

FEBR./FEVR. 1988 – EAWAG, 8600 DÜBENDORF, SCHWEIZ/SUISSE

**CHEMODYNAMIK UND OEKOTOXIKOLOGIE DER IN DEN RHEIN  
GELANGTEN PESTIZIDE****Zum zweiten Zwischenbericht der EAWAG  
über die ökologischen Auswirkungen des Chemiebrandes vom  
1. November 1986 in Schweizerhalle auf den Rhein***Peter Perret*

Am 31. August 1987 konnte die EAWAG ihren zweiten Zwischenbericht dem Regierungsrat des Kantons Basel-Landschaft abgeben. Er enthält umfangreiche Abklärungen über die relevanten chemischen und biologischen Prozesse, welche das Verhalten und das Schicksal der in den Rhein gelangten Chemikalien bestimmten. Im weiteren hält der Bericht den Stand der Wiederbesiedelung durch Makroinvertebraten und Fische fest.

An der Informationsveranstaltung "Von der Forschung zur Praxis" vom 10. September 1987 an der EAWAG sind folgende Referate darüber gehalten worden:

- Umweltchemische Aspekte der Rheinverschmutzung (Walter Giger)
- Zustand der Fischfauna im Rhein nach der Brandkatastrophe (Rudolf Müller).
- Schädigung und Erholung der Makroinvertebraten-Fauna im Rhein (Fred Stössel)

Im folgenden ist eine Zusammenfassung des ersten Vortrages (der dritte ist im Wortlaut ab Seite 11) abgedruckt.

**Genügen die zur Verfügung stehenden Kenntnisse für  
verlässliche Voraussagen ?**

Mit dem Löschwasser gelangten 24 verschiedene Pestizide (Insektizide, Fungizide, Rodentizide, Mitizide, Herbizide) in den Rhein. Anhand von Stichprobenmessungen kann die Menge auf 20 bis 30 Tonnen geschätzt werden. Von den übrigen in der abgebrannten Lagerhalle gelagerten Produkten wird der Eintrag auf 7 bis 10 Tonnen geschätzt.

Kurz vor dem Brand gelangten wegen eines Störfalles in einem anderen Chemiewerk zirka 400 kg des Herbizids Atrazin in den Rhein. Zur Abklärung der ökotoxikologischen Folgen im Rhein durch den Pestizideintrag in Schweizer-

halle wurde Atrazin in die Untersuchungen eingeschlossen, obwohl diese Substanz nicht in der abgebrannten Halle gelagert war.

Die beobachtete Giftwirkung konnte von 21 verschiedenen Wirksubstanzen verursacht werden. Bei den Untersuchungen ging es nun darum, die Transport-, Transfer- und Transformationsprozesse nach der Einleitung in den Rhein kennen zu lernen und die daraus resultierenden Stoffkonzentrationen zu ermitteln. Von den 21 in Frage kommenden Produkten wurden Kenndaten, über Wasserlöslichkeit, n-Octanol-

Wasser-Aufteilung, Dampfdruck, Hydrolyse, Photolyse, Sorption, Biodegradation, Biokonzentration und Transformationsprodukte gesucht. Zum Teil waren diese Angaben von der Herstellerfirma aus deren eigenen Abklärungen anlässlich der Anmeldung dieser Produkte für die Anwendung, und zum Teil aus Fremdliteratur erhältlich. Es stellte sich dabei heraus, dass einige Daten widersprüchlich waren und nur mit Vorbehalten benützt werden konnten.

Von den in der grössten Menge gelagerten Stoffen (Disulfoton: 304 Tonnen, Thiometon: 313 Tonnen) wurden die Abbauraten selber, experimentell bestimmt. Der wichtigste chemodynamische Prozess war bei diesen Substanzen der biologische Abbau. Die im Experiment ermittelten Abbauraten stimmten gut mit der im Rhein beobachteten Elimination überein.

Zur Simulation der Transportprozesse im Rhein wurde ein bereits an der EAWAG vorhandenes mathematisches Modell zur Beschreibung von Schadstofftransporten an die Verhältnisse im Rhein angepasst. Mit den hydraulischen Parametern des Modells wurde der Transport, mit den Substanzparametern das Verhalten der Stoffe im Rhein berechnet.

Anhand dieses Modells konnte die Abnahme der Konzentrationen einzelner Pestizide auf ihrem Wege in die Nordsee berechnet werden. Die meisten Chemikalien wurden innert 12 Tagen aus dem Rhein ausgespült. Die Anteile in den Sedimentablagerungen verschwanden durch Abbau innert mehreren Wochen. Die Quecksilberverbindungen bilden

eine Ausnahme. Diese Verbindungen adsorbieren an mittransportierten Partikeln und verbleiben in den abgelagerten Sedimenten. Man schätzt aber, dass lediglich zwischen 20 und 55 kg Quecksilber in den Rhein gelangt sind. Diese Menge entspricht 1 bis 3 % der jährlich im Rhein bei Village-Neuf (Messtation des Nationalen Überwa-

chungsprogramms der Fliessgewässer) gemessenen Fracht.

Die bei Village-Neuf gemessenen und auf Grund des Modells berechneten Konzentrationen der einzelnen Pestizide erreichten die in der Literatur angegebenen LC-50 Werte für Regenbogenforellen und andere Fische im einzelnen nicht. Durch den Löschwassereintrag bei

Schweizerhalle wurden aber im Rhein bis zum Dreiländereck die Äschen und die Aale vollständig, die wirbellosen Tiere auf der Rheinsohle grösstenteils getötet.

*Die hohe Toxizität kann vorderhand nicht erklärt werden.*



## CHIMIODYNAMIQUE ET ECOTOXICOLOGIE DES PESTICIDES DEVERSES DANS LE RHIN

A propos du deuxième rapport intermédiaire de l'EAWAG sur les répercussions écologiques de l'incendie du 1<sup>er</sup> novembre 1986 à Schweizerhalle

Peter Perret

Le 31 août 1987, l'EAWAG a pu remettre au Conseil d'Etat du canton de Bâle-Campagne son deuxième rapport intermédiaire. Il contient des explications approfondies sur les processus chimiques et biologiques qui ont déterminé le comportement et l'évolution des produits chimiques parvenus dans le Rhin. Le rapport fait en outre le point du repeuplement par des macro-invertébrés et des poissons.

A l'occasion de la manifestation d'information "de la recherche à la pratique" organisée le 10 septembre 1987 à l'EAWAG, les conférences suivantes ont été prononcées à ce sujet:

- Aspects de la pollution du Rhin relevant de la chimie écologique (Walter Giger)
- Dégradation et rétablissement de la faune des macro-invertébrés dans le Rhin (Fred Stössel, reproduit in extenso à partir de la page 11)
- Etat de la faune des poissons du Rhin après l'incendie (Rudolf Müller)

Ci-dessous figure une synthèse du premier exposé.

### Les connaissances disponibles permettent-elles d'établir des prévisions fiables?

Entraînés par l'eau utilisée pour éteindre l'incendie, 24 pesticides différents sont parvenus dans le Rhin (insecticides, fongicides, rodenticides, miticides, herbicides). Sur la base de mesures effectuées sur des prélèvements, la quantité totale peut être évaluée à 20 au 30 tonnes. La part des autres produits stockés dans l'entrepôt incendié est estimée à 7 ou 10 tonnes. Peu avant l'incendie, environ 400 kg d'herbicide (Atrazin) ont été déversés dans le Rhin à la suite d'un incident survenu dans une autre usine chimique. Bien que cette substance n'ait pas été stockée dans l'entrepôt détruit, l'Atrazin a été inclus dans les analyses visant à déterminer les conséquences écotoxicologiques subies par le Rhin à la suite du déversement de pesticides à Schweizerhalle.

L'effet toxique observé a pu être provoqué par 21 agents différents. Il s'est agi, dans les analyses, de découvrir les processus de transport, de transfert et de transformation survenus après l'évacuation de ces substances dans le Rhin et

d'en déterminer les concentrations. Les 21 produits en question ont fait l'objet de recherches précises quant à leurs propriétés et réactions: solubilité dans l'eau, répartition n-octanol/eau, pression de vapeur, hydrolyse, photolyse, sorption, biodégradation, bioconcentration et produits de transformation. Ces indications provenaient, d'une part, des informations fournies par les fabricants eux-mêmes à l'occasion du lancement de ces substances et, d'autre part, de sources extérieures aux entreprises. Il s'est avéré que certaines données étaient contradictoires et ne pouvaient donc être exploitées que sous réserve.

Les taux de dégradation des substances stockées en très grande quantité (Disulfoton: 304 tonnes, Thiometon: 313 tonnes) ont été déterminés expérimentalement. Le principal processus chimiodynamique chez ces substances était la dégradation biologique. Les résultats des expériences concordaient avec l'élimination observée dans le Rhin.

Pour la simulation des processus de trans-

MITT./NOUV. EAWAG 24 (1988)

port, un modèle mathématique destiné à décrire les transports de matières toxiques et disponible à l'EAWAG a été adapté aux conditions du Rhin. Les paramètres hydrauliques et les paramètres représentant les substances ont permis de calculer respectivement le transport et le comportement des produits dans le Rhin.

Sur la base de ce modèle, il a été possible de déterminer la réduction des concentrations de certains pesticides au cours de leur transport vers la Mer du Nord. La plupart des produits chimiques ont été évacués du Rhin en l'espace de 12 jours. Les éléments déposés par sédimentation ont disparu par dégradation au bout de plusieurs semaines, exception faite des combinaisons de mercure. Celles-ci s'absorbent sur d'autres particules transportées et restent dans les sédiments. On estime toutefois que seulement 20 à 55 kg de mercure ont été déversés dans le Rhin. Cette quantité représente 1 à 3% de la charge mesurée chaque année à Village-Neuf (station de mesure du programme national de surveillance des eaux courantes).

Les concentrations des différents pesticides mesurées à Village-Neuf et calculées grâce au modèle n'ont pas atteint les valeurs LC-50 indiquées dans la littérature pour les truites arc-en-ciel et d'autres espèces de poissons. Cependant, le déversement des eaux utilisées pour éteindre l'incendie a détruit la totalité des anguilles et des ombres jusqu'au "Dreiländereck" et la plupart des invertébrés dans le lit du Rhin.

*La haute toxicité ne peut pas encore être expliquée.*



# WIE REAGIERT DAS SEENPLANKTON AUF DIE PHOSPHOR ENTLASTUNG ?

Hans-Rudolf Bürgi, Heinz Ambühl, Heinrich Bühler und Ernő Szabó

## DIE ENTWICKLUNG DES VIERWALDSTÄTTERSEES SEIT 1960

Nach der Übernahme des hydrobiologischen Labors in Kastanienbaum durch die ETH/EAWAG begann im Herbst 1960 ein umfassendes Untersuchungsprogramm des Vierwaldstättersees (Stelle Kreuztrichter). Bis zu diesem Zeitpunkt war wenig über den See bekannt, und die wenigen wissenschaftlichen Untersuchungen lagen viele Jahre zurück. Der Beginn der nunmehr 27-jährigen Untersuchungskampagne durch die Abteilung Hydrobiologie/Limnologie der EAWAG fiel gerade in die Zeit der ersten deutlichen Zunahme des P-Gehaltes im See.

Dieser Artikel basiert ebenfalls auf dem an der Informationstagung vom 10. September 87 gehaltenen Vortrag.  
Le texte français se trouve à page 7.

Durch konsequente Fernhaltung des Phosphors (Kläranlagen mit P-Fällung, Verbot der Phosphate in Textilwaschmitteln) wurde nach 1980 eine Trendwende erreicht; der See wurde seither wieder oligotroph. Da von Anfang an grosser Wert auf eine fortschrittliche und exakte Analytik gelegt wurde, genügen sämtliche chemischen und biologischen Daten auch heute noch den Anforderungen einer vertieften wissenschaftlichen Auswertung. Auf den ersten Blick scheint zwischen der Nährstoffentwicklung und der Algenbiomasse keine gute Übereinstimmung vorzuliegen. Die höchsten Algenspitzen wurden in den Jahren 1963-71 beobachtet, in einer Zeit also, in der zwar die Nährstoffkonzentration hohe Zuwachsraten aufwies, die Kulmination aber noch lange nicht erreicht war. Schon während der letzten, immer noch anstei-

genden Phase der Eutrophierung gingen die Algenbiomassen bereits zurück. Dieser Rückgang hängt u.a. mit der Nachlieferung der Nährstoffe zusammen. Die Vorräte der Nährstoffe aus der Winterzirkulation reichen nur für eine Frühjahrsentwicklung, die Sommerspitze hingegen verlangt eine entsprechende Zufuhr. Diese dürfte aber in den späten Sechzigerjahren grösser gewesen sein als 10 Jahre später zur Zeit der höchsten Jahresmittelwerte. Die Bedeutung der Weiterverwertung der Primärprodukte in der Nahrungskette stieg hingegen noch bis 1979 an. Die Verluste durch Wechselwirkungen mit dem Zooplankton (Grazing) erhöhten die seeinternen Stoffkreisläufe bei gleichzeitig verringerter Algenbiomasse.

Die Planktonanalysen aus den Jahren

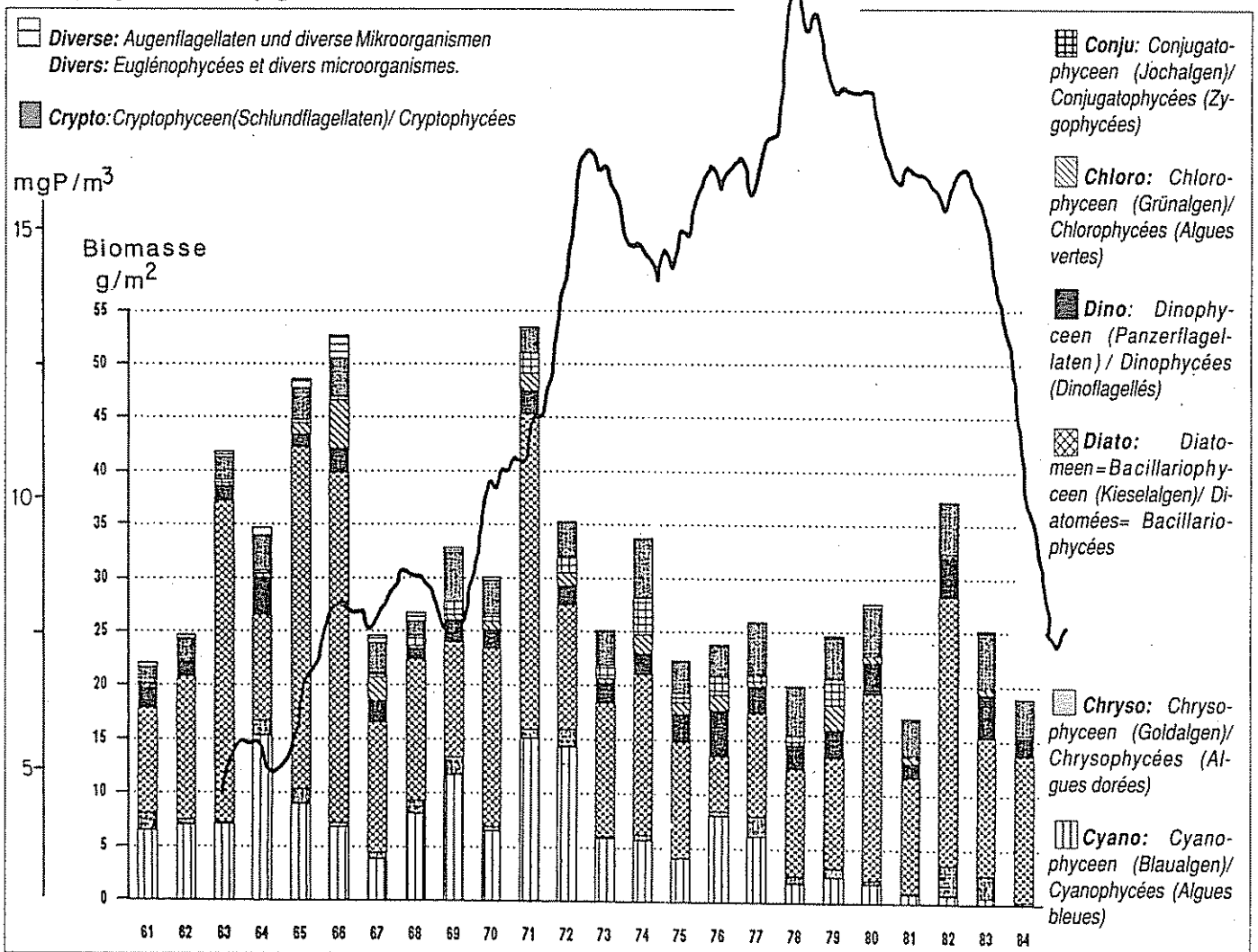


Fig. 1  
Vierwaldstättersee: Biomasse-Jahresmittel, aufgeschlüsselt nach Algenklassen, und Phosphatgehalt (gleitendes Mittel)

Lac des Quatre-Cantons: Moyennes annuelles de la biomasse, représentée par catégories d'algues, et teneur en phosphore (moyenne mobile)

1960/61 zeigen, dass sich seit den letzten Jahrzehnte zurückliegenden, umfassenden biologischen Analysen deutliche Veränderungen im Artenspektrum ereigneten. Die Dominanzverhältnisse der systematischen Algengruppen hatten sich zunächst allerdings nicht stark verschoben; erst das Erscheinen der Burgunderblutalge *Oscillatoria rubescens* (Syn. *Planktothrix rubescens*) setzte einen neuen Akzent in der Planktongeschichte des Sees. Diese Blaualge, welche aus verschiedenen Seen durch ihre Massenfaltungen (lachsrote "Wasserblüten") bereits gut bekannt war, vermochte die Vorherrschaft der Kieselalgen erstmals nachhaltig zu brechen.

In der ersten Phase der Eutrophierung, welche in die Fünfzigerjahre zurück reicht, konnte die Burgunderblutalge vom verbesserten Nährstoffangebot profitieren. In der Folge machte sich aber die Konkurrenz der Krypto-Flagellaten und Grünalgen bemerkbar. Die grossen Kieselalgen wurden zunehmend durch kleine zentrische Formen verdrängt. Diese Umschichtungen veränderten die Lichtabschwächung (und damit zusammenhängend die Thermik der oberflächenschichten) nachhaltig. Die höheren Algendichten in den obersten Wasserschichten verursachten durch ihre Schattenwirkung eine Abnahme der trophogenen Schicht.

Die Algen, deren Nährstoffbedürfnis infolge ihrer höheren Aktivität grösser geworden war, konnten dank verbesserten Schwebel-Eigenschaften länger im Epilimnion verbleiben. Weil ihnen hier aber nur noch der Nährstoffvorrat einer weniger mächtigen Wasserschicht zur Verfügung stand, wurde der Effekt der noch andauernden Eutrophierung teilweise kompensiert. Zusammen mit den Abweideverlusten führte diese Einengung des Wohnraumes zu einer teilweisen Abkoppelung der Algenproduktion vom totalen Nährstoffangebot; sie erklärt auch die scheinbar paradoxe Situation, in welcher trotz erhöhtem Nährstoffangebot (im Seemittel) eine geringere Algenbiomasse resultiert.

