Limnol.* 53: 85-108.
- Güde, H.; Miller, G. & Vogel, H. J. (2003): Maßnahmenkonzepte zur Reduzierung der Belastung mit Fäkalkeimen am Bodensee. In: Hygienische Aspekte von Oberflächengewässern aus wasserwirtschaftlicher Sicht, Hrsg.: Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft. Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie 55: 205-224.
- Hansen, J. L. S. & Josefson, A. B. (2004): Ingestion by deposit-feeding macro-zoobenthos in the aphotic zone does not affect the pool of live pelagic diatoms in the sediment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 308: 59-84.

- Hetzenauer, H. (2002): Polychlorierte Biphenyle und Chlorpestizide in Fischen aus baden-württembergischen Seen und dem Bodensee. LfU, Institut für Seenforschung 2, 2002.
- Hupfer, M. (1995): Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Handbuch Angewandte Limnologie, Hrsg.: Steinberg, Bernhardt, Klapper. Ecomed-Verlag, Landsberg, Kap. IV-3.2.: 1-2.
- Hurley, J. P. & Armstrong, D. E. (1990): Fluxes and transformation of aquatic pigments in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 35(2): 384-398.
- IGKB (1964): Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees. Ber. IGKB 2.
- IGKB (1971): Bodensee-Sedimente. Ber. IGKB 9.
- IGKB (1981): Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978. Ber. IGKB 25.
- IGKB (1984): Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten. Ber. IGKB 31.
- IGKB (1985): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresber. IGKB 10.
- IGKB (1988): Die Oligochaeten im Bodensee als Indikatoren für die Belastung des Bodensees. Ber. IGKB 38.
- IGKB (1994): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresber. IGKB 20.
- IGKB (1998): Zustand des Seebodens 1992-1994; Sedimentinventare – Phosphor – Oligochaeten. Ber. IGKB 47: 1-46 + XXXIII S.
- Ikononou, M. G.; Fernandez, M. P.; He, T. & Cullon, D. (2002): Gas-chromatography-high-resolution mass spectrometry based method for the simultaneous determination of nine organotin compounds in water, sediment and tissue. *J. Chrom. A*, 975, 319-333.
- Klein, B. & Riaux-Gobin, C. (1991): Algal pigment diversity in coastal sediments from Kerguelen (sub-Antarctic Islands) reflecting local dominance of green algae, euglenoids and diatoms. *Polar Biol.* 11: 439-448.
- Kümmerlin, R. & Bürgi, H.-R. (1989): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1986). Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 39: 1-175.
- Lami, A.; Guilizzoni, P. & Marchetto, A. (2000a): High resolution analysis of fossil pigments, carbon, nitrogen and sulphur in the sediment of eight European Alpine lakes: the MOLAR project. *J. Limnol.* 59 (Suppl. 1): 15-28.
- Lami, A.; Marchetto, A.; Lo Bianco, R.; Appleby, P. & Guilizzoni, P. (2000): The last chlorophyll a concentration 2000 years paleolimnology of Lake Candia (N. Italy): Inorganic geochemistry, fossil pigments and temperature time-series analyses. *J. Limnol.* 59(1): 31-46.
- Lami, A.; Niessen, F.; Guilizzoni, P.; Masafello, J. & Belis, C. A. (1999): Paleolimnological studies of the eutrophication of volcanic Lake Alberto (Central Italy). *J. Paleolim.* 10: 181-197.
- Leavitt, P. R.; Findlay, D. L.; Hall, R. I. & Smol, J. P. (1999): Algal responses to dissolved organic carbon loss and pH decline during whole-lake acidification: Evidence from paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.* 44(3): 757-733.
- Leavitt, J. P. (1993): A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance. *Limnol. Oceanogr.* 9: 109-127.
- Leavitt, P. R.; Carpenter, S. R. & Kitchell, J. F. (1989): Whole-lake experiments: The annual record of fossil pigments and zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 34(4): 700-717.
- Lenhard, A. (1995): HPLC-Pigmentanalytik zur Rekonstruktion von Phytoplanktonentwicklungen im Bodensee. Konstanzer Dissertationen. Hartung-Gorre Verlag, Konstanz 467: 191 S.
- Levinton, J. S. & McCartney, M. (1991): Use of photosynthetic pigments in sediments as a tracer for sources and fates of macrophyte organic matter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 78: 87-96.
- Lods-Crozet, B. & Reymond, O. (2004): Réponses des communautés benthiques du Léman à l'amélioration de l'état trophique du Léman entre 1983 et 2003. Rapp. Commission Int. prot.eaux Léman contre pollution. Campagne 2003, 99-109.
- Löffler, H. (1969): Recent and subfossil distribution of *Cytherissa lacustris* (Ostracoda) in Lake Constance. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 17, 240-251.
- Lundbeck, J. (1936): Untersuchungen über die Bodenbesiedlung der Alpenrandseen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 10: 207-358.