Als oligophote Art bevorzugt die Burgunderblutalge Tiefen mit einer mittleren Lichtintensität von  $0.12 \text{ E/m}^2 \text{ d}$ , gleichzeitig sollten aber ein Dichtegradient von rund  $0.00005 \text{ g/cm}^3 \text{ pro m}$  und höhere Temperaturen in dieser Tiefe vorliegen. Da sie - wie fast jede Alge - höhere Nährstoffgehalte in entsprechend hohe Biomasse umsetzen kann, gilt sie als Eu-

trophie-Anzeiger. Die günstigen Bedingungen waren während längerer Zeit in der Tiefe von 7.5m-15m erfüllt. Nach 1965 verschob sich nun die Zone mit der tolerierten Lichtenergie nach oben, hier konnte sie sich gegenüber den schnellwüchsigen Zwergplankter nicht mehr durchsetzen und wurde schrittweise verdrängt.

Eine analoge Verdrängung der Burgunderblutalge durch dichte Algenpopulationen an der Oberfläche war Jahre zuvor schon im Zürichsee beobachtet worden; dort kehrte sie zurück, nachdem das Oberflächenwasser wieder durchsichtiger geworden war.

Die rasant verlaufene Besserung des Vierwaldstättersees wurde durch die gleichzeitig wirkenden Entlastungen (Verbot der Phosphate in Textilwaschmitteln und abwassertechnische Massnahmen) im Einzugsgebiet ausgelöst. Die Veränderungen bei der Planktonbiozönose (Mehr Zooplankton, Dominanz der grossen Kieselalgen, Verschwinden der *Oscillatoria rubescens*) veränderten ihrerseits die Bilanz von Produktion und Sedimentation und verkürzten die Aufenthaltszeit des Phosphors in der trophogenen Schicht. Nachstehend soll die Wirkungsweise dieser Faktoren näher beleuchtet werden.

Organische Partikel tragen mehr oder weniger Nährstoffe mit sich. Noch intakte Algen nehmen auf dem Sedimentationsweg immer noch verfügbares Phosphat auf. Aus diesem Grunde reichern sich in der Zone von 20-30m Tiefe keine Phosphate an, obwohl die Sauerstoffkurve schon auf erhebliche Abbautätigkeit hinweist. Wenn sedimentierende Partikel einen Horizont eingeschichteter Algen passieren müssen, werden die über bakteriellen Abbau und Autolyse freigesetzten Nährstoffe z.T. sofort durch diese Algen inkorporiert und zur Biomassensynthese genutzt. Bei gleicher Nährstoffkonzentration kann durch diese Unterbrechung der Sedimentation eine erhöhte Biomasse-Synthese resultieren. Der Einfluss des Zooplanktons wurde mittels der Limnocorraltechnik im Vierwaldstättersee eingehend untersucht (Projekt MO-DEC). Infolge der Bildung kompakter Fäkalballen werden die bevorzugt filtrierte Zwergplankter in eine schneller sedimentierende Form gebracht. Der selektive Frassdruck auf kleine Plankter hat zur Folge, dass die grösseren Formen allmählich dominieren. Diese Abfolge, die alljährlich nach der Phase mit überhöhten

Zooplanktonbeständen sichtbar wird, erhöht ihrerseits die Sedimentation. Eigentliche Klarwasserphasen, die durch fast vollständige Ausfiltrierung der Algen des Oberflächenwassers entstehen, setzen grosse, algivore Zooplanktonbiomassen voraus. Diese sind im Vierwaldstättersee erst seit 1970 im Mai/Juni zu erkennen. Solange die Frühjahresproduktion der als Futter verwertbaren Algen nicht bis zur - von der Wassertemperatur verzögerten - exponentiellen Vermehrungsphase des Zooplanktons anhielt, konnten sich keine entsprechend hohen Zooplanktonbestände aufbauen. Nur diese vermögen aber die Bilanz der pflanzlichen Plankter grundlegend zu beeinflussen. Alle hier erwähnten Phänomene (Ablösung der kleinen Algen und der *Oscillatoria* durch grosse, schnell sinkende Kieselalgen bzw. vermehrtes "Einpacken" der kleinen Plankter in Kotbällchen der Zooplankter) wirken sich gesamthaft in einer erhöhten Nährstoffsedimentation aus. Diese Wirkung lässt sich auch an den Gehalten der Kieselsäure im Epilimnion beobachten. Ohne dass sich die Zufuhr der Kieselsäure (Auslaugung des Urgesteins) verändert hätte, ist ihre Konzentration in den letzten Jahren deutlich zurückgegangen.

Es bleibt nun die Frage, ob diese Besserung nur Übergangsphänomen ist, denn mit abnehmender Eutrophie wird auch der Weideeffekt der Zooplankter zurückgehen. Die Ungewissheit, ob die im See immer noch vereinzelt vorhandene *Oscillatoria* ein *come back* erfahren wird, bleibt jedenfalls vorläufig bestehen.

## DIE ENTWICKLUNG DES WALENSEESEIT 1968

Aufgrund zunehmender Veränderungen des Aussehens des Gewässers (insbesondere Ufer-Veralgungen) zu Beginn der Sechzigerjahre erschien es wahrscheinlich, dass auch der - bisher für seine Reinheit - berühmte Walensee ein ähnliches Schicksal erleiden werde wie die meisten andern voralpinen Seen, welche mehr oder weniger stark eutrophiert wurden. Gemeinsam starteten die Abteilung Hydrobiologie/Limnologie der EAWAG (im Auftrag) und das biologische Labor des Kant. Amtes für Gewässerschutz St. Gallen [1] Ende 1967 ein Untersuchungsprogramm, um den Sachverhalt der Eutrophierung abzuklären. In Sorge um die zukünftige Trinkwassernutzung schaltete sich 1974 die Wasserversorgung der Stadt Zürich [2] mit dichten Analysenserien in das Überwachungsprogramm

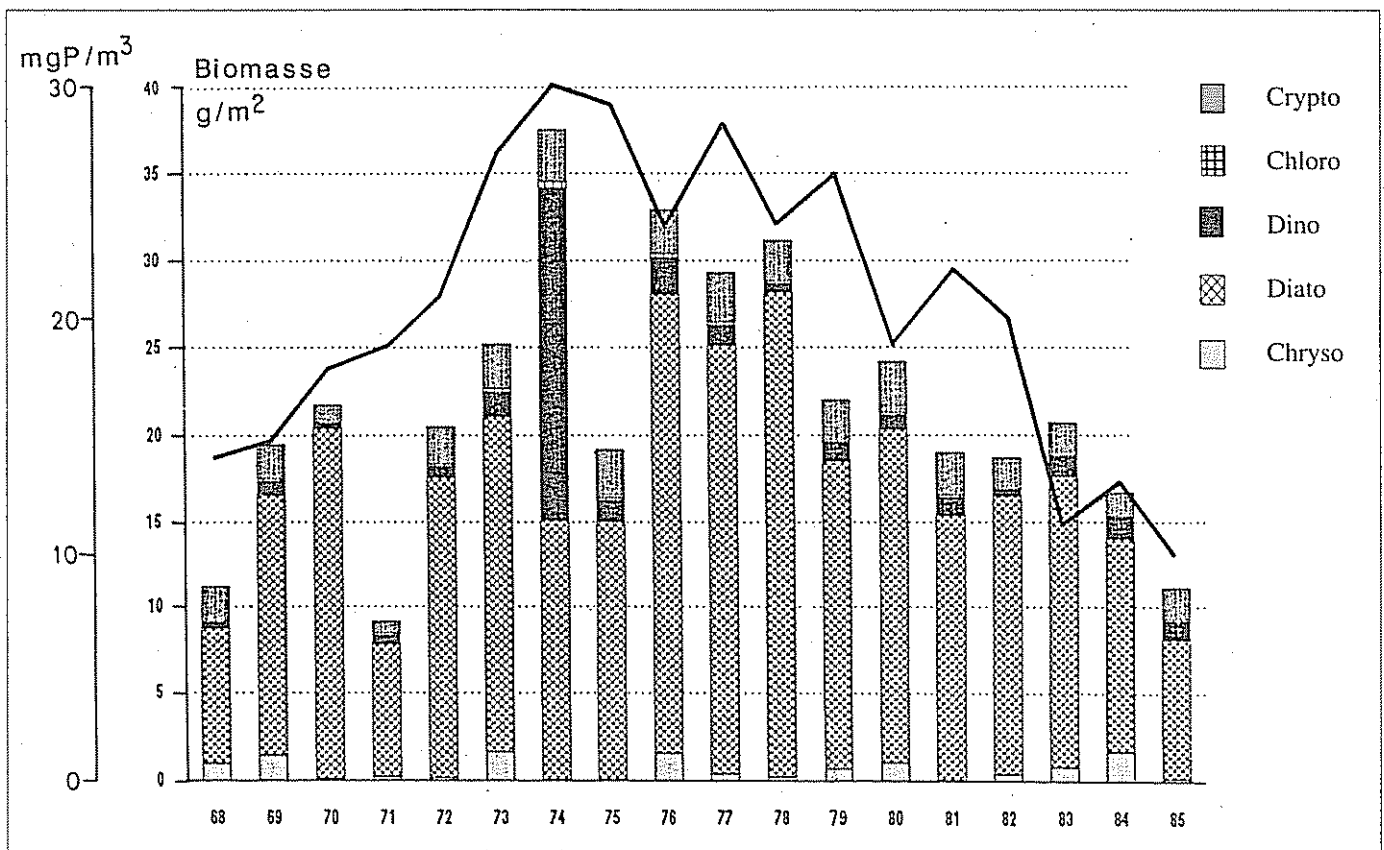


Fig. 2

*Walensee: Biomasse-Jahresmittel, aufgeschlüsselt nach Algenklassen. Die Chlorophyta umfassen neben den Grünalgen im engeren Sinne auch die Jochalgen (Conjugatophyceen). Die Phosphor-Kurve verbindet die maximalen Phosphat-Gehalte während der Winterzirkulation.*

*Lac de Walenstadt: Moyennes annuelles de la biomasse, représentée par catégories d'algues. Outre les algues vertes au sens strict du terme, les Chlorophytes englobent aussi les Conjugatophycées. La courbe du phosphore relie les teneurs maximales en phosphates au cours de la circulation hivernale.*

ein und übernahm es in der Folge ganz. Beim Walensee konnte die Eutrophierung auf sehr tiefem Niveau gestoppt werden. Durch regelmässige und vollständige Winterzirkulation begünstigt und von relativ wenig Abwasser belastet, gelangte der See nie über den mesotrophen Produktionstypus hinaus. Das Wachstum der Algen blieb - von wenigen Ausnahmen abgesehen - vom Nährstoffangebot her begrenzt.

Klimatische Ausnahmesituationen hinterliessen zwar ihre Spuren, konnten aber das Geschehen nicht in gleicher Weise beeinflussen wie in eutrophen Seen. Die wichtigste Sanierungsmassnahme neben der vom Gesetz geforderten P-Fällung in den Kläranlagen des Einzugsgebietes war die Fernhaltung der gereinigten Glarner Abwässer vom See durch Einleitung in den Seeausfluss.

In keinem der hier beschriebenen Fälle war der Zusammenhang von Phosphor—Algenbiomasse—Sauerstoff (was z.B. als Kriterium für die Definition von oligotrophen—mesotrophen Seen gilt) so eindeutig nachzuweisen wie beim Wa-

lensee. Das Algenspektrum hat sich während der rund 20-jährigen Beobachtungszeit kaum verändert. Planktonanalysen aus der Jahrhundertwende und aus den Dreissigerjahren zeigten bereits eine klare Dominanz der pennaten Kieselalgen. Blaualgen und Grünalgen und auch Flagellaten waren stets unbedeutend. Einzig die Chrysophyceen und Dinophyceen konnten zeitweise grössere Biomasseanteile aufbauen. Als Resultat der moderaten Eutrophierung erweiterten vermehrt zentrische Diatomeen und auch Grünalgen das Artenspektrum des Walensees. 1974, auf dem Höhepunkt der Nährstofflast, sorgte die Dinophycee *Ceratium hirundinella* für eine erste Störung der Planktonabfolge. Der Artenkatalog hat sich nach dem Rückgang der Nährstoffe noch nicht auf den alten Zustand zurück verschoben, hingegen sind die Biomassen wieder auf den Stand von 1968 gefallen. Möglicherweise blieb dem planktischen Ökosystem zu wenig Zeit, um auf die relativ plötzliche Nährstoffentlastung mit einer Veränderung der Biozönose zu reagieren.

Wie das System auf eine zunehmende

Nährstoffzufuhr reagiert, konnte in diesem See lehrbuchhaft demonstriert werden: Vom gleichmässigen, durch wenig markante Optima gekennzeichneten Jahresgang führte die erhöhte Zufuhr zur Ausbildung von Sommer- und Herbstmaxima. Nach der Nährstoff-Entlastung verschwanden diese Biomassespitzen als erste wieder. Das Frühlingsmaximum, das auf den Nährstoffvorräten aus der Winterzirkulation basiert, blieb noch bis 1982 erhalten. Insgesamt bewirkt eine kräftigere Nährstoffversorgung eine Vorverlegung und Verlängerung der Hauptvegetationsperiode.

Analog zum Vierwaldstättersee zeichnete sich ein "Klarwasserstadium" (als Folge übermässigen Abweidens der Algen) erst nach Entwicklung hoher Zooplanktonbestände ab. Dieses Stadium erschien zunächst gegenüber andern Seen verzögert im Juni/Juli (tiefere Wassertemperaturen); gegen Schluss der Beobachtungsperiode, verschob es sich leicht nach vorne.

Dank langfristiger Stabilität zeichnen sich in diesem See auch Periodizitäten

einzelner Algengruppen ab, welche in andern Seen in den Zufälligkeiten des Wetters etc. untergehen, die aber als "Planktonkalender" [3] aus früheren Zeiten beschrieben wurden. So ist die 3- bis 4-jährige Dynamik der Chrysophyceen im Walensee heute zum seltenen Beispiel geworden.

### DIE ENTWICKLUNG DES BODENSEE—OBERSEES SEIT 1961

Die Nährstoff-Situation am Bodensee verschlimmerte sich in den Fünfzigerjahren drastisch. Wegen seiner Bedeutung als Trinkwasser-Reservoir für Millionen von Menschen wurde 1960 die Internationale Gewässerschutz-Kommission zum Schutze des Bodensees (IGKB) gegründet. Diese brachte schon ein Jahr später eine gross angelegte Untersuchungskampagne ins Rollen. Die Resultate dieser Untersuchungen wurden in Jahresberichten und wissenschaftlichen Abhandlungen publiziert. Die EAWAG hat an diesem Programm in verschiedenen Fachgruppen mitgearbeitet. Der Bodensee stellt mit seinen rund 4,4 Jahren theoretischer Aufenthaltszeit seines Wasservolumens (50 km<sup>3</sup>) ein relativ träges System dar. Es erstaunt daher, dass das Planktonsystem, speziell das Zooplankton [4], sehr schnell auf die Verringerung der Phosphorfracht nach 1980 reagierte. Obwohl der Phosphatgehalt im Mittel immer noch bei rund 65 mg/m<sup>3</sup> liegt und damit noch 3/4 des Höchstwertes beträgt, zeichnen sich heftige Verschiebungen im Artengefüge ab. Der vor 10 Jahren fast verdrängte *Mesocyclops leuckarti* konnte sich in den letzten Jahren wieder erholen und erscheint heute in Beständen wie 1963. Auch die Algen-Biomassen gehen (insbesondere im Hochsommer) tendenzmässig zurück. Der Jahresgang und auch das Jahresmittel der Planktonbiomasse zeigt noch eine starke Variabilität. Extremjahre wie 1963 (Seegfrörne), 1970/71 (Niederschlagsarme Jahre mit mildem Winter), 1976 (1. Halbjahr extrem trocken), 1983 (Sommer/Herbst sonnig, niederschlagsarm) hinterliessen ihre Spuren: Durch unvollständige Zirkulation und dadurch ebenfalls ungenügende Sauerstoffnachlieferung ins Tiefenwasser oder vermehrte Sonneneinstrahlung wurden die Produktionsbedingungen verbessert, was sich in erhöhter Biomasse (z.T. erst im darauffolgenden Jahr) auswirkte. Der See ist daher noch weit entfernt vom angestrebten Ziel eines P-limitierten Gewässers.

### DIE ENTWICKLUNG DES GREIFENSEES SEIT 1973

Der Greifensee, der schon vor 1960 durch unschöne Bilder von aufrahmenden Blaualgen (sog. Wasserblüten) Schlagzeilen machte, weist seit 1972 einen steten P-Rückgang auf. Der mittlere P-Gehalt ging vom Höchstwert 500 mg/m<sup>3</sup> auf Werte unter 100 mg/m<sup>3</sup> zurück, liegt aber damit immer noch rund 4 mal über der kritischen Limite. Die Rücklösung des Phosphats aus dem alten Sediment ist auf einem Minimum angelangt. Nur die Reserven des frischen Sedimentes können während der immer noch regelmässig auftretenden Anaerobie des Tiefenwassers mobilisiert werden. Nach der Einführung der 4. Reinigungsstufe bei allen Kläranlagen im Einzugsgebiet ist ein weiterer Ausbau auf der abwassertechnischen Seite kaum mehr möglich. Fortschritte können nur noch durch sorgfältigste landwirtschaftliche Praxis und durch seeinterne Sanierungsmassnahmen erreicht werden.

Trotz dieser enormen Verbesserungen hat die Biologie des Sees noch kaum reagiert. Einzig die Dauer der Maxima ist etwas kürzer geworden; aber noch immer finden jährlich mehrere massive Wachstumsschübe statt, die von den entsprechenden Vegetationstrübungen begleitet sind. Gegenüber dem Zustand vor 20 Jahren hat aber die Neigung zu Wasserblüten abgenommen, obwohl deren Hauptversacher in neuerer Zeit wieder zunehmen.

Allgemein kann der Grund für das Ausbleiben der Wasserblüten in den hier besprochenen Seen im N/P-Verhältnis vermutet werden: Diese Relation hat sich als Folge der einseitig auf P-Reduktion ausgerichteten Abwasserreinigungstechnik erhöht. Damit treten keine N-limitierten Situationen mehr auf, wie sie in hocheutrophen Seen im Spätsommer/Herbst noch möglich sind. Die Blaualgen mit der Fähigkeit zur Stickstoff-Fixierung verlieren damit ihren Selektionsvorteil. Als dominante Algengruppe treten dafür im Greifensee Grünalgen auf. Auch die Cryptomonaden sind überdurchschnittlich vertreten. Die Kieselalgen sind im Frühjahr von Bedeutung. Für eine Sommerentfaltung kann im Greifensee das Silikat limitierend wirken, da es nicht in gleicher Konzentration nachgeliefert wird, wie in den Alpenrandseen mit Urgestein im Einzugsgebiet.

### FAZIT

Die Seen betonen auch in ihrer Reaktion auf Nährstoffentlastung ihren individuellen Charakter. Insbesondere spielt die Struktur der Biozönose (Verschwinden einzelner Schlüsselarten, Überhang von Zooplankton etc.) für den Ablauf und die Geschwindigkeit der Besserung eine Rolle. Eine echte P-Limitierung wird auch in einem oligotrophen See erst nach Aufbrauch der P-Reserven aus der Zirkulationsperiode möglich. Mit abnehmender P-Zufuhr verlängert sich die Periode mit der wachstumsbegrenzenden P-Konzentration vom Spätsommer gegen das Frühjahr.

Die Situation der sanierten Seen ist grundsätzlich verschieden vom früheren Zustand, selbst dann, wenn sie die gleiche P-Zufuhr wie damals haben sollten: Durch heftige Regenfälle — wie sie 1987 wiederholt auftraten — werden vielerorts die Regentlastungen der Kläranlagen aktiviert, während bei Trockenwetter die Reinigungswirkung der Kläranlagen maximal ist. Dem See fließen die Nährstoffe daher heute stossweise zu, während sie in früheren Zeiten kontinuierlich auf tiefem Niveau zugeführt wurden. Es können darum auch andere Algen davon profitieren: Kleine Algen mit der Fähigkeit zur schnellen Reproduktion. Der Artenkatalog und die Algenbiomasse können auf Veränderungen der Nährstoffe deutlich verschieden reagieren. Die gesamte trophische Struktur wird durch das Angebot an der Basis, z.T. indirekt über die Folgeparameter (O<sub>2</sub>), mitbestimmt.

Als Kriterium für eine vollständige Sanierung eines Sees kann die Unabhängigkeit der Algenproduktion von Ausnahmesituationen des Wetters (während der Hauptvegetationsperiode) bezeichnet werden.

Die Intensität und Häufigkeit von "Klarwasser-Stadien" infolge biologischer Wechselwirkung deuten auf eine hohe Nachlieferung der Futteralgen während der Aufbauperiode des Zooplanktons hin, denn die Überbrückung der Zeitspanne zwischen der Licht- und Nährstoff-limitierten Algenentwicklung und der erst bei höheren Temperaturen startenden Zooplanktonentwicklung verlangt eine höhere Nährstoffzufuhr im April/Mai. Die Reserven aus der Zirkulation sind relativ schnell erschöpft, zumal die Frühjahrs-Plankter mit den Nährstoffen nicht haushälterisch umgehen. □

# LA REACTION DU PLANCTON LACUSTRE FACE A L'ELIMINATION DU PHOSPHORE

Hans-Rudolf Bürgi, Heinz Ambühl, Heinrich Bührer und Ernő Szabó

## EVOLUTION DU LAC DES QUATRE-CANTONS DEPUIS 1960

Après avoir repris le laboratoire hydro-biologique de Kastanienbaum, l'EPFZ/EAWAG a lancé en automne 1960 un vaste programme d'analyses du lac des Quatre-Cantons (station de Kreuztrichter). Jusqu'alors, les informations sur le lac étaient rudimentaires et les rares analyses scientifiques remontaient à de nombreuses années. Le début de cette campagne menée par le département Limnologie de l'EAWAG coïncidait avec la première augmentation sensible de la teneur en phosphore dans le lac. L'écartement systématique du phosphore (stations d'épuration avec précipitation du phosphore, interdiction des phosphates dans les lessives) a marqué un tournant à partir de 1980; depuis lors, le lac est redevenu oligotrophe. L'accent ayant été mis dès le début sur une analytique moderne et exacte, l'ensemble des données chimiques et biologiques satisfait encore aujourd'hui aux exigences d'une évaluation scientifique approfondie. Au premier abord, aucune concordance ne semble exister entre l'évolution des substances nutritives et celle de la biomasse des algues. La prolifération maximale d'algues a été observée pendant la période 1963-71, à une époque où la concentration en nutriments présentait certes des taux d'accroissement élevés, mais était encore loin du point culminant. La diminution des biomasses d'algues a commencé déjà pendant la dernière phase, toujours croissante, de l'eutrophisation. Cette réduction est liée notamment à un apport complémentaire en éléments nutritifs. Les réserves en nutriments provenant de la circulation hivernale suffisent seulement au développement printanier, tandis que la forte poussée de l'été exige un apport approprié. Celui-ci a été sans doute plus important à la fin des années soixante que dix ans plus tard à l'époque où les moyennes annuelles les plus hautes ont été observées. En revanche, l'importance de la production primaire dans la chaîne alimentaire a encore augmenté jusqu'en 1979. Les pertes dues aux interactions avec le zooplancton ("Grazing") ont accru l'intensité des cycles internes de transformation de la matière en même temps que la biomasse a été réduite.

Il ressort des analyses planctoniques de

1960/61 que d'importantes modifications sont intervenues dans l'éventail des espèces depuis les dernières analyses biologiques complètes remontant à plusieurs décennies. La situation de dominance des groupes systématiques d'algues ne s'était tout d'abord en fait que peu modifiée; seule l'apparition de l'algue appelée "Sang des Bourguignons", *Oscillatoria rubescens* (Syn. *Planktothrix rubescens*) a ouvert un nouveau chapitre de l'histoire planctonique du lac. Cette algue bleue, déjà bien connue dans certains lacs en raison de sa prolifération massive ("fleurs d'eau"), est parvenue pour la première fois à mettre un terme à l'hégémonie des Diatomées.

Au cours de la phase initiale d'eutrophisation, qui remonte aux années cinquante, l'algue bleue a pu tirer profit de l'amélioration de l'offre en nutriments. Par la suite, la concurrence des Cryptoflagellés et des algues vertes s'est fait toutefois sentir. Les grandes Diatomées ont été de plus en plus supplantées par de petites formes centriques. Ces modifications de la composition floristique ont eu une incidence durable sur l'absorption de la lumière (et par conséquent sur la température des couches superficielles). L'accroissement des densités d'algues dans les couches supérieures a provoqué, par leur ombrage, une réduction de la zone trophogène.

Les algues, dont les besoins en nutriments s'étaient accrus par suite de leur plus grande activité, ont pu séjourner plus longtemps dans l'épilimnion grâce à leur meilleure flottabilité. Cependant, comme elles ne disposaient que des réserves nutritives d'une couche moins puissante, l'effet de l'eutrophisation en cours a été en partie compensé. Parallèlement aux pertes dues au broutage, ce rétrécissement de l'espace vital a entraîné un décrochage partiel de la production d'algues par rapport aux ressources alimentaires totales. Il explique également le paradoxe apparent de la situation, puisque l'on observe une diminution de la biomasse des algues malgré l'accroissement global des réserves nutritives du lac.

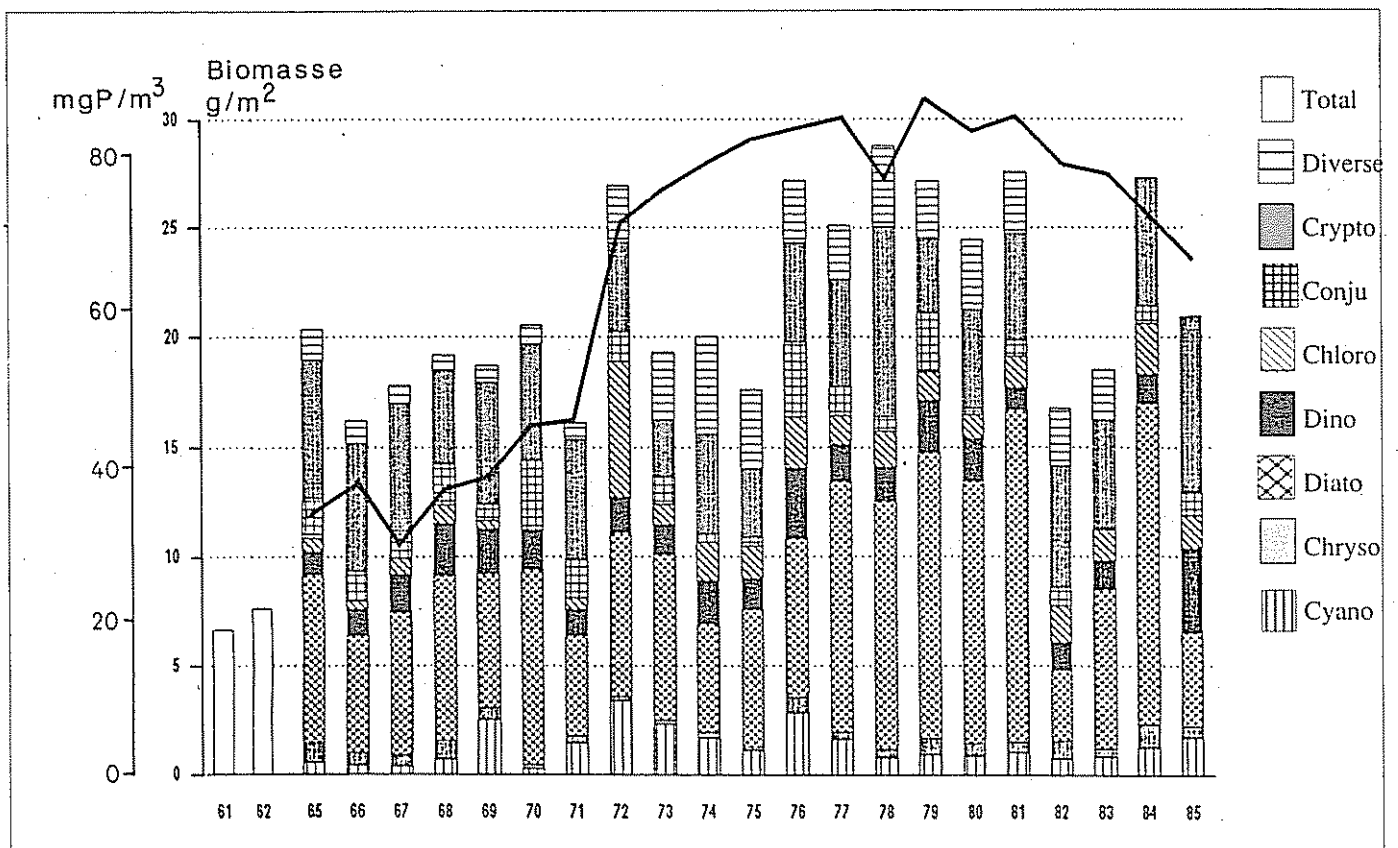
Espèce oligophote, le "Sang des Bourguignons" préfère les profondeurs

présentant une intensité lumineuse moyenne de 0,12 E/m<sup>2</sup>d, mais qui devraient aussi se caractériser par un gradient de densité d'environ 0,00005 g/cm<sup>3</sup> par mètre et des températures supérieures. Capable, comme presque toutes les algues, de transformer des teneurs en substance nutritives élevées en quantités importantes de biomasse, elle constitue un excellent révélateur d'eutrophie. Les conditions favorables ont été longtemps remplies à des profondeurs de 7,5-15 m. Après 1965, la zone dotée de l'énergie lumineuse tolérée s'est déplacée vers le haut, là où l'algue ne pas pu se maintenir et a été progressivement supplantée par un nanoplancton à croissance rapide.

Une supplantation analogue de cette algue par des populations d'algues très denses en surface avait été observée il y a des années dans le lac de Zurich; dans ce dernier cas, la Cyanophycée a fait sa réapparition lorsque l'eau de surface a regagné en transparence.

L'amélioration très rapide du lac des Quatre-Cantons a été déclenchée par l'action conjuguée de deux mesures (interdiction des phosphates dans les lessives et épuration des eaux usées) adoptées dans le bassin versant du lac. Les changements observés au niveau de la biocénose planctonique (développement du zooplancton, dominance des Diatomées, disparition de l'*Oscillatoria rubescens*) ont modifié à leur tour les bilans de production et de sédimentation et ont raccourci la durée de séjour du phosphore dans la couche trophogène. Les lignes qui suivent se proposent d'expliquer plus en détail le mode d'action de ces facteurs.

Les particules organiques transportent plus ou moins de substances nutritives. Des algues encore intactes continuent d'absorber les phosphates disponibles lors de la sédimentation. Pour cette raison, entre 20 et 30 m on ne constate aucune accumulation de phosphates, bien que la courbe d'oxygène révèle déjà une intense activité de dégradation. Lorsque des particules en cours de sédimentation doivent traverser une couche homogène d'algues, les nutriments libérés par dégradation bactérienne et autolyse sont en partie incor-



**Fig. 3**  
*Bodensee—Obersee: Biomasse-Jahresmittel, aufgeschlüsselt in Algenklassen nach IGKB (1986). Für die Berechnung des Jahresmittelwertes 1965 fehlen die biomassearmen Monate Januar bis März, der Wert dürfte deshalb zu hoch ausgefallen sein. Die Jahresmittelwerte 1961/62 sind in den IGKB-Berichten nicht nach Algenklassen aufgliedert. Die Phosphorkurve basiert auf den Seemittelwerten des Gesamtphosphors zur Zeit der Vollzirkulation.*

*Lac de Constance (lac supérieur): Moyennes annuelles de la biomasse, représentée par catégories d'algues d'après l'IGKB (1986). Le calcul de la moyenne annuelle de 1965 ne tient pas compte des mois de janvier à mars, pauvres en biomasse; la valeur indiquée est donc sans doute trop élevée. Les moyennes de 1961/62 ne sont pas réparties selon les catégories d'algues dans les rapports de l'IGKB. La courbe du phosphore se base sur les moyennes de la teneur en phosphore total au moment de la circulation complète.*

porés aussitôt par ces algues et utilisés pour la synthèse de la biomasse. En cas de concentration égale en substances nutritives, cette interruption de la sédimentation peut entraîner une synthèse accrue de biomasse. L'influence du zooplancton a fait l'objet d'analyses approfondies dans le lac des Quatre-Cantons au moyen de la technique du limnocorral (projet MODEC). Par suite de la formation de pellets avec les matières fécales, le micro-plancton filtré en priorité prend une forme à sédimentation plus rapide. La pression sélective exercée par les prédateurs sur le petit plancton entraîne la dominance progressive des formes de plus grande taille. Cette évolution, visible chaque année après la phase d'accroissement de l'effectif du zooplancton, augmente de son côté la sédimentation. Les phases d'eau claire proprement dites, qui surviennent à la suite du filtrage presque complet des algues de la couche superficielle, présupposent la présence d'importantes biomasses de zooplancton algivore. Celles-ci ne sont décelées en mai/juin dans le lac des Quatre-Cantons

que depuis 1970. Tant que la production printanière des algues convertibles en nourriture ne persistait pas jusqu'à la phase de multiplication exponentielle du zooplancton (retardée par la température de l'eau), aucune population importante de zooplancton ne pouvait se constituer. Cependant, seule cette présence en grand nombre peut influencer de façon sensible le bilan du phytoplancton. Tous les phénomènes mentionnés ici (élimination des petites algues et des Oscillatoria par de grandes Diatomées à sédimentation rapide et "emballage" du petit plancton dans des pellets d'excréments du zooplancton) se traduisent globalement par une plus forte sédimentation de substances nutritives. Cette action se remarque aussi à la teneur en acide silicique de l'épilimnion. Sans que l'apport d'acide silicique (lessivage de la roche) se soit modifié, sa concentration s'est nettement réduite au cours des dernières années.

Il reste à se demander si cette amélioration ne constitue qu'une phase de transition, car une diminution de l'eutrophie

s'accompagnera d'une réduction de l'effet de broutage du zooplancton. L'incertitude subsiste quant au retour éventuel de l'Oscillatoria, dont la présence dans le lac n'est que sporadiquement signalé.

#### EVOLUTION DU LAC DE WALENSTADT DEPUIS 1968

En raison de modifications croissantes de l'aspect du lac (en particulier, prolifération d'algues dans le littoral) au début des années soixante, il paraissait vraisemblable que même le lac de Walenstadt, célèbre pour sa pureté, subirait un sort identique à celui de la plupart des autres lacs préalpins, c'est-à-dire une eutrophisation plus ou moins forte. Fin 1967, le département hydrobiologie/limnologie de l'EAWAG et le laboratoire de biologie de l'Office cantonal de la protection des eaux à St-Gall ont lancé un programme commun d'analyses afin de déterminer le degré d'eutrophisation du lac. Soucieux de l'approvisionnement futur en eau potable, le service des eaux de la ville de Zurich s'est joint en

1974 au programme de contrôle, en effectuant toute une série d'analyses. Par la suite, il s'est chargé de l'ensemble du programme.

Dans le lac de Walenstadt, l'eutrophisation a pu être stoppée à un très bas niveau. Favorisé par une circulation hivernale régulière et complète, relativement épargné par les eaux usées, le lac n'a jamais dépassé le stade de production mésotrophe. A quelques exceptions près, la croissance des algues est restée limitée à la suite d'une offre restreinte en substances nutritives.

Les situations climatiques exceptionnelles ont certes laissé des traces sans pouvoir toutefois exercer la même influence que dans les lacs eutrophes. Outre la loi exigeant l'élimination du phosphore dans les stations d'épuration installées dans le bassin versant, la mesure d'assainissement la plus importante a été la dérivation des eaux usées épurées provenant du pays glaronais vers l'émissaire du lac.

Dans aucun des cas décrits ici, le lien de causalité entre phosphore, biomasse des algues et oxygène (considéré par exemple comme critère de définition des lacs oligotrophes et mésotrophes) n'a pu être démontré aussi clairement que dans le cas du lac de Walenstadt. Pendant les quelque vingt années d'observation, l'éventail des espèces n'a guère connu de modifications. Les analyses planctoniques effectuées au tout début du siècle et dans les années trente révélaient déjà une nette dominance des Diatomées pennées. Les algues bleues et les algues vertes, de même que les Flagellés, ont toujours existé en quantités négligeables. Seules les Chrysophycées et les Dinophycées ont réussi parfois à prendre une part relativement importante de la biomasse. Par suite de l'eutrophisation modérée du lac, les Diatomées centriques et les algues vertes ont progressivement élargi l'éventail des espèces présentes dans le lac de Walenstadt. En 1974, point culminant de la charge en substances nutritives, la Dinophycée *Ceratium hirundella* a été la première à perturber l'évolution du plancton. Après la diminution des substances nutritives, l'éventail des espèces n'a pas encore retrouvé son état antérieur; les biomasses, en revanche, ont retrouvé leur niveau de 1968. Sans doute l'écosystème planctonique n'a-t-il disposé

que de trop peu de temps pour réagir à la diminution relativement rapide des substances nutritives par une modification de la biocénose.

Le lac de Walenstadt a pu fournir une démonstration exemplaire de la réaction du système face à un accroissement de l'apport alimentaire. A partir d'une évolution annuelle homogène, caractérisée par des optima peu prononcés, cet accroissement a entraîné l'apparition de maxima en été et en automne. Après la réduction de l'apport alimentaire, ces pointes de production de biomasse ont été les premières à disparaître. Le maximum printanier, tributaire des réserves nutritives constituées pendant la circulation hivernale, s'est maintenu jusqu'en 1982. D'une manière générale, un approvisionnement plus abondant en substances nutritives provoque une anticipation et une prolongation de la période principale de végétation. Comme dans le lac des Quatre-Cantons, une phase de "transparence" (consécutives au brouillage excessif des algues) ne s'est dessinée qu'après l'augmentation de l'effectif du zooplancton. Par rapport à d'autres lacs, ce stade est apparu d'abord en retard, c'est-à-dire en juin/juillet (température inférieure de l'eau); vers la fin de la période d'observation, il s'est manifesté légèrement plus tôt.

Grâce à sa stabilité à long terme, le lac de Walenstadt enregistre l'apparition périodique de groupes d'algues, soumis dans d'autres lacs aux caprices de la météorologie, etc., mais considérés jadis comme repères du "calendrier planctonique" [3]. Ainsi, la fréquence régulière (3-4 ans) à laquelle les Chrysophycées prolifèrent dans le lac est aujourd'hui devenu un exemple rare.