- Matthes, S. (1990): Mineralogie, Springer Verlag. 1-461.
- Méléder, V.; Barillé, L.; Rincé, Y.; Morancas, M.;

- Roas, P. & Gaudin, P. (2005): Spatio-temporal changes in microphytobenthos structure analysed by pigment composition in a macrotidal flat (Bourgneuf Bay, France). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 297: 83-99.
- Micoletzky, H. (1922): Zur Nematodenfauna des Bodensees. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 10: 491-512.
- Pester, M. (2002): Diversität und Tiefenverteilung methanotropher Bakterien im Sediment des Bodensees. Dipl.-Arb. Univ. Konstanz.
- Probst, L. (1987): Sublittoral and profundal oligochaeta fauna of Lake Constance (Bodensee-Obersee). *Hydrobiologia* 155: 277-282.
- Psenner, R.; Puczkowski, R. & Sager, M. (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten. *Arch. Hydrobiol.* 70: 111-155.
- Reiss, F. (1968): Ökologische und systematische Untersuchungen an Chironomiden des Bodensees. Ein Beitrag zur lakustrischen Chironomidenfauna des nördlichen Alpenvorlandes. *Arch. Hydrobiol.* 64: 176-323.
- Reuss, N. & Conley, D. J. (2005): Effects of sediment storage conditions on pigment analyses. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 3: 477-487.
- Reuss, N.; Conley, D. J. & Bianchi, T. S. (2005): Preservation conditions and the use of sediment pigments as a tool for recent ecological reconstruction in four Northern Europe estuaries. *Marine Chemistry* 95: 283-302.
- Riaux-Gobin, C.; Llewellyn, C. A. & Klein, B. (1987): Microphytobenthos from two subtidal sediments from North Brittany. II. Variations of pigment compositions and concentrations determined by HPLC and conventional techniques. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 40: 275-283.
- Richter, T. (1993): Feinaufgelöste Tiefenverteilungen von Cäsium-Radionukliden in Bodensee-Sedimenten. Dipl.-Arb. FH Ravensburg-Weingarten, unveröffentlicht, 71 S.
- Rixen, J. U. (1968): Ein Beitrag zur Kenntnis der Turbellarienfauna des Bodenseegebietes. *Arch. Hydrobiol.* 64: 335-365.
- Sala, M. M. & Güde, H. (2006): Seasonal dynamics of pelagic and benthic (littoral and profundal) bacterial abundances and activities in a deep prealpine lake (L. Constance). *Arch. Hydrobiol.* 160: 289-303.
- Sanger, J. E. (1988): Fossil pigments in paleoecology and paleolimnology. *Palaeogeography, palaeoclimatology, Palaeoecology*, 62: 343-359.
- Schmid, H. & Stich, H. B. (1995): HPLC-analysis of algal pigments: Comparison of columns, column properties and eluents. *J. Appl. Phycol.* 7: 487-494.
- Schönberger, H.; Fleig, M.; Sacher, F.; Lehmann, M. & Stork, J. (2006): Ermittlung von HCB-Quellen am Oberrhein. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben L75 24007 des Landes Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Schröder, H. G.; Wessels, M. & Niessen, F. (1998): Acoustic facies and depositional structures of Lake Constance. *Arch. Hydrobiol.* 53: 351-368.
- Traunspurger, W. (2000): The biology and ecology of lotic nematodes. *Freshwater Biology* 44: 29-45.
- Vinebrook, R. D.; Hall, R. I.; Leavitt, P. R. & Cumming, B. F. (1998): Fossil pigments as indicators of phototrophic response to salinity and climatic change in lakes of western Canada. *J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 668-681.
- Wessels, M. (1995): Bodensee-Sedimente als Abbild von Umweltänderungen im Spät- und Postglazial. *Göttinger Arb. Geol. Paläont.* 66: 1-105.
- Wessels, M. (1998): Late-Glacial and Postglacial sediments in Lake Constance (Germany) and their palaeolimnological implications. In: Bäuerle, E. & Gaedke, U.: Lake Constance. Characterization of an ecosystem in transition. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 53: 411-449.
- Wessels, M. (2001): Sedimentuntersuchungen zur Verteilung flußbürtiger Schwebstoffe im Bereich Langenargen/Lindau. Unveröff. Bericht an das Institut für Seenforschung, Langenargen, 1-23.
- Wessels, M.; Mohaupt, K.; Kümmerlin, R. & Lenhard, A. (1998): Reconstructing Past Eutrophication Trends from Diatoms and Biogenic Silica in the Sediment and the Pelagic Zone of Lake Constance, Germany. *J. Paleolimnol.* 21: 171-192.
- Witthöft-Mühlmann, A.; Traunspurger, W. & Rothhaupt, K. O. (2006): Nematodes of Lake Constance with special reference to littoral communities of a river mouth area. *Nematology* 8: 539-553.