#### EVOLUTION DU LAC DE CONSTANCE (LAC SUPERIEUR) DEPUIS 1961

La situation des ressources nutritives du lac de Constance a subi une profonde aggravation au cours des années cinquante. Compte tenu de l'importance que revêt ce réservoir d'eau potable pour des millions de gens, une commission internationale a été créée en 1960 en vue de protéger les eaux du lac de Constance (IGKB). Une année plus tard, elle a lancé déjà une vaste campagne d'analyses, dont les résultats parurent dans des rapports annuels et des publications scientifiques. L'EAWAG a coopéré à ce programme depuis son début, au sein de

différents groupes de spécialistes.

Avec 4,4 années de durée théorique de renouvellement de son volume d'eau (50 km<sup>3</sup>), le lac de Constance représente un système avec une inertie relativement grande. Il est donc étonnant qu'après 1986, le plancton, et en particulier le zooplancton [4], ait très rapidement réagi à la réduction de la charge en phosphore. Bien que la teneur moyenne en phosphore se situe toujours à environ 65 mg/m<sup>3</sup>, soit les trois quarts de sa valeur maximale, la composition planctonique a subi de profondes modifications. Pratiquement disparu il y a dix ans, le *Mesocyclops leuckarti*, par exemple, a pu se remettre et se développer aujourd'hui en aussi grand nombre qu'en 1963. La biomasse des algues a également tendance à diminuer (surtout en plein été). Son développement annuel et sa moyenne annuelle révèlent encore une forte variabilité. Les années extrêmes comme 1963 (lac gelé), 1970/71 (Année pauvre en pluie et hiver doux), 1976 (première moitié très sèche) et 1983 (été et automne ensoleillé et peu pluvieux) ont laissé leur marque: une circulation incomplète et par conséquent un apport insuffisant d'oxygène dans les eaux profondes (favorisant la redissolution du phosphore du sédiment) ou bien un rayonnement solaire accru ont amélioré les conditions de production, ce qui s'est traduit par une augmentation de la biomasse (parfois seulement l'année suivante). Le lac est donc encore loin de l'objectif fixé en ce qui concerne la limitation de la production par le phosphore.

#### EVOLUTION DU GREIFENSEE DEPUIS 1973

Le Greifensee, qui faisait déjà parler de lui avant 1960 par d'inesthétiques images de développement excessif d'algues bleues ("fleurs d'eau"), connaît depuis 1972 une diminution constante du phosphore. La teneur moyenne, quoiqu'ayant diminué de son maximum de 500 mg/m<sup>3</sup> à des valeurs inférieures à 100 mg/m<sup>3</sup>, demeure quatre fois supérieure au seuil critique. La redissolution du phosphate provenant de l'ancien sédiment a atteint un minimum. Seules les réserves de sédiment frais peuvent être mobilisées lors des phases d'anaérobiose de l'hypolimnion, qui se produisent encore régulièrement. Après l'introduction du 4ème degré d'épuration dans toutes les stations du bassin, une nouvelle amélioration du point de vue technique ne semble guère envisageable. Seules des mesures

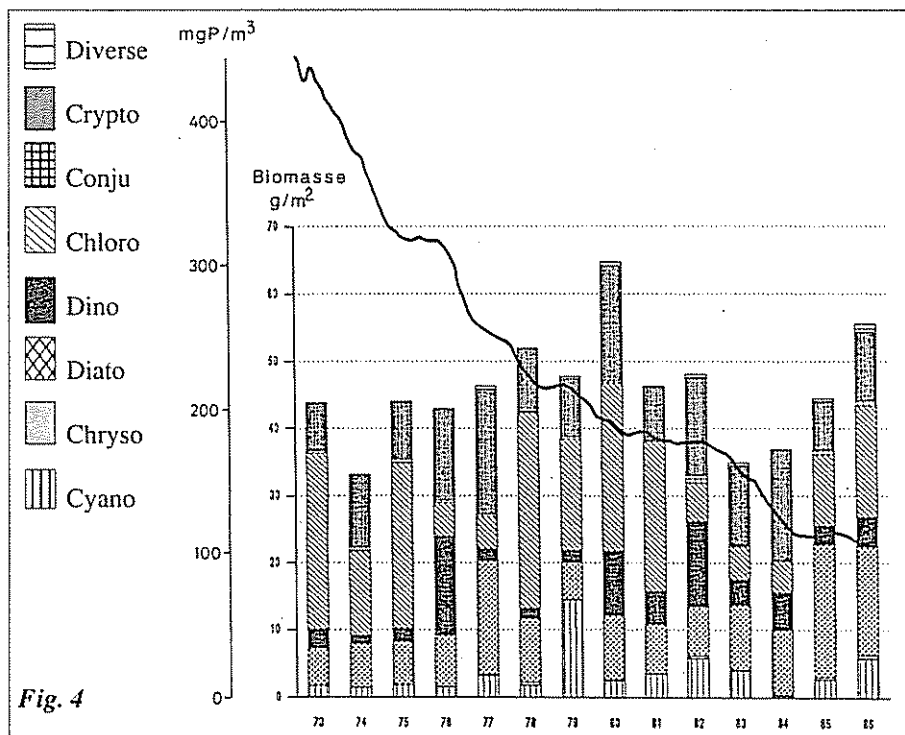
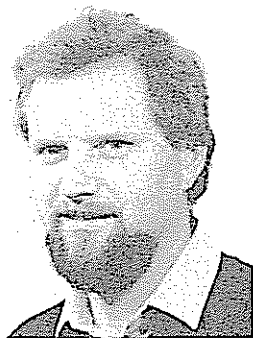


Fig. 4

Greifensee

*Biomassejahresmittel, aufgeschlüsselt nach Algenklassen, und Phosphatgehalte (gleitendes Mittel).*

*Moyennes annuelles de la biomasse, représentée par catégories d'algues, et teneurs en phosphates (moyenne mobile).*



*Dr. Hans-Rudolf Bürgi ist Biologe und Experte für Plankton-Ökologie. Er arbeitet an der EAWAG seit 1972 in der Abteilung Hydrobiologie/Limnologie.*

*Hans-Rudolf Bürgi est biologiste et expert en écologie du plancton. Il travaille à l'EAWAG depuis 1972 dans le département hydrobiologie/limnologie.*

d'assainissement internes au lac et des pratiques agricoles consciencieuses permettront de nouveaux progrès.

En dépit de ces énormes améliorations, la biologie du lac n'a pratiquement pas encore réagi. La durée des maxima a certes raccourci, mais on observe chaque année encore plusieurs fortes poussées de croissance, accompagnées des perturbations qui en découlent au niveau de la végétation. Par rapport à la situation d'il y a vingt ans, la tendance à la formation de fleurs d'eau a quand même diminué, malgré un nouvel accroissement récent de leurs principaux agents. D'une manière générale, l'absence de fleurs d'eau observée dans les lacs étudiés ici peut s'expliquer par le rapport N/P: celui-ci s'est accru parce que les techniques d'épuration des eaux usées étaient exclusivement axées sur la réduction du phosphore. Ainsi, on n'y observe plus aucune situation pauvre en azote, comme en présentent encore parfois les lacs hautement eutrophes à la fin de l'été et en automne. Les Algues bleues, capables de fixer l'azote, perdent alors leur avantage au niveau de la sélection et la suprématie revient à d'autres groupes d'algues, en l'occurrence les Algues vertes. Les Cryptomonades sont aussi présentes en grand nombre dans le Greifensee, de même que les Diatomées au printemps. Leur croissance estivale peut être limitée par les silicates. Ceux-ci ne sont en effet pas fournis

quantité aussi importante comme c'est le cas pour les lacs préalpins dont les bassins versants sont formés entre autres de roches cristallines.

CONCLUSIONS

Les lacs révèlent aussi leur caractère particulier par leur réaction face à la diminution des substances nutritives.

Le déroulement et la rapidité de l'amélioration dépendent notamment de la structure de la biocénose (disparition de certaines espèces clés, excédent de zooplancton, etc.). Dans un lac oligotrophe, une véritable limitation du phosphore n'est possible qu'au moment où les réserves de phosphore provenant de la période de circulation sont consommées. En raison de la réduction de l'apport de P, la période caractérisée par une concentration de phosphore limitant la croissance se prolonge, du fait que son début est déplacé de la fin de l'été vers le printemps.

La situation des lacs assainis diffère radicalement de leur état antérieur, même si l'apport en phosphore reste identique: les fortes précipitations, telles qu'elles se sont répétées en 1987, mettent en marche les déversoirs d'orages des stations d'épuration, tandis que par temps sec, le rendement des stations est optimale. Aujourd'hui, les substances nutritives parviennent donc dans le lac par à-coups, alors qu'autrefois, elles étaient amenées régulièrement mais à des concentrations faibles.

Par conséquent, d'autres algues peuvent aussi en profiter, comme les petites algues capables de se reproduire rapidement. Les différentes des espèces et la biomasse des algues peuvent réagir de manière totalement différente aux modifications des substances nutritives. L'ensemble de la structure trophique est déterminé par l'offre à la base, parfois de façon indirecte via certains paramètres (0<sub>2</sub>).

On peut désigner comme critère de l'assainissement total d'un lac l'indépendance de la production d'algues vis-à-vis de situations météorologiques exceptionnelles (pendant la période principale de végétation). L'intensité et la fréquence des phases de "transparence" dues à une interaction biologique révèlent un important approvisionnement supplémentaire en algues "fourragères" durant la période de développement du zooplancton; en effet, la transition entre la période où le développement des algues limitée par la lumière et par les nutriments et la période de développement du zooplancton, qui nécessite des températures supérieures, exige un approvisionnement important en substances nutritives en avril/mai. Les réserves provenant de la circulation hivernale sont relativement vite épuisées, d'autant plus que le plancton printanier ne lésine pas sur les substances nutritives.

[1] Ambühl, H. und Florin, J. (1978): Schlussbericht über die interkantonale limnologische Untersuchung des Walensees 1967-1976. EAWAG-Auftrag 23-3835, 1-103  
 [2] Zimmermann, U. (1984): Phosphorkonzentration und Phytoplanktonbiomasse am Beispiel des Seensystems Walensee-Zürichsee der Jahre 1974 -1984. Jahresbericht AWBR 1984, 16, 121-141.  
 [3] Auerbach, M., Maerker, W. und Schmalz, J. (1926) Hydrographisches-biologische Bodensee- Untersuchungen II, Verh. Naturw. Ver. Karlsruhe, 30, 1-128.  
 [4] Einsle, U. (1987): Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972-1985) und Untersee-Gnadensee und Rheinsee (1974-1985). Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, 37, 1- 103.

# WIEDERANSIEDELUNG DER KLEINORGANISMEN IM RHEIN NACH DEM BRAND IN SCHWEIZERHALLE VOM 1. NOVEMBER 1986

Fred Stössel

## 1. EINLEITUNG

Während im November 1986 in einer ersten Bestandesaufnahme die Schädigung der Kleinorganismen des Rheins (Makroinvertebraten, Fischnährtiere) festgestellt wurde, galt es beim Folgeprogramm, die (zu erwartende) Wiederbesiedlung des Flussbodens zu verfolgen. Die Resultate dieses Programms sollten über die Dokumentation der Wiederansiedlung hinaus auch für die Bearbeitung der fischereibiologischen Fragen, insbesondere der Neuetablierung der Futterbasis benützt werden können. Diese Forderung bedingte, dass die Wiederbesiedlung nicht nur qualitativ (Vorkommen der Arten), sondern auch quantitativ (Individuen/Flussbodenfläche) zu überwachen sei, was gegenüber der ersten Untersuchung den technischen Aufwand wesentlich erhöhte.

Ueber die erste Zeit der Untersuchungen dieses Ueberwachungsprogramms (Dezember 1986 und März 1987) wird hier berichtet.

## 2. STELLENWAHL

Die erste Bestandesaufnahme (mit Netz, semiquantitativ) wurde an 7 Querprofilen [1] ausgeführt. Für die wesentlich arbeitsintensiveren, quantitativeren Folgeuntersuchungen musste die Anzahl der Probenahmestellen auf drei Transekte eingeschränkt werden (Referenzstelle, Auhafen, Dreirosenbrücke).

Die Referenzstelle - oberhalb des Löschwasserzuflusses gelegen - liefert Informationen über die zur Zeit im System vorhandenen Arten. Sie ist dadurch ein Anhaltspunkt für die im Wiederbesiedlungsbereich zu erwartenden Tierarten. Diese Probenahmestelle wurde oberhalb des Löschwassereinflusses beim Flusskilometer 159 festgelegt. Eine Stelle oberhalb des Kraftwerkes von Birsfelden bei Flusskilometer 161, eignete sich als einzige in diesem Bereich für die Untersuchung an Fliesswasserorganismen. Weiter unten ist die Stauwirkung bereits zu gross, so dass Fliesswassertiere natürlicherweise nicht oder nur in geringerer Häufigkeit vorkommen können.

Im Bereich der Stadt Basel wurde die benthale Fauna auf der ganzen Flussbreite vergiftet (Fig. 1). Dieses Gebiet maximaler Schädigung muss im Hinblick auf die Wiederbesiedlung besonders aufmerksam beobachtet werden. Von den 3 im November 1986 unterhalb des Kraftwerkes Birsfelden untersuchten Stellen eignete sich diejenige an der Dreirosenbrücke (km 168) am besten, da der Rhein an dieser Stelle überall etwa gleich tief ist und einen mit Geröll bedeckten Grund aufweist. An den anderen Stellen sind die äusseren Verhältnisse eher ungünstig. So ist die Flusssohle im Bereiche des Dreiländerecks zum Teil schlammig und an der Schwarzwaldbrücke teilweise ohne Gerölle.

## 3. METHODIK DER PROBENAHME

Schon im November war zwischen den Proben ober- und unterhalb des Birsfelder Kraftwerkes ein deutlicher Unterschied festzustellen. Oberhalb war die Benthalfauna nur auf der schweizerischen Seite, etwa bis zur Flussmitte, geschädigt (Fig. 1). Der deutsche Uferbereich war nicht von der Giftwelle erreicht worden, weshalb von dort mit einer raschen Rekolonisation des Benthos durch die wirbellosen Kleinlebewesen gerechnet werden konnte. Voraussetzung dafür war allerdings eine von Giftrückständen freie Gewässersohle. Im Zeitraum unserer Probenahme im Dezember 1986 wurde der Gewässergrund unterhalb des Auslaufes der Sandoz (T 26) durch Taucher gereinigt. Infolge dieser Absaugarbeiten erschien es uns angezeigt, das Querprofil unterhalb des Auhafens (km 161) nicht zu beproben, um unseren Taucher den möglicherweise durch die Reinigungsarbeiten aufgewirbelten Schadstoffen nicht aussetzen zu müssen. Für den Vergleich mit den Daten der Märzproben dienen daher diejenigen der ersten Probenahmen im November. Deshalb wurde für die Märzproben im Auhafen ebenfalls die Netzfangmethode wie im November angewandt. Die Resultate, welche zwar qualitativ mit allen anderen vergleichbar sind, sind aber nur halbquantitativ. An den beiden anderen Stellen hingegen wurden nebst den erforderlichen qualita-

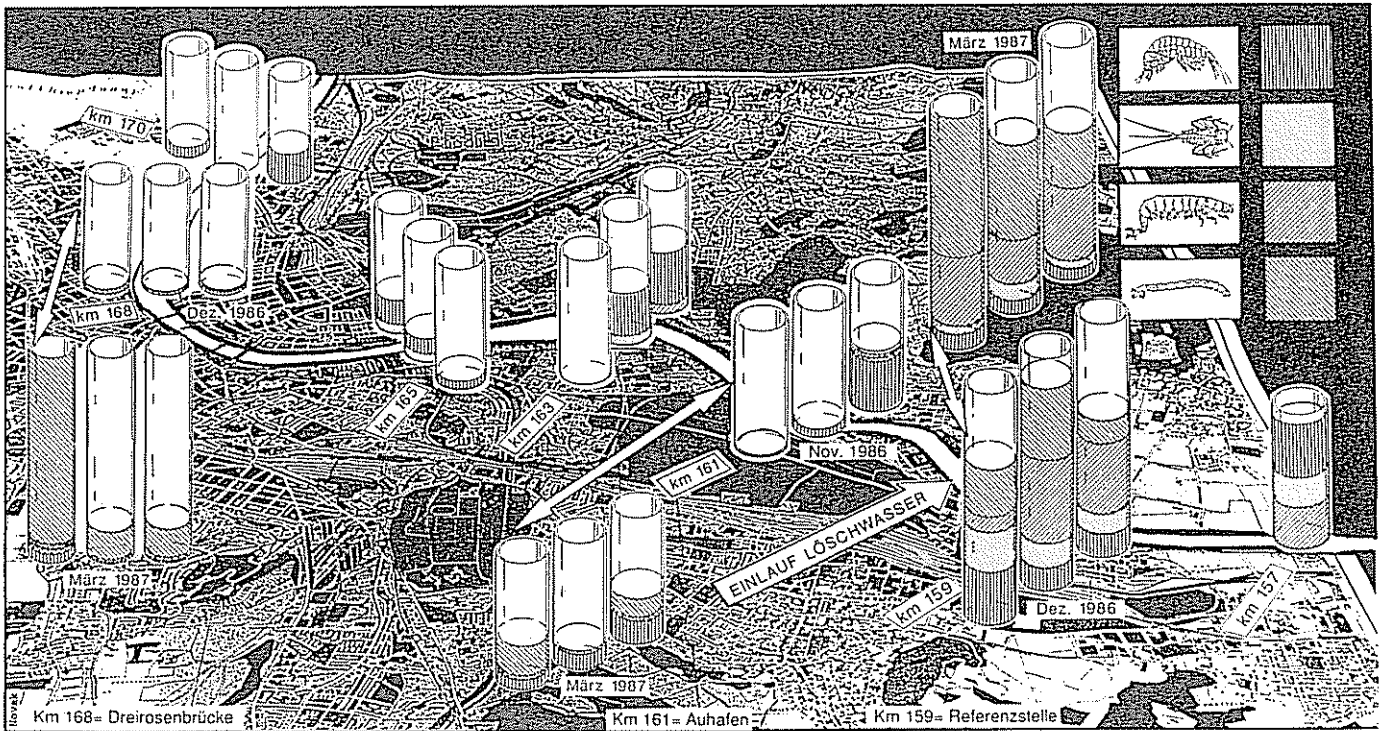
tiven auch streng quantitative Proben erhoben. Das Prinzip dieser Probenahme besteht darin, ein abgegrenztes Areal zu untersuchen. Dazu wird ein schweres, rundes Segment von einem Fuss Durchmesser auf dem Flussboden abgestellt. Der Taucher wühlt nun durch eine Oeffnung im sonst oben abgeschlossenen Segment den Boden auf, so dass die aufgeschreckten Tiere durch die Strömung in ein am Segment (in Flussrichtung) angebrachtes Netz getragen werden. Da die Strömung z.T. gering war, wurde das aufgewirbelte Material zusätzlich mit einer Saughebevorrichtung in ein Netz auf dem Probenahmeboot gesogen. Die Beprobung eines derart kleinen Areals ergibt im Einzelfall einen zu grossen systematischen Fehler, weshalb sie je 12mal im linken, mittleren und rechten Drittel des Querprofils wiederholt wurde. Dies ergab insgesamt 36 Proben über das gesamte Querprofil, d.h. gesamthaft die Benthalfauna einer Fläche von ungefähr drei Quadratmetern (2.627 m<sup>2</sup>).

## 4. PROBENVERARBEITUNG

Die Proben wurden sofort an Land gebracht und die lebenden Tiere herausgelesen und in Formaldehydlösung konserviert. Diese grob vorsortierten Proben wurden am Abend an der EAWAG in den 4 °C-Raum gestellt und in den darauffolgenden Tagen durch ein zweites Biologenteam noch genauer durchgemustert. Die vorgefundenen Tiere wurden konserviert, bestimmt und gezählt. Die so erhaltenen Faunalisten wurden zur weiteren Verarbeitung im Computer abgespeichert.

## 5. RESULTATE UND INTERPRETATION

Das Löschwasser hatte vor allem die (entwicklungsgeschichtlich gesehen) höher entwickelten Vertreter der Gliedertiere massiv geschädigt. Im untersuchten Rheinabschnitt sind dies der Bachflohkrebs (*Gammarus*), die Eintagsfliegenlarve *Heptagenia*, die Köcherfliegenlarve *Hydropsyche*, und die Zuckmücken der Familie Chironomidae, welche als Fischnährtiere wichtig sind. Auf die Resultate der ersten Unter-



**Fig. 1**  
*Relative Tierhäufigkeiten unmittelbar nach dem Brand und einige Monate später.* In dieser Figur sind die Fundhäufigkeiten von 4 Tiergruppen (Amphipoda, Ephemeroptera, Trichoptera, Diptera) der Probendurchgänge als Füllhöhen von Zylindern dargestellt. Dabei stammen die Daten für die einzeln stehenden Zylindergruppen (km 170 = Dreiländerecke, km 165 = Schwarzwaldbrücke, km 163 = Birsfelden, km 157 = einzelne Referenz) aus den Novemberproben, die übrigen aus den Dezemberproben, bzw. Märzproben. Aus den in Abschnitt 3 umrissenen Gründen konnte an den drei vorgesehenen Transekten (km 168 = Dreirosenbrücke, km 161 = Auhafen, km 159 = Referenzstelle) nur an zwei Orten qualitative und quantitative Proben erhoben werden (km 168, km 159).

*Fréquences relatives d'animaux immédiatement après l'incendie et quelques mois plus tard. Sur cette figure, les hauteurs de remplissage des cylindres représentent les fréquences de quatre groupes d'animaux (Amphipodes, Éphéméroptères, Trichoptères, Diptères) observées au cours des prélèvements. Les données fournies par les groupes de cylindres isolés résultent des analyses de novembre 1986 (km 170 = Dreiländerecke, km 165 = Schwarzwaldbrücke, km 163 = Birsfelden, km 157 = référence isolée); les autres données proviennent des prélèvements de décembre et de mars. Pour les raisons invoquées dans le paragraphe 3. seuls deux (km 168 et km 159) des trois sites prévus (km 168 = Dreirosenbrücke, km 157 = Auhafen, km 159 = site de référence) ont permis de prélèvements qualitatifs et quantitatifs.*

suchung im November 1986 wird in diesem Artikel nicht umfassend eingegangen, es werden lediglich einige wesentliche Feststellungen wiederholt. Da das Löschwasser bis zum Birsfelderstau linksufrig abfloss, beschränkte sich die Schädigung der Arthropodenfauna auf die linke Rheinseite. Unterhalb des Kraftwerkes war ebenfalls ein Schädigungsgefälle von links nach rechts sichtbar. Der Gradient war jedoch erheblich schwächer als oberhalb des Staues, d.h. ein Teil der Löschwasser-gifte war auch auf der rechten Seite wirksam. Vor allem die Insekten, und darunter die häufige Köcherfliege *Hydropsyche*, wurden sehr stark dezimiert. Die Schädigung der Bachflohkrebse fiel etwas geringer aus, muss aber immer noch als stark bezeichnet werden (Fig. 1).

Ebenfalls in Fig. 1 sind die Resultate der nur noch an 3 Transekten durchgeführten Tauchproben gezeigt. Dabei ist zu

beachten, dass aus den bereits dargelegten Gründen als Ausgang der Wiederbesiedelung im Auhafen die Netzfänge des Novembers herangezogen wurden und nicht streng quantitativ sind.

Ein Vergleich mit den Angaben aus anderen Profilen ist somit nur qualitativ möglich. Für das Profil im Auhafen erübrigt sich der Vergleich mit dem Referenzprofil, da in diesem Transekt die Probe aus dem rechten Drittel des Flusses als Referenz betrachtet werden kann. Ein quantitativer Vergleich der drei Auhafen-Proben untereinander ist statthaft, da sie mit derselben Methode erhoben wurden. Bei allen Vergleichen zwischen Dezember- und Märzproben ist jedoch immer auch zugleich der betreffende Referenzzustand mit einzubeziehen. Dieser zweite Quervergleich gibt uns über die zur Zeit im Wasser vorkommenden Tierarten oder -gruppen Auskunft. Die Referenzbiozönose gibt uns hiermit

zwei Hinweise, nämlich:

1. Welche Invertebraten im geschädigten Flussabschnitt überhaupt vorkommen können und
2. welche Arten sich zur Zeit als Larven im Wasser vorfinden: damit ist mit hoher Wahrscheinlichkeit gesichert, dass diese Insekten später wieder vorkommen.

Da die Referenzstelle nicht allzuweit vom geschädigten Rheinschnitt entfernt sein durfte, war es nicht möglich, sie so auszuwählen, dass alle äusseren Gegebenheiten restlos mit der zu prüfenden Probestelle übereinstimmen. So ist z.B. die Gewässertiefe im Bereiche der Referenz durchwegs grösser und die Strömungsgeschwindigkeit geringer als bei der Dreirosenbrücke. Gegenüber der Stelle im Auhafen ist die Strömungsgeschwindigkeit grösser und die Tiefe geringer. Diese Unterschiede erschweren die Interpretation, lassen sich aber nicht vermeiden.

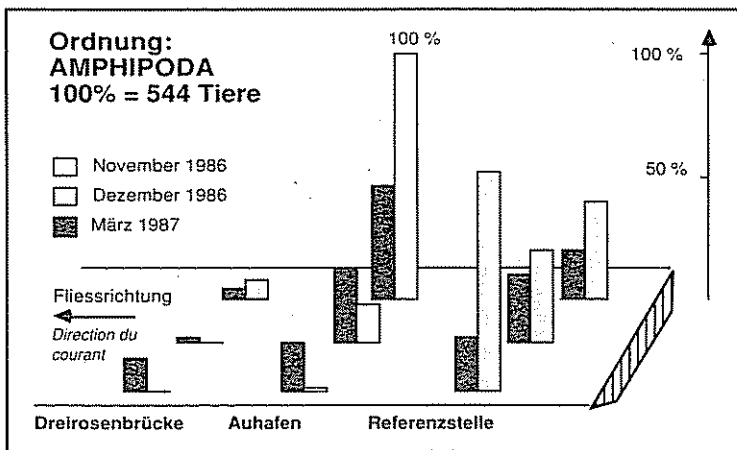


Fig. 2

Säulendarstellung der Wiederbesiedelung des Rheines durch die Amphipoda (Flohkrebse) an 3 Querprofilen. An der Referenzstelle und der Dreirosenbrücke beziehen sich die gefundenen Tieranzahlen je auf eine Bodenfläche von 0,875 m<sup>2</sup>. Im Auhafen basieren die Anzahlen auf je 6 Netzfängen, welche den Ertrag etwa derselben beprobten Bodenfläche ergeben wie bei den streng quantitativen Probenahmen. Es gilt auch zu berücksichtigen, dass bodenbewohnende Invertebraten nie gleichmässig verteilt über einen Fließgewässerboden vorkommen, sondern unregelmässig in kleineren oder grösseren Ansammlungen.

Représentation en colonnes du repeuplement du Rhin par les Amphipodes à trois sections transversales. Au site de référence et au Dreirosenbrücke, les populations dénombrées concernent, à chaque fois, une surface de 0,875 m<sup>2</sup>. Dans l'Auhafen, les chiffres se basent sur six prises au filet, qui correspondent à peu près aux quantités prélevées lors d'échantillonnages quantitatifs rigoureux. Il faut aussi se rappeler que les invertébrés qui peuplent le fond ne se répartissent jamais de manière uniforme, mais se regroupent en communautés de taille variable.

### 5.1. ABSCHNITT OBERHALB DES KRAFTWERKES BIRSFELDEN

Wie erwartet, erfolgte die Wiederbesiedlung des Benthos oberhalb und unterhalb des Kraftwerkes Birsfelden unterschiedlich. Die Intensität der Rekolonisation war wegen der ungeschädigten Gewässerabschnitte oberhalb und rechts wesentlich grösser als im Abschnitt der Stadt Basel.

Die Figuren 2 bis 5 zeigen diese rasche Wiederbesiedlung des linken Ufers. Die allgemein agilen Flohkrebse, Eintagsfliegen und Zuckmücken erreichten bereits im März Besiedlungsdichten, die mit jenen auf der rechten Rheinseite vergleichbar sind. Hingegen hatte sich damals die Köcherfliegengattung *Hydropsyche* noch nicht im linksufrigen und mittleren Bereich des Auhafens angesiedelt. Die Fig. 4 zeigt jedoch, dass sie im Referenzbereich auch links sehr stark vertreten ist. Gründe für ihr bisheriges Fehlen in diesem Bereich sind nicht sicher anzugeben. Eine gewisse Rolle spielt die Tatsache, dass *Hydropsyche*-Larven verhältnismässig wenig beweglich sind, während die beiden anderen Insekten-Ordnungen auch als Larven eine recht hohe Mobilität besitzen. Ferner sind die Störungen im Bereiche des Auhafens durch den Schiffsverkehr sowie eine mögliche Abdriftung von Giftrückständen zusammen mit kleinen organischen Partikeln, welche durch die *Hydropsyche* in Fangnetzen eingefangen und gefressen werden, als Ursache denkbar. Genauere Aussagen sind jedoch erst nach der nächsten Flugperiode und der Eiablage durch diese Insekten

möglich. Einen möglichen Einfluss hatte auch die durchschnittlich niedere Wasserführung im vergangenen Winter und die damit verbundene geringe Fließgeschwindigkeit auf die Verfrachtung dieser Larven.

Nicht erklärbar ist auch das Fehlen der Diptera in der Flussmitte. Diese Ordnung setzt sich im Rhein vorwiegend aus Vertretern der Zuckmücken (*Chironomidae*) zusammen. Es ist aber zu erwarten, dass die Zuckmücken sehr bald die Rheinmitte wieder besiedeln werden, da sie infolge ihrer grossen Artendiversität praktisch in jedem Gewässer vorkommen.

### 5.2. ABSCHNITT UNTERHALB DES KRAFTWERKES BIRSFELDEN

In diesem geschädigten Abschnitt gestaltet sich die Wiederbesiedlung wesentlich langsamer. Dies wird verständlich wenn man die Besiedlungsmechanismen und die Tierreservoirs mit einbezieht. Während der basellandschaftliche Abschnitt oberhalb der Schädigung ein intaktes Reservoir besitzt und daher lebendes Ersatzmaterial nachliefern kann, stellt im baselstädtischen Teil das Kraftwerk Birsfelden für die Wiederbesiedlung eine Barriere dar. Die Besiedlung von Fließgewässern erfolgt oft durch die sogenannte Drift. Es ist dies eine Verfrachtung von Organismen durch die Strömung. Vor dem Birsfelderstau ist die Fließgeschwindigkeit auf einer längeren Strecke sehr gering, wodurch die Verfrachtung von Tieren stark erschwert, wenn nicht sogar verunmöglicht wird. Die im Durch-

schnitt kleinen Abflussmengen des Winters 1986/87 verstärkten diesen Einfluss, der die Wiederbesiedlung der unterhalb liegenden Fließstrecke behinderte und ausserdem wurde wie üblich das Flusswasser bis zu 1550 m<sup>3</sup>/s gesamthaft über die Turbinen geleitet, sodass es als Driftvehikel ausfiel. Nur während einer sehr kurzen Zeit wurde in der fraglichen Periode ein Abfluss von 1700 m<sup>3</sup>/s registriert (nach Angaben des Kraftwerkes Birsfelden). Somit dürfte der obenliegende Hochrhein während der Periode Dezember 1986 bis März 1987 nur wenig an die Wiederbesiedlung des baselstädtischen Abschnittes beigetragen haben.

Die Fig. 2 bis 5 zeigen, dass die 4 für die Fischnahrung wesentlichsten Makroinvertebraten-Ordnungen das linke Flussdrittel stärker rekolonisierten als das mittlere und das rechte Drittel. Frühere Arbeiten aus der Universität Basel in den Jahren 1980-1983 [3, 4, 5] zeigen, dass eine Drift aus der Birs mit grosser Wahrscheinlichkeit als Ursache dieser beschleunigten Wiederbesiedlung nicht in Frage kommt. Auch in diesen Untersuchungen ist einmal die eine und einmal die andere Seite dichter durch die Arthropoden besiedelt. Ganz generell kann gesagt werden, dass auch die wieder ansässigen Fische einen Frassdruck auf die (gerade im baselstädtischen Bereich noch geringen) Makroinvertebratendichten ausüben konnten. Ebenso weisen die durchschnittlich noch sehr kleinen Larven darauf hin, dass es sich vorwiegend um Tiere dieses Frühjahres handelt. Dies bedeutet, dass mindestens ein Teil der

Fortsetzung Seite 16

# REPEUPLEMENT DU RHIN PAR LES MACRO-INVERTEBRES APRES L'INCENDIE DE SCHWEIZERHALLE DU 1ER NOVEMBRE 1986

Fred Stössel

## 1. INTRODUCTION

Alors qu'en novembre 1986, un premier inventaire avait permis de constater l'ampleur des dégâts subis par les macro-invertébrés du Rhin (base alimentaire pour poissons), il s'agit, dans le programme subséquent, de suivre le repeuplement (escompté) du fond du fleuve.

Au-delà des informations sur le repeuplement, les résultats de ce programme devraient également permettre de répondre aux questions ichtyobiologiques, concernant en particulier le rétablissement des bases alimentaires. Cet impératif impliquait que le contrôle du repeuplement soit non seulement qualitatif (présence d'espèces) mais aussi quantitatif (individus/surface du fond), ce qui augmentait sensiblement les exigences techniques par rapport aux premières analyses.

Le présent exposé porte sur la première phase du programme de contrôle (décembre 1986 à mars 1987).

## 2. CHOIX DES EMPLACEMENTS

Le premier inventaire (semi-quantitatif, avec filet) avait été effectué selon sept profils transversaux [1]\*. La série suivante d'analyses plus quantitatives a entraîné un surcroît de travail; par conséquent le nombre d'emplacements de prélèvement a dû être limité à trois sections (emplacement de référence, Auhafen, Dreirosenbrücke).

L'emplacement de référence - en amont du lieu de déversement des eaux d'extinction - fournit des informations sur les espèces présentes actuellement dans le système. Il constitue donc un point de repère quant aux espèces escomptées dans la zone de repeuplement. Ce site de prélèvement a été fixé en amont du lieu de déversement des eaux d'extinction, c'est-à-dire au kilomètre 159 du fleuve. Un emplacement situé au kilomètre 161 en amont de la centrale de Birsfelden était le seul dans ce secteur à se prêter à l'analyse des organismes. En aval, l'effet de la retenue est déjà trop grand de sorte que des organismes d'eaux courantes ne s'y installent pas naturellement ou sont représentés qu'en nombre limité.

Au niveau de la ville de Bâle, la faune benthique a été empoisonnée sur toute la largeur du fleuve (fig. 1)\*. Ce secteur de pollution maximale doit faire l'objet d'observations particulièrement attentives dans la perspective du repeuplement. Des trois sites analysés en novembre 1986 en aval de la centrale de Birsfelden, celui du Dreirosenbrücke (km 168) convenait le mieux, car le Rhin présente à cet endroit une profondeur à peu près homogène et un fond couvert de galets. Ailleurs, les conditions extérieures sont plutôt défavorables. Au niveau du Dreiländereck, par exemple, le fond est en partie vaseux et les galets sont partiellement inexistantes sous le Schwarzwaldbrücke.

## 3. METHODES DE PRELEVEMENT

Dès le mois de novembre, une différence notable a été constatée entre les prélèvements effectués en amont et en aval de la centrale de Birsfelden. En amont, la faune benthique n'était affectée que du côté suisse, jusqu'au milieu du fleuve environ (fig. 1). La rive allemande n'avait pas été atteinte par la vague de produits toxiques; de là, on pouvait donc espérer une rapide recolonisation du benthos par les invertébrés, à condition que le fond ait été exempt de tout résidu toxique. Pendant la période de prélèvement de décembre 1986, le fond du fleuve a été nettoyé par des plongeurs en aval de l'effluent de Sandoz (T26). Par suite de ces travaux d'aspiration, il nous a semblé opportun de ne pas analyser la section située en aval du Auhafen (km 161), afin de ne pas devoir exposer nos plongeurs aux substances toxiques éventuellement soulevées lors des travaux de nettoyage. La comparaison avec les données des prélèvements de mars porte donc sur les prélèvements initiaux de novembre. C'est la raison pour laquelle nous avons utilisé en mars dans le Auhafen la même méthode de prélèvement au filet. Les résultats, certes qualitativement comparables à tous les autres, ne sont toutefois que semi-quantitatifs. Aux deux autres sites, en revanche, des analyses rigoureusement quantitatives, complémentaires aux prélèvements qualitatifs nécessaires, ont été effectuées.

Le principe de ce prélèvement consiste à analyser une zone bien délimitée. A cet effet, un segment rond et lourd d'un diamètre d'un pied est déposé sur le fond du fleuve. Le plongeur racle alors le fond par une ouverture pratiquée dans ce segment, dont le dessus est par ailleurs fermé; ainsi, les animaux dérangés sont emportés par le courant dans un filet attaché au segment. Le courant étant parfois faible, le matériel soulevé était en plus aspiré à l'aide d'un dispositif de siphonnement jusque dans un filet installé à bord d'un bateau.

Comme le sondage d'une aussi petite zone, effectué isolément, entraîne une importante erreur systématique, le prélèvement a été répété à douze reprises aux tiers gauche, central et droit du profil transversal. 36 prélèvements ont ainsi été effectués sur l'ensemble du profil, c'est-à-dire l'ensemble de la faune benthique d'une surface d'environ trois mètres carrés (2,627 m<sup>2</sup>).

## 4. TRAITEMENT DES ECHANTILLONS

Les échantillons étaient immédiatement amenés sur la rive, les animaux vivants étaient triés et conservés dans une solution d'aldéhyde formique. Ces prélèvements grossièrement triés étaient placés le soir même dans une pièce à 4°C de l'EAWAG et faisaient ensuite l'objet d'un échantillonnage plus complet par une deuxième équipe de biologistes. Les animaux trouvés étaient conservés, déterminés et comptés. Les inventaires ainsi obtenus étaient alors stockés dans l'ordinateur en vue d'un traitement ultérieur.

## 5. RESULTATS ET INTERPRETATION

L'eau d'extinction avait surtout provoqué une intoxication massive des espèces supérieures d'arthropodes (du point de vue phylogénétique). Dans la section du Rhin analysée, il s'agit des Gammarus, de la larve de l'éphémère *Heptagenia*, de la larve du trichoptère *Hydropsyché* et de mouches de la famille des Chironomidés, qui constituent une ressource alimentaire importante des poissons. Le présent article ne porte pas sur le détail des analyses de novembre 1986; seules quelques observations essentielles y sont reprises. Comme les eaux polluées se sont écoulées le long de la rive gauche jusqu'à la retenue de Birsfelden, l'intoxication des arthropodes s'est limitée à la moitié gauche du Rhin. Une variation de la pollution se remarquait également de la gauche vers la droite en aval de la centrale. Toutefois, la gradient était nettement plus faible qu'en amont de la retenue, ce qui signifie qu'une partie des substances toxiques agissait aussi sur la moitié droite du fleuve. Les insectes surtout, et en particulier les *Hydropsychés*, trichoptères fréquent, étaient fortement décimés. Quoiqu'un peu plus limitée, l'intoxication des Gammarus devait quand même être considérée comme forte (fig. 1).

La figure 1 présente également les résultats des prélèvements effectués par plongée et limités à 3 transectes du fleuve. Il ne faut pas oublier à ce sujet que, pour des raisons déjà évoquées, les prélèvements réalisés au filet en novembre dans l'Auhafen ont été choisis comme point de départ du repeuplement et ne sont pas rigoureusement quantitatifs. Seule une comparaison qualitative est donc possible avec les indications fournies par d'autres profils transversaux. En ce qui concerne le profil de l'Auhafen, la comparaison avec le profil de référence est superflue, puisqu'à cet endroit, le prélèvement effectué au tiers droit du fleuve peut être considéré comme référence. Une comparaison quantitative est permise entre les trois prélèvements de l'Auhafen, réalisés selon la même méthode. Pour toute comparaison entre les résultats de mars et de décembre, il faut cependant tenir compte également de l'état de référence correspondant. Cette deuxième comparaison nous informe sur les espèces ou groupes d'animaux présents dans l'eau actuellement. La biocénose de référence nous fournit ainsi deux indications:

1. Les invertébrés capables de vivre dans le tronçon du fleuve en question.
2. Les espèces actuellement présentes à l'état de larve: ainsi, on peut affirmer que, selon toute vraisemblance, ces insectes seront à nouveau présents ultérieurement.

Comme l'emplacement de référence ne devait pas se situer trop loin du tronçon pollué, il n'était pas possible de le choisir de façon à ce que toutes les conditions extérieures concordent entièrement

\*Les figures 1, 2, 4 et 5, ainsi que les références se trouvent aux pages 12-17.

avec le site de prélèvement à contrôler. Ainsi, par exemple, la profondeur du fleuve est plus grande et la vitesse du courant plus réduite dans le secteur de référence qu'au niveau du Dreirosenbrücke. Par rapport au site de l'Auhafen, la vitesse du courant est supérieure et la profondeur moindre. Ces différences rendent difficile l'interprétation, mais sont inévitables.

### 5.1. TRONCON EN AMONT DE LA CENTRALE DE BIRSFELDEN

Comme prévu, le repeuplement benthique s'est déroulé de manière différente en amont et en aval de la centrale de Birsfelden. En raison des zones épargnées en amont et à droite, l'intensité de la recolonisation a été nettement supérieure à celle enregistrée au niveau de la ville de Bâle.

Les figures 2 à 5 montrent ce rapide repeuplement de la rive gauche. Généralement agiles, les Gammarus, les Ephémères et le Chironomidés atteignent dès le mois de mars des densités comparables à celles de la moitié droite du Rhin. En revanche, le genre des trichoptères *Hydropsyché* n'avait pas encore recolonisé la rive gauche et le milieu du fleuve au niveau de l'Auhafen. La figure 4 montre toutefois qu'elle est représentée en grand nombre dans la zone de référence, même dans la moitié gauche. Les raisons de son absence antérieure dans cette zone ne sont pas encore parfaitement éclaircies. Elle est dû en partie au fait que les larves d'*Hydropsyché* sont relativement peu mobiles en comparaison avec les deux autres ordres d'insectes. En outre, les perturbations créées au niveau du port par la circulation fluviale, de même que l'éventuelle dérive de résidus toxiques accompagnés de petites particules organiques attrapés et absorbés par l'*Hydropsyché* dans les filets de captage, constituent une cause plausible. Des informations plus précises ne seront cependant possibles qu'après la prochaine période d'envol et de ponte. Par ailleurs, le faible débit enregistré l'hiver dernier et, par conséquent, la vitesse d'écoulement plus lente ont peut-être influé sur le transport de ces larves.

On ne peut expliquer non plus l'absence des Diptères au milieu du fleuve. Cet ordre d'insectes se compose essentiellement dans le Rhin de représentants des Chironomidés. Il est toutefois probable que ces moucherons repeupleront prochainement le milieu du Rhin, car, en raison de leur grande diversité, ils sont présents dans pratiquement toutes les eaux.

### 5.2. TRONCON EN AVANT DE LA CENTRALE DE BIRSFELDEN

Le repeuplement se révèle beaucoup plus lent dans ce tronçon pollué. C'est compréhensible si l'on prend en considération les mécanismes de peuplement et les réserves animaux. Tandis que le secteur de Bâle-Campagne situé en amont du lieu de la pollution possède des réserves intactes et peut donc fournir de la matière vivante de recharge, la centrale de Birsfelden représente dans la partie de Bâle-ville une barrière pour le repeuplement. Le peuplement des eaux courantes s'effectue souvent par un phénomène de dérive. Il s'agit d'un transport d'organismes par le courant. Avant la retenue de Birsfelden, la vitesse d'écoulement est très réduite sur une assez longue

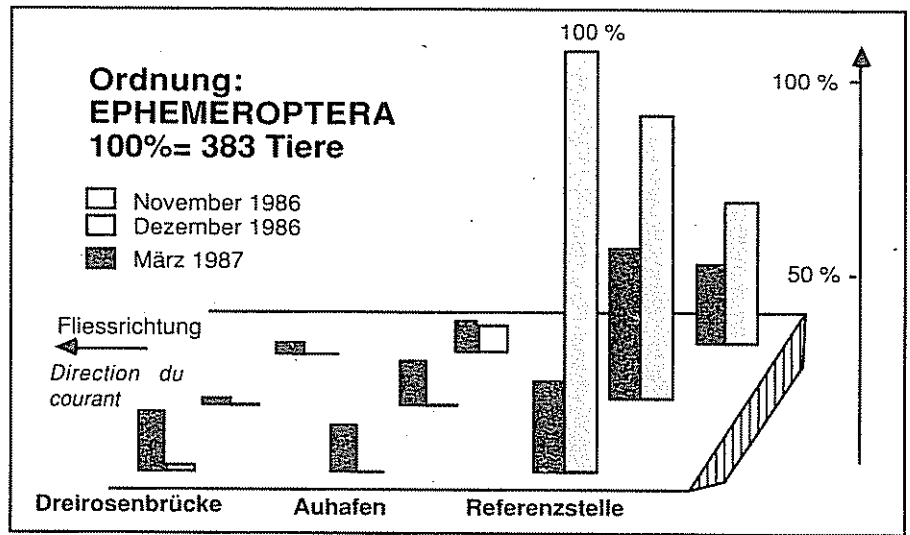


Fig. 3

Die sehr agilen Ephemeroptera (Eintagsfliegen) zeigen deutlich, dass eine zur Besiedelung freistehende Lebensstätte rasch angenommen wird. Die Fundhäufigkeiten entsprechen jedoch noch nicht einem abgeschlossenen Wiederbesiedelungsvorgang. Weiterer Text siehe bei Fig. 2.

distance, ce qui rend difficile, voire impossible le charriage d'animaux. Les débits en moyenne faible de l'hiver 1986/87 a renforcé cet effet, ce qui a empêché le repeuplement du fleuve en aval; de plus, jusqu'à un débit de 1'500 m<sup>3</sup>/s, l'eau du Rhin a été turbinée, comme d'habitude, ce qui a supprimé l'effet de dérive. Au cours de la période en question, un débit de 1'700 m<sup>3</sup>/s a été enregistré seulement pendant un laps de temps très court (selon les indications de la centrale de Birsfelden). Ainsi, entre décembre 1986 et mars 1987, le Rhin supérieur n'a sans doute apporté qu'une modeste contribution au repeuplement du fleuve au niveau de Bâle-Ville.

Les figures 2 à 5 montrent que les quatre ordres de macro-invertébrés les plus essentiels à l'alimentation des poissons ont plus densément recolonisé le tiers gauche du fleuve que les tiers médian et droit. Selon des études antérieures réalisées par l'Université de Bâle en 1980-1983 [3,4,5], un phénomène de dérive occasionné par la Birse ne peut vraisemblablement pas être considéré comme la cause de ce repeuplement accéléré. Même dans ces analyses, tantôt l'un tantôt l'autre côté présente une population plus dense d'arthropodes. D'une manière générale, on peut dire que les poissons réinstallés ont aussi pu exercer une pression alimentaire sur la population (encore peu dense au niveau de Bâle-Ville) des macro-invertébrés. De même la taille relativement petite des larves indique qu'il s'agit avant tout d'animaux du printemps dernier.

### 6. SYNTHÈSE

L'absence de repeuplement par charriage à l'époque des prélèvements de mars est imputable au bas régime des eaux et au faible courant. Cette situation s'est radicalement modifiée à la suite d'abondantes précipitations à partir de juin 1987. Entre le 7 et le 22 juin, la centrale de Rheinfelden a enregistré une moyenne journalière minimale de

Les Ephéméroptères montrent clairement que, de par leur agilité, ils repeuplent rapidement un espace vital disponible. Les fréquences décelées ne correspondent toutefois pas encore à un processus de repeuplement achevé. Cf. fig. 2.

1'928 m<sup>3</sup>/s le 13 et une valeur maximale de 3'037 m<sup>3</sup>/s le 16. Ces débits sont encore accrus avant Birsfelden par l'apport d'un affluent, l'Ergolz. Ainsi, les débits moyens se sont élevés à 2'460 m<sup>3</sup>/s pendant cette période à la hauteur de Rheinfelden. Ce débit a entraîné, au niveau de la retenue de Birsfelden, un accroissement sensible de la vitesse d'écoulement, supprimant donc au moins partiellement l'obstacle au phénomène de dérive. Il est probable, par conséquent, que les déficits encore enregistrés en mars dans la biocénose au niveau du Dreirosenbrücke ont été rétablis entre temps par charriage. Les larves d'*Hydropsyché*, nombreuses près du site de référence, étaient encore faiblement représentées en mars sous le Dreirosenbrücke. Comme ces larves sont plutôt mal transportées par dérive, il reste à espérer qu'elles y ont été entraînées par la crue du Rhin. Dans le cas contraire, on peut escompter, à partir de l'année prochaine, la présence d'une nouvelle génération d'*Hydropsyché*, répandue par les insectes adultes volants. En ce qui concerne les Gammarus, leur repeuplement a pu aussi s'effectuer par l'intermédiaire de jeunes animaux, car ces crustacés ne possèdent pas de cycle fixe de reproduction.

Il est prévu de faire paraître dans une publication séparée les inventaires complets établis aux trois emplacements de contrôle. Par ailleurs, les résultats des prélèvements de mars et de décembre ont été publiés dans un deuxième rapport intermédiaire [2].

Du point de vue phylogénique, les arthropodes sont plus évolués que les vertébrés inférieurs; par conséquent, ils sont nettement plus sensibles à certaines substances toxiques, en l'occurrence les esters phosphoriques présents dans l'eau d'extinction. On peut supposer que cette sensibilité accrue est liée avant tout au développement du système nerveux central; autrement dit, ces ani-

Suite page 17.

Insektengelege den Giftswall überstanden hatte.

## 6. ZUSAMMENFASSUNG

Dass zur Zeit der Märzproben eine Neubesiedlung durch Verfrachtung noch nicht eingetreten war, ist auf die geringen Abflussmengen bzw. die schwache Strömung zurückzuführen. Diese Situation hat sich mit den ausgiebigen Niederschlägen ab Juni 1987 grundlegend verändert. Im Kraftwerk Rheinfelden wurde zwischen dem 7.6. und dem 22.6.87 ein minimales Tagesmittel von 1928 m<sup>3</sup>/s gemessen (13.6.87) und am 16.6.87 ein maximales Tagesmittel von 3037 m<sup>3</sup>/s. Diese Werte erhöhen sich bis Birsfelden noch um den Betrag des Ergolz-Zuflusses. Somit sind in diesem Zeitraum auf der Höhe von Rheinfelden durchschnittlich 2460 m<sup>3</sup>/s Wasser abgeflossen. Diese Menge bewirkte im Raume des Birsfelder-Staus eine erhebliche Erhöhung der Fliessgeschwindigkeit und damit mindestens eine teilweise Aufhebung der Driftverhinderung. Es kann damit gerechnet werden, dass die im März noch bestehenden Biozönosedefizite im Bereich der Dreirosenbrücke inzwischen durch Verdriftung aufgefüllt wurden. Die an der Referenzstelle häufigen *Hydropsyche*-Larven (Köcherfliegen) waren im März an der Dreirosenbrücke noch schwach vertreten. Da diese Insektenlarve durch Drift eher schlecht verfrachtet wird, bleibt abzuwarten, ob sie durch das Rheinhochwasser ebenfalls eingeschwemmt wurde. Andernfalls könnte eine neue, durch die fliegenden Adulttiere verbreitete Generation der *Hydropsyche* ab nächstem Jahr in diesem Abschnitt des Rheins erwartet werden. Bei *Gammarus* kann die Wiederbesiedlung auch über Jungtiere stattgefunden haben, da diese Flohkrebse keinen starren Vermehrungszyklus besitzen.

Es ist beabsichtigt, die vollständigen Faunalisten der 3 untersuchten Stellen in einer separaten Publikation nach einer weiteren Untersuchung im Dezember 1987 herauszugeben. Ferner sind die Resultate der Dezember- und Märzproben in einem zweiten Zwischenbericht herausgegeben worden [2].

Stammesgeschichtlich (phylogenetisch) gesehen, sind die Arthropoda (Gliedertiere) höher entwickelt als die niederen wirbellosen Tiere und daher auf gewisse Gifte, im vorliegenden Fall die im Löschwasser vorhandenen Phosphorsäureester erheblich empfindlicher. Es darf angenommen werden, dass diese erhöhte Sensibilität vor allem mit der Entwicklung des Zentralnervensystems zusammenhängt, dh. die Tiere werden gegenüber dem Ausfall eines Teils des zentralen Nervensystems immer empfindlicher.

Zusammenfassend können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

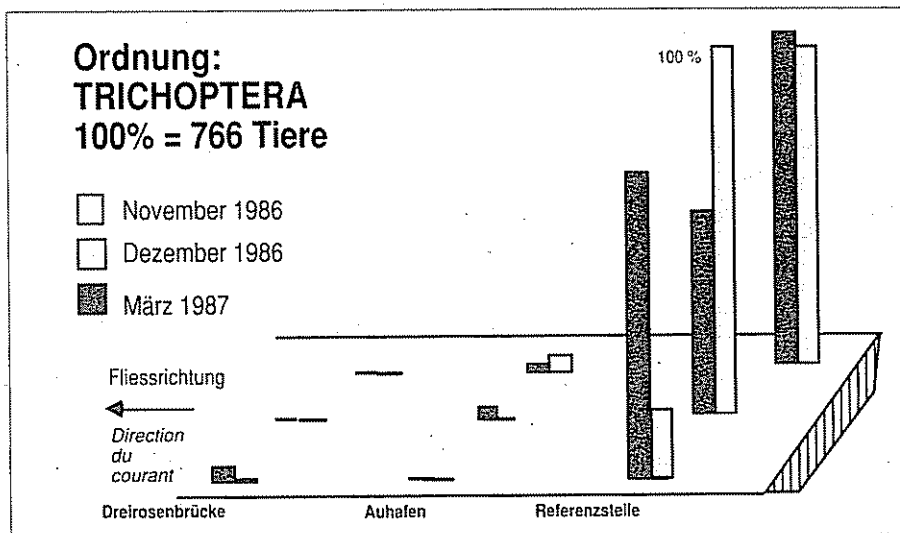


Fig. 4

Die *Hydropsyche* stellt den Leitorganismus bei der Ordnung Trichoptera (Köcherfliegen) im untersuchten Rheinabschnitt dar. Diese Köcherfliegenlarve ist relativ träge, dies zeigt sich deutlich an den beiden untersuchten Wiederbesiedlungstransekten.

1. Der geschädigte Rheinabschnitt oberhalb des Kraftwerkes Birsfelden hat sich bis auf eine Insektenordnung wieder erholt. Sonst liegen die Invertebratendichten der ungeschädigten rechten Rheinseite in der gleichen Grössenordnung wie auf der linken Seite vor. Die im Auhafen noch fehlende *Hydropsyche* (Trichoptera) ist auch auf der rechten Seite nur schwach vertreten, so dass sie als Fischnährtier in dieser Region auf beiden Flussseiten gegenwärtig nur eine geringe Rolle spielt.

2. Im baselstädtischen Abschnitt vollzieht sich die Wiederbesiedlung mit Ausnahme der Zuckmücken (Diptera) langsamer, dies deshalb, weil hier nur wenige Invertebratenreservoirs vorhanden sind, welche zur Wiederbesiedlung beitragen könnten. Wie die Fig. 2 bis 5 zeigen, waren die meisten Arthropoden durch das Löschwasser vernichtet worden, so dass als Reservoir nur Eigelege und möglicherweise in tieferen Schichten des Grundes überlebende Insekten-Eilarven in Frage kommen. Sofern der Frassdruck der wieder ansässigen Fische nicht zu stark wird, ist hier eine Normalisierung der Gammariden-Population möglich. Dies könnte bereits bis Herbst 1987 der Fall sein.

Die Gruppe der Diptera, welche sich vorwiegend aus Vertretern der Zuckmücken zusammensetzt, hat wieder eine ähnliche Bestandesdichte wie an der Referenzstelle erreicht. In dieser Gruppe scheint eine Wiederbesiedlung abgeschlossen zu sein. Die Bestandesdichte der übrigen Insektenlarven in diesem Abschnitt benötigt für ihre Zunahme eine neue Imaginalgeneration und die

Dans le segment du Rhin analysé, l'*Hydropsyche* constitue le principal représentant de l'ordre des Trichoptères. Cette larve de phrygane est relativement paresseuse, comme l'indique leur repeuplement au niveau des deux profils étudiés.

daraus resultierende Eiablage oder eine grössere Driftrate durch erhöhte Wasserabflüsse. Letzteres trifft vorwiegend für die Köcherfliegen (Trichoptera) zu.

[1] Stössel, F.: Bestandesaufnahme, ökologische Beurteilung, empfohlene Massnahmen und Absichten für weitere Untersuchungen nach dem Schadenfall Sandoz im Rhein bei Basel. Erster Zwischenbericht, EAWAG (1986), Seiten 13-21.

[2] Stössel, F.: Verhalten der Chemikalien im Rhein, biologischer Zustand und Wiederbelebung des Rheins nach dem Brand in Schweizerhalle. Zweiter Zwischenbericht (1987), in Zusammenarbeit mit Markus Ammann, dipl. Natw. (Faunistik und Computerbearbeitung), Ruth Beutler, dipl. Natw. (Faunistik und Computerbearbeitung), Heinrich Bühler, Dr. sc. nat. ETH (Computerprogramme), Sonja Gammeter (Faunistik), Barbara Jäckli, dipl. Natw. (Faunistik), Beatrice Jann, dipl. Natw. (Faunistik) und Boris Novak, dipl. Ing. (Graphik), Seite 48-64.

[3] Häfliger, T.: Limnologische Untersuchungen der Flüsse Rhein, Wiese und Birs bei Basel. Diplomarbeit Bot. Inst. Univ. Basel (1981).

[4] Rhyner, Beatrice: Limnologische Untersuchungen der Flüsse Rhein, Wiese und Birs bei Basel. Diplomarbeit Bot. Inst. Univ. Basel (1981).

[5] Marbach, Rita: Limnologische Untersuchungen der Flüsse Rhein, Wiese und Birs bei Basel. Diplomarbeit Bot. Inst. Univ. Basel (1983).

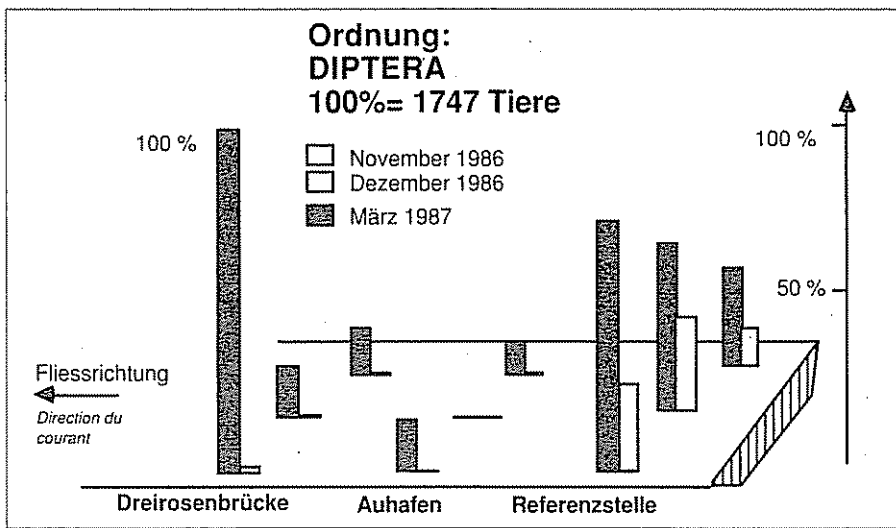


Fig. 5

Bei den Diptera (Fliegen und Mücken) stellen die Chironomiden (Zuckmücken) den Leitorganismus. In der Familie der Chironomidae ist eine sehr grosse Anzahl von Arten zusammengefasst, so dass mit einer relativ raschen Wiederbesiedelung gerechnet werden konnte.

maux deviennent de plus en plus sensibles face à une perturbation d'une partie de son système nerveux central.

En résumé, on peut tirer les conclusions suivantes:

1. A l'exception d'un ordre d'insectes, le secteur pollué du Rhin en amont de la centrale de Birsfelden s'est rétabli. Par ailleurs, les densités d'invertébrés sont du même ordre, aussi bien dans la partie gauche du Rhin que dans la partie droite, non polluée. L'*Hydropsyché* (Trichoptère), encore absente dans l'Auhafen, n'est que faiblement représentée du côté droit, de sorte qu'elle ne joue actuellement qu'un rôle modeste pour l'alimentation des poissons dans ce secteur, et ce des deux côtés du fleuve.

2. A la hauteur de Bâle-Ville, le repeuplement s'accomplit plus lentement, exception faite des Chironomidés (Diptères), car les réserves d'invertébrés susceptibles de contribuer au repeuplement y sont peu abondantes. Comme le

Chez les Diptères (mouches et moustiques), les Chironomidés constituent le principal représentant. La famille des Chironomidés regroupant un grand nombre d'espèces, on pouvait s'attendre à un repeuplement relativement rapide

montrent les figures 2 à 5, la plupart des arthropodes avaient été anéantis par l'eau polluée, de sorte que les seules réserves consistent en frai et éventuellement en larves d'insectes ayant survécu dans des couches inférieures du fond. Dans la mesure où la pression alimentaire des poissons réintroduits ne s'accroît pas, une normalisation de la population des Gammaridés est envisageable. Cela pourrait être le cas avant l'automne 1987.

Le groupe des Diptères, essentiellement composé de représentants des Chironomidés, a de nouveau atteint une densité semblable à celle du site de référence. Leur repeuplement paraît donc achevé. La densité de population des autres larves d'insectes dans ce secteur a besoin, pour s'accroître, d'une nouvelle génération reproductrice ou d'une dérive plus importante due à une augmentation du régime des eaux. Cette dernière condition s'applique surtout aux phryganes (Trichoptères).

Lic.phil. II Fred Stössel studierte an der Universität Zürich Zoologie im Hauptfach. Seit 1972 arbeitet er als wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Abteilung Hydrobiologie/Limnologie. Sein Hauptuntersuchungsgebiet ist die benthische Fauna von Fließgewässern und Seen.



M. Fred Stössel, lic. phil. II, a étudié la zoologie comme branche principale à l'Université de Zurich. Depuis 1972, il travaille en tant que collaborateur scientifique au département hydrobiologielimnologique de l'EAWAG. Son domaine de recherche principal est la faune benthique des eaux courantes et des lacs.

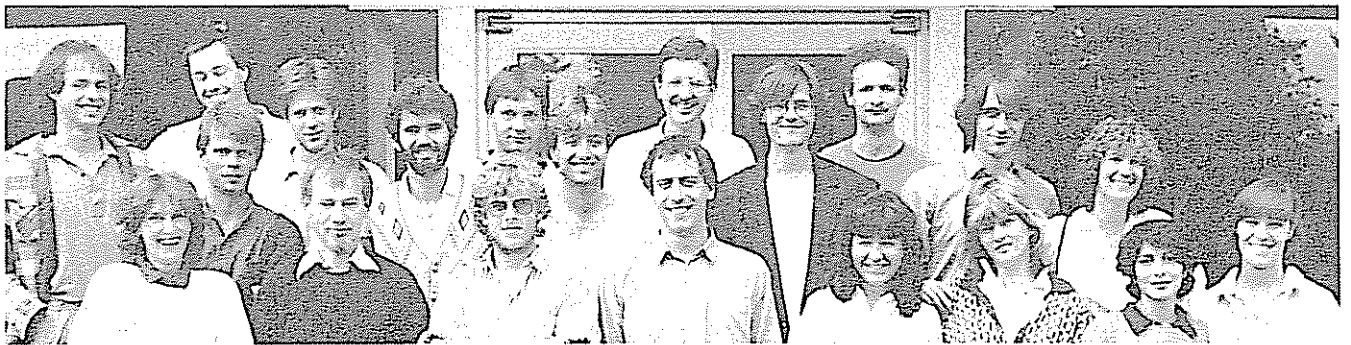
Neu:

**ROBERT KUMMERT UND WERNER STUMM**

**GEWÄSSERSCHUTZ UND UMWELT**

*Für Frauen und Männer an Technika, Mittel- und Hochschulen ohne umfangreiche naturwissenschaftliche Vorbildung sowie Fachleute in der Praxis.*

1988. vdf. Fr. 39.-



Teilnehmer des 7. Nachdiplomstudiums in Siedlungswasserbau und Gewässerschutz

Participants au 7<sup>ème</sup> cours de 3<sup>e</sup> cycle en génie sanitaire et protection des eaux

Jeweils von links nach rechts/ de gauche à droite: vorderste Reihe/ premier rang: Renate Krauss, Jakob Hedegaard, Patrick Höhener, Haroun Frick, Judith Kemmler, Slavica Prgommet, Mahnaz Schmeberger, Lea Locher-Azevedo;

Zweite Reihe/ second rang: Georg Furger, Urs Dietschi, Jürg Kappeler, Marcel Fisch, Thomas Walter, Nancy Dise;

Hinterste Reihe/ troisième rang: Paul Wersin, Manuel Elgorriaga, Martin Anderson, Thomas Wepf, Urs Kempf, Herbert Kessler.

Vom 27.9.- 1.10.87 wurde in der Kartause Ittingen bei Frauenfeld ein von der EAWAG und vom RIVM (Holland) organisierter internationaler Workshop zum Thema "Ökotoxikologie Anthropogener Chemikalien" durchgeführt. In 17 Vorträgen (siehe Programm) und in zahlreichen Diskussionen wurde versucht, die Problemstellungen der Ökotoxikologie zu konkretisieren, und Konzepte zur Beantwortung wichtiger wissenschaftlicher und praktischer Fragen im Zusammenhang mit der Umweltbelastung durch Chemikalien aufzuzeigen. Im Verlauf des Workshops haben wohl alle 90 Teilnehmer aus Industrie, Verwaltung und Hochschule erkannt, dass die Ökotoxikologie eigentlich keine neue Fächdisziplin ist, sondern dass Fragen bezüglich Auswirkungen von Chemikalien in Ökosystemen nur durch multidisziplinäre Zusammenarbeit von Biologen, Toxikologen, Chemikern, Physikern, Mathematikern, usw. beantwortet werden können.

So ist es zum Beispiel die Aufgabe von *Chemikern, Physikern und Mikrobiologen*, das Vorkommen, das Verhalten und den Transport von Chemikalien in der Umwelt qualitativ und quantitativ zu beschreiben, um so Aussagen über die Exposition von Organismen und Organismengemeinschaften machen zu können. Die Vorträge und Diskussionen in den Sessionen "Dynamics of chemical species in the environment" und "Biological transformations and evolution" zeigten, dass insbesondere das Verständnis für physikalische und chemische Prozesse in den letzten 10 Jahren stark zugenommen hat. Gewisse Aspekte bereiten jedoch immer noch grösste Schwierigkeiten. Dazu gehören u.a. die *Spezifizierung von Chemikalien*, d.h., die genaue Bestimmung in welcher Form (gelöst, komplexiert, sorbiert, etc.) eine Substanz in einem System vorliegt, und die *Quantifizierung biologischer Transformationen in der Umwelt*. Es wurde auch betont, dass der *Bildung von neuen, potentiell bedenklichen Substanzen als Folge mikrobieller Prozesse* viel zu wenig Beachtung geschenkt wird.

Im Verlaufe der Sessionen "Dynamics of ecosystems", "Testsystems and modelling of effects in ecotoxicology" und "Future concepts in ecotoxicology" wurde klar, dass wir auf diesen Gebieten heute erst am Anfang stehen. Zwar wurden in den letzten Jahren mit grossem Aufwand zahlreiche Testsysteme und

## Dynamics of chemical species in the environment

- W. Stumm*, EAWAG, Dübendorf (CH), Ecotoxicology of heavy metals
- L. Burns*, US Environmental Protection Agency, Athens (USA), Chemodynamics of organic pollutants
- D. Imboden*, EAWAG, Dübendorf (CH), Modelling of chemical species in the environment

## Biological transformations and evolution

- H.Y. Neujahr*, The Royal Institute of Technology, Stockholm (S), Uptake and degradation of organic pollutants
- J.C. Spain*, Air Force Engineering Laboratory, Florida (USA), Microbial adaption: effects on biodegradation of organic pollutants

## Dynamics of ecosystems

- U. Sommer*, Max-Planck-Institut für Limnologie, Plön (FRG), Response of phytoplankton communities to changing lake environments
- J.M. McGlade*, Museum of Zoology, Cambridge (UK), Evolution and self-organization in ecological systems
- W. Admiraal*, Nat. Inst. of Public Health, Bilthoven (NL), Ecosystem behaviour under stress
- L. Jaenicke*, Institut für Biochemie der Universität, Köln (FRG), Pheromonal signal system of algae

## Testsystems and modelling of effects in ecotoxicology

- M.E.Q. Pilson*, University of Rhode Island, Narragansett (USA), Increasing knowledge of nature: Example from enclosed ecosystems
- W. Klein*, Fraunhofer Institut, Schmallenberg (FRG), Traditional approaches in ecotoxicology
- J. Solbe*, Water Research Centre, Marlow (UK), Ecotoxicological testing and observation of pollutants in natural, semi-natural and artificial systems
- S.J. Broderius*, US Environmental Protection Agency, Athens (USA), Predictive approaches in ecotoxicology
- T. Aldenberg*, Nat. Inst. of Public Health, Bilthoven (NL), A modelling approach to the problem of indirect effects
- Ch. Schlatter*, ETH, Schwerzenbach, Institut für Toxikologie (CH), Role of classical toxicology in ecotoxicology

## Future concepts in ecotoxicology

- L. Landner*, Swedish Environmental Protection Board, Solna (S), Experimental approaches to predicting the fate and effects of chemicals in natural aquatic ecosystems: Conclusions from the ESTHER-Project.
- P. Sheehan*, Nat. Research Council of Canada, Ottawa (CAN), Ecotoxicology in practical terms

## Panel discussion

- F. Schmidt-Bleek* (FRG), *L. Burns* (USA), *C.J. van Leeuwen* (NL), *G. Persoone* (B), *P.J.*

### Programm des Ökotoxikologie-Workshops in Ittingen ( 27.9. - 1.10.1987)

Konzepte zur Voraussage der Ökotoxizität von Chemikalien entwickelt, grundlegende Erkenntnisse wurden jedoch nur wenige erworben. Insbesondere wurde allgemein vermerkt, dass aufgrund kurzfristiger Labortests mit Einzelorganismen nur sehr wenig über die Effekte von Chemikalien in Ökosystemen ausgesagt werden kann, da die genauen Wirkungsmechanismen von Chemikalien wie auch die Dynamik von Ökosyste-

men zu wenig bekannt sind. Auf dem Gebiete der Wirkungsmechanismen muss die klassische Toxikologie in Zukunft einen wichtigen Beitrag leisten. Alle und insbesondere die *Ökologen* wurden aufgerufen, *Konzepte zur Erkennung von Effekten von Chemikalien auf Organismenpopulationen und auf ganze Ökosysteme zu entwickeln*. Diese Fragen führten zu einer Grundsatzdiskussion, wie man Veränderungen an Ökosystemen überhaupt qualifizieren und quantifizieren könne und welche Qualitätsziele angestrebt werden sollen. Während einige Teilnehmer die Ansicht vertraten, es genüge, Änderungen der wesentlichen Funktionen eines Ökosystems (z.B. Pri-

märproduktion) zu erhalten, war die Mehrzahl der Teilnehmer der Meinung, dass der Struktur eines Ökosystems eine mindestens ebenso grosse Bedeutung zukommt. Im Zusammenhang mit chemodynamischen, aber auch ökologischen Fragestellungen wurde immer wieder auf die Bedeutung mathematischer Modelle in der Ökotoxikologie hingewiesen. Mathematische Modelle sind wichtige Instrumente für die Planung von Experimenten, für die Evaluation von Daten und Prozessen, und für die Uebertragung von Ergebnissen auf andere Systeme, d.h., für Verallgemeinerungen. Ausdrücklich gewarnt wurde hingegen davor, Modelle ohne *Kenntnisse der grundlegenden Me-*

*chanismen* zu entwickeln und Modellrechnungen als Ersatz für Messungen zu betrachten.

Neben der Vermittlung und Diskussion wissenschaftlicher Inhalte hat dieser Workshop zwei wichtige Zwecke erfüllt. Einerseits wurden *wichtige Wissenslücken auf dem Gebiet der Ökotoxikologie sichtbar* gemacht. Andererseits ist es gelungen, *Dialoge zwischen Naturwissenschaftlern verschiedener Disziplinen aus Grundlagenforschung und Praxis* zu fördern. Es bleibt nun zu hoffen, dass diese Dialoge weitergeführt werden, und dass der Workshop auch dazu beigetragen hat, die Forschung auf dem Gebiet der Ökotoxikologie zu stimulieren. □

## ECOTOXICOLOGIE DE SUBSTANCES CHIMIQUES ANTHROPOGENES

René Schwarzenbach et Josef Zeyer

Du 27 septembre au 1<sup>er</sup> octobre 1987 s'est déroulé à la chartreuse d'Ittigen, près de Frauenfeld, un atelier international organisé par l'EAWAG et le RIVM (Pays-Bas) et intitulé "écotoxicologie de substances chimiques anthropogènes". 17 exposés (cf. programme) et de nombreux débats ont permis de mieux concrétiser les problèmes écotoxicologiques et de proposer des concepts pour répondre aux importantes questions scientifiques et pratiques liées à la pollution de l'environnement par des substances chimiques. Au cours de cette manifestation, les 90 participants, issus de l'industrie, de l'administration et de l'université, ont tous reconnu que l'écotoxicologie ne constituait certes pas une nouvelle discipline, mais que les problèmes relatifs à la répercussion des produits chimiques sur les écosystèmes ne pouvaient être résolus que par le biais d'une collaboration multidisciplinaire entre les biologistes, toxicologues, chimistes, physiciens, mathématiciens, etc..

Il appartient par exemple aux *chimistes, aux physiciens et aux microbiologistes* de décrire l'apparition, le comportement et le transport de substances chimiques dans l'environnement d'un point de vue à la fois qualitatif et quantitatif, afin d'en tirer des informations sur l'exposition d'organismes et de communautés d'organismes. Les conférences et les débats organisés au cours des sessions "Dynamics of chemical species in the environment" et "biological transformation and evolution" ont révélé que la compréhension de processus physiques et chimiques en particulier a fortement progressé au cours des dix dernières années. Toutefois, certains aspects soulèvent

encore de très grandes difficultés. C'est le cas, par exemple, de la *spéciation des substances chimiques*, qui consiste à déterminer avec précision sous quelle forme (dissoute, composée, absorbée, etc.) une substance est présente dans un système, ainsi que de la *quantification des transformations biologiques dans l'environnement*. Il a été également souligné que trop peu d'intérêt était accordé à la *formation de nouvelles substances potentiellement dangereuses résultant de processus microbiologiques*.

Au cours des sessions "Dynamics of ecosystems", "Testsystems and modeling of effects in ecotoxicology" et "Future concepts in ecotoxicology", il est clairement apparu que ces domaines étaient encore à peine explorés. Certes, ces dernières années, de nombreux et coûteux projets et systèmes expérimentaux ont été élaborés en vue de prédire l'écotoxicité des produits chimiques, mais les connaissances fondamentales sont encore limitées. Il a été notamment précisé, d'une manière générale, que les tests à court terme en laboratoire effectués sur des organismes isolées n'apportaient que des informations rudimentaires sur les effets des substances chimiques dans les écosystèmes, dans la mesure où les mécanismes exacts d'action de ces produits et la dynamique des écosystèmes sont trop mal connus. La toxicologie classique doit, à l'avenir, apporter une importante contribution dans le domaine de ces mécanismes d'action. Tous les participants, et en particulier les *écologistes*, ont été invités à élaborer des *projets de dépistage des effets provoqués par les substances chimiques* sur des populations d'organismes et des éco-

systèmes entiers. Ces questions ont donné lieu à un débat de fond sur la manière même de qualifier et de quantifier les modifications des écosystèmes et sur les objectifs qu'il faut se fixer en ce qui concerne la qualité. Alors que certains participants estimaient qu'il suffisait de connaître les changements touchant les fonctions essentielles d'un écosystème (par exemple, la production primaire), la majorité d'entre eux était d'avis que la structure d'un écosystème revêtait au moins autant d'importance.

En relation avec les aspects chimiodynamiques, mais aussi écologiques, l'importance de modèles mathématiques a constamment été soulignée. Les modèles mathématiques sont des instruments essentiels pour la planification d'expériences, l'évaluation de données et de processus, ainsi que pour le transfert de résultats sur d'autres systèmes, autrement dit, pour des généralisations. En revanche, il a été expressément mis en garde contre le danger de concevoir des modèles sans connaissance des mécanismes fondamentaux et de considérer que les calculs de ces modèles peuvent se substituer aux mesures.

Outre la transmission et la discussion d'informations scientifiques, cet atelier a rempli une double fonction. D'une part, il a mis en évidence d'importantes lacunes dans le domaine de l'écotoxicologie. D'autre part, il est parvenu à favoriser le dialogue entre chercheurs et praticiens issus de différentes branches des sciences naturelles. Il reste à espérer que ce dialogue se poursuivra et que l'atelier aura contribué à stimuler la recherche dans le domaine de l'écotoxicologie. □

SILBERMEDAILLE

MEDAILLE D'ARGENT

Bernhard Wehrli wurde für seine hervorragende Doktorarbeit über "Vanadium in der Hydrosphäre; Oberflächenkomplexe und Oxidationskinetik" mit der Silbermedaille der ETHZ ausgezeichnet. Er verbringt zurzeit sein Postdoktorat am California Institute of Technology in Pasadena, Kalifornien.

La médaille d'argent de l'EPFZ a été remise à M. Bernhard Wehrli en hommage à son excellente thèse (voir liste des publications de l'EAWAG, N° 1229). Il prépare actuellement au California Institut à Pasadena, Californie(USA), son travail de postdoctorat.

AKADEMISCHE EHRUNG

DISTINCTION

Die Universität Genf verlieh Herrn Prof. Dr. Werner Stumm, den Ehrendokortitel am 4. Juni in Anerkennung seiner wissenschaftlichen Arbeiten über das Gleichgewicht zwischen den natürlichen Gewässern und ihrer Umgebung, die uns wichtige Erkenntnisse geliefert haben zum Schutze unserer Umwelt.

Le 4 juin 1987, l'Université de Genève conféra à M. Werner Stumm, le titre de Docteur ès sciences honoris causa. L'Université désira ainsi honorer un éminent chimiste pour ses travaux scientifiques sur l'équilibre entre les eaux naturelles et leur milieu qui, alliant la théorie et l'expérience, ont fourni de précieux renseignements pour mieux protéger notre environnement.

DR. HANS LEIDNER †

DR HANS LEIDNER †

Dr. Hans Albert Leidner starb völlig unerwartet am 18. Juli 1987. Seit gut 20 Jahren arbeitete er an der EAWG als analytischer Chemiker der biologischen Abteilung respektive der jetzigen Abteilung für Technische Biologie.



Hans Leidner wurde 1936 in Immenstaad am Bodensee geboren, schloss sein Chemiestudium 1960 mit dem Diplom der Universität Münster ab und promovierte 1963 als organischer Chemiker bei Professor Viscontini an der Universität Zürich. Im Verlauf seiner EAWAG-Tätigkeit leistete er wichtige Beiträge zur instrumentellen Analyse des organischen Kohlenstoffs und anderer Verunreinigungs-komponenten in wässrigen Substratgemischen sowie zum analytischen Nachweis des biologischen Detergentienabbaus.

Zuletzt beschäftigte er sich damit, die Zusammensetzung der bei Abwasserreinigungsprozessen entstehenden Abbauprodukte mittels Molekulargewichtsfractionierung zu untersuchen.

Er hinterlässt seine Frau mit zwei Töchtern, denen wir unser tiefstes Mitgefühl versichern. Wir werden einen korrekten und hilfsbereiten Kollegen in guter Erinnerung behalten.

G. Hamer und Kl. Mechsner

Hans Albert Leidner nous a subitement quitté le 18 juillet 1987. Il travaillait depuis plus de 20 ans à l'EAWAG en qualité de chimiste analytique, d'abord au département biologique, puis auprès de l'actuel département de biologie technique.

Hans Leidner était né en 1936 à Immensee. Il avait terminé ses études de chimie en 1960 en obtenant le diplôme de l'université de Münster et avait soutenu sa thèse de chimie organique en 1963 auprès du Professeur Viscontini de l'université de Zürich. Au cours de son activité à l'EAWAG, il a apporté une importante contribution aux travaux d'analyse instrumentale du carbone or-

ganique et d'autres éléments polluants présents dans les mélanges de substrat aqueux, ainsi qu'à la démonstration analytique de la dégradation biologique des détergents.

Depuis quelques temps, il s'intéressait surtout à la composition des produits de dégradation résultant de l'épuration des eaux usées, qu'il analysait par fractionnement du poids moléculaire.

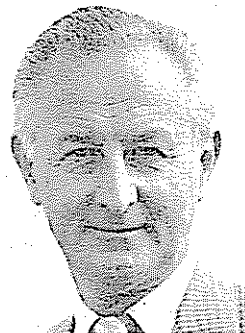
A son épouse et à ses deux filles, nous adressons notre plus profonde sympathie. Nous garderons le souvenir d'un collègue extrêmement correct et serviable.

G. Hamer und Kl. Mechsner

30 JAHRE EAWAG

30 ANNEES A L' EAWAG

Wer erinnert sich nicht an die vielen Informationstafeln an unserem Tag der offenen Tür im Jahre 1981, aus denen später das "Wasserbuch" entstand? Herr Boris Novak, der dieses Jahr seinen 65jährigen Geburtstag feiern konnte, hatte sie gefertigt. Nun hat der gebürtige Jugoslawe, der während 30 Jahren an der EAWAG in der Abteilung Ingenieurwissenschaften arbeitete, dieses Buch in die serbo-kroatische Sprache übersetzt. In den letzten 15 Jahren überwachte er Mess- und Probenahmen im Bereich der Forschungsprogramme der urbanen Hydrologie, war Dozent an der Ingenieurschule Zürich (HTL) im Fach Hydraulik und Wasserversorgung und bearbeitete in seiner Freizeit die Frage, wie Kanäle nebst der Wasserführung andere Aufgaben erfüllen könnten. Vor wenigen Monaten hat er an der Universität Sarajewo eine Dissertation dazu eingereicht (Über die Beeinflussung der Abwasserreinigung durch Transportprozesse in langen Hauptsammelkanälen). Herr Dr. Novak möge seinen Ruhestand in guter Gesundheit geniessen!



Qui ne se souvient des nombreux panneaux d'information dressés à l'occasion de notre journée portes ouvertes de 1981 et à partir desquels est né ensuite le "Wasserbuch"? Monsieur Boris Novak, qui a fêté cette année son 65<sup>ème</sup> anniversaire, les avait fabriqués. Originaire de Yougoslavie, M. Novak a travaillé pendant 30 ans à l'EAWAG dans le département de génie civil. Aujourd'hui, il a achevé la traduction du "Wasserbuch" en serbocroate. Au cours des 15 dernières années, il a assuré le contrôle des mesures et des prélèvements effectués dans le cadre des programmes de recherche d'hydrologie urbaine, a enseigné à l'Ecole d'ingénieurs de Zurich (ETS) l'hydraulique de l'adduction en eau, et s'est intéressé pendant ses loisirs aux fonctions que pourraient remplir les égouts en dehors de l'évacuation de l'eau. Il y a quelques mois, il a présenté une thèse à l'Université de Sarajewo sur l'influence de l'épuration des eaux usées par les processus de transport dans les longs collecteurs. Que le Dr Novak puisse jouir de sa retraite en bonne santé!

Allen Evelyn, Biologin, Univ. of Michigan, Ann Arbor, USA (Juni-Aug. 86).  
 Bruno Jorge, Chemiker, Royal Inst. of Techn., Stockholm, Schweden (Mai- Juli 87).  
 Capri Silvio, Chemieing., Ist. di Ricerca sulle Acque, Rome, Italy (Jan.- Juni 86 und Juni 87).  
 Christensen Erik, Assistenzprof., Univ. of Wisconsin, Milwaukee, USA (Juni- Aug. 86).  
 Czuczwa Jean, Dr., Analytische Chemie, Indiana Univ., Bloomington, USA (Jan.- Mai 86).  
 Drever James, Prof., Univ. of Wyoming, USA (Sept. 87- Sept. 88).  
 Emerson Steve, Prof., Univ. of Washington, Seattle, USA (Feb.- Sept. 87).  
 Fuscoe Wendy Lynn, Ing., North Carolina State Univ., Chapel Hill, USA (Sept.- Dez. 86).  
 Goncalves Maria de Lurdes, Prof., Centro de Quimica Estrutural, Inst. Superior tecnico, Lisboa, Portugal (Juli- Aug. 87).  
 Emily, Geologin, Oregon Graduate Center, Beaverton, USA (Mai-Okt. 86).  
 Johnson Carola Annette, PhD, Chemikerin, Imperial College, Geology Dept., London, Grossbritannien (bis März 86).  
 Lerman Abraham, Prof., Chemiker, Northwest Univ. Chicago, USA (Nov. 86).  
 Marcomini Antonio, Dr., Chemiker, Dip. di Scienze Ambientali, Univ. Venezia, Italien (bis Juni 86).

Masten Susan, Ing., Harvard Univ., Cambridge Mass., USA (bis April 86).  
 O'Connor John, Prof., Univ. of Missouri, USA (Juli- Aug. 87)  
 Pavlova Violeta, Chemikerin, Univ. Göteborg, Schweden (seit Sept. 86).  
 Pollinger Utsal, Biologin, Prof., Israel Oceanographic and Limnol. Res. Inst., Haifa, Israel (Aug. 87- Juli 88)  
 Ponton Dominique, Biolog, Inst. de Limn., Thonon, Frankreich (Feb.- Dez. 87)  
 Pytkowicz Richard, Prof., Oregon State Univ., Oregon, USA (Jan.- März 86).  
 Rebhun Menahem, Prof., Technion, Haifa, Israel (Juli- Dez. 87).  
 Sridhar Mynepalli, Prof., Ing., Dept. of Preventive and Social Medicine, Univ. of Ibadan, Nigeria (Okt.86- Sept. 87).  
 Stephanou Euripides, Prof., Univ. Heraklion, Griechenland (Juli- Aug. 87)  
 Wang Ao Sheng, Geolog, Inst. of geography, Academia Sinica, Nanjing, PR China (Feb. 87- Feb. 89)  
 Xue Hanbin, Chemikerin, Academia Sinica, Beijing, PR China (März 86- März 87).  
 Yu Jun Qing, Geolog, Qing Hai Salt Lake Res. Inst., Academia Sinica, Xinhing, PR China (Sept. 85- Juni 87).  
 Zelikovitz Yael, Biolog, Environ. Health Lab., Hebrew Univ., Jerusalem, Israel (Okt.- Dez. 86).  
 Zepp Richard, Prof., Univ. of Miami, USA (Juni- Aug. 87).

## PUBLIKATIONEN DER EAWAG

Solange Vorrat sind Separata auf Anfrage bei der EAWAG erhältlich.

- 1186  
 Kuhn, E., Van Loosdrecht, M., Schwarzenbach, R. P., Giger, W.: Microbial Degradation of Nitrotriacetate (NTA) in Groundwater: Laboratory Studies Under Aerobic and Anaerobic Conditions. In: "Organic Micropollutants in the Aquatic Environment", (A. Bjørseth and G. Angeletti, Eds.). Reidel Publ. Comp., Dordrecht, Holland 1986, pp. 349-353.
- 1187  
 Ahel, M., Giger, W., Koch, M.: Behaviour of Nonionic Surfactants in Biological Waste Water Treatment. In: "Organic Micropollutants in the Aquatic Environment", (A. Bjørseth & G. Angeletti, Eds.). Reidel Publ. Comp., Dordrecht, Holland 1986, pp. 414-428.
- 1188  
 Schaffner, C., Ahel, M., Giger, W.: Behaviour of Organic Micropollutants During Infiltration of River Water into Ground Water; Results of a Field Study in the Glatt Valley, Switzerland. In: "Organic Micropollutants in the Aquatic Environment", (A. Bjørseth & G. Angeletti, Eds.). Reidel Publ. Comp., Dordrecht, Holland 1986, pp. 455-458.
- 1189  
 Marcomini, A., McEvoy, J., Brunner, P.H., Giger, W.: Occurrence and Behaviour of Detergent Derived Organic Chemicals in Sewage Treatment and Sludge. In: "Recycling International", Vol. 2, (K.J. Thomé-Kozmiensky, Ed.). EF/Verlag für Energie- und Umwelttechnik, Berlin 1986, S. 917-920.
- 1190  
 Egli, T., Bosshard, C., Hamer, G.: Simultaneous Utilization of Methanol-Glucose Mixtures by *Hansenula polymorpha* in Chemostat: Influence of Dilution Rate and Mixture Composition on Utilization Pattern. Biotechnol. & Bioengng. 28, 1735-1741 (1986).
- 1191  
 Berner, T., Dubinsky, Z., Schanz, F., Grobbelaar, J.U., Rai, H., Uehlinger, U., Falkowski, P.G.: The Measurement of Primary Productivity in a High-Rate Oxidation Pond (HROP). J. Plankton Res. 8, 4, 659-672 (1986).

## PUBLICATIONS DE L'EAWAG

Les publications peuvent être obtenues sur demande, jusqu'à épuisement du stock, à la bibliothèque de l'EAWAG

- 1192  
 Zeyer, J., Kuhn, E.P., Schwarzenbach, R.P.: Rapid Microbial Mineralization of Toluene and 1,3-Dimethylbenzene in the Absence of Molecular Oxygen. Appl. & Environ. Microbiol. 52, 4, 944-947 (1986).
- 1193  
 Schnoor, J.L., Stumm, W.: The Role of Chemical Weathering in the Neutralization of Acidic Deposition. (Dedicated to Wolfgang Geiger) Schweiz. Z. Hydrol. 48/2, 171-195 (1986).
- 1194  
 Grieder-Kuhn, Colette, Ruhlé, C.: Résultats préliminaires d'études sur des méthodes de détermination de l'âge individuel par l'histologie chez quelques Téléostéens. Schweiz. Z. Hydrol. 48/2, 122-134 (1986).
- 1195  
 Müller, R., Meng, H.J.: Factors Governing the Growth Rate of Roach *Rutilus-Rutilus* (L.) in pre-alpine Lake Sarnen. Schweiz. Z. Hydrol. 48/2, 135-144 (1986).
- 1196  
 Marti, Dorrit, E., Imboden, D.M.: Thermische Energieflüsse an der Wasseroberfläche: Beispiel Sempachersee. Schweiz. Z. Hydrol. 48/2, 196-229 (1986).
- 1197  
 Bloesch, J., Uehlinger, U.: Horizontal Sedimentation Differences in a Eutrophic Swiss Lake. Limnol. Oceanogr. 31, 5, 1094-1109 (1986).
- 1198  
 Wan, G., Santschi, P.H., Sturm, M., Farrenkothen, K., Lueck, A., Werth, W., Schuler, C.: A Comparative Study on Recent Sedimentation Rates of Lake Greifen, Switzerland, Using Varve Counting and Radionuclide Dating. (Orig.: Chines.). Geochimica 9, 3, 259-270 (1986).
- 1199  
 Hong-Xiao, T., Stumm, W.: The Coagulation Behaviors of Fe(III) Polymeric Species - I: Preformed Polymers by Base Ad-

dition. Water Res. 21, 1, 115-121 (1987).

1200

Hong-Xiao, T., Stumm, W.: The Coagulation Behaviors of Fe(III) Polymeric Species - II: Preformed Polymers in Various Concentrations. Water Res. 21, 1, 123-128 (1987).

1201

Niessen, F., Sturm, M.: Die Sedimente des Baldeggersees (Schweiz) -- Ablagerungsraum und Eutrophierungsentwicklung während der letzten 100 Jahre. Arch. Hydrobiol. 108, 3, 365-383 (1987).

1202

McEvoy, J., Giger, W.: Origin of Hydrocarbons in Triassic Serpiano Oil Shales: Hopanoids. Adv. Org. Geochem. 10, 943-949 (1986).

1203

Gräzer-Lampart, Suzanne, Egli, T., Hamer, G.: Growth of *Hyphomicrobium* ZV 620 in the Chemostat: Regulation of  $\text{NH}_4^+$ -assimilating Enzymes and Cellular Composition. J. Gen. Microbiol. 132, 3337-3347 (1986).

1204

Bitzi, U.: Abbau organischer Lösungsmittel mit bakteriellen Misch- und Reinkulturen. Diss. ETHZ Nr. 8118, Zürich 1986.

1205

Kuhn, P.E.: Mikrobieller Abbau von Nitrilotriacetat und von substituierten Benzolen bei der Fließwasser/Grundwasser-Infiltration: Laborstudien. Diss. ETHZ Nr. 8176, Zürich 1986.

1206

Stumm W., Sigg, Laura, Schnoor, J.L.: Aquatic Chemistry of Acid Deposition. Environ. Sci. & Technol. 21, 1, 8-13 (1987).

1207

Scully Jr., F.E., Hoigné, J.: Rate Constants for Reactions of Singlet Oxygen with Phenols and Other Compounds in Water. Chemosphere 16, 4, 681-694 (1987).

1208

Swoboda-Colberg, N.: The Role of Specific Adsorption in the Nucleation of Magnesium and Cadmium Oxalate. Diss. ETHZ No. 8216, Zürich (1987).

1209

Obrist, W., Baccini, P.: Auswahlkriterien für kompostierbare Abfälle. Wasser, Energie, Luft 78, 11/12, 290-294 (1986).

1210

Gonçalves, Maria de L.S., Sigg, Laura, Reutlinger, M., Stumm, W.: Metal Ion Binding by Biological Surfaces: Voltammetric Assessment in the Presence of Bacteria. The Sci. of the Total Environment 60, 105-119 (1987).

1211

Stössel, F.: Effect of the Coefficients of Discharge on Ciliate Populations of a Running Water Contaminated by Municipal Wastewater. Arch. Hydrobiol. 108, 4, 483-497 (1987).

1212

Uehlinger, U., Bloesch, J.: Variation in the C:P Ratio of Suspended and Settling Seston and its Significance for P Uptake Calculations. Freshwater Biology 17, 99-108 (1987).

1213

Frutiger, A.: Investigations on the Life-History of the Stonefly *Dinocras cephalotes* Curt. (Plecoptera: Perlidae). Aquatic Insects. 9, 1, 51-63 (1987).

1214

Schneider, J., Müller, J., Sturm, M.: Geology and Sedimentary History of Lake Traunsee (Salzkammergut, Austria). Hydrobiologia 143, 227-232 (1986).

1215

Behbehani, A.-R., Müller, J., Schmidt, R., Schneider, J., Schröder, H.-G., Strackenbrock, Ines, Sturm, M.: Sediments and Sedimentary History of Lake Attersee (Salzkammergut, Austria). Hydrobiologia 143, 233-246 (1986).

1216

Müller, J., Schneider, J., Sturm, M.: Industrial Tailings in Lake Traunsee (Salzkammergut, Austria). Hydrobiologia 143, 401-405 (1986).

1217

Mason, C.A., Hamer, G., Fleischmann, T., Lang, C.: Aerobic Thermophilic Biodegradation of Microbial Cells. Appl. Microbiol. Biotechnol. 25, 568-576 (1987).

1218

Mason, C.A., Hamer, G.: Cryptic Growth in *Klebsiella pneumoniae*. Appl. Microbiol. Biotechnol. 25, 577-584 (1987).

1219

Hamer, G., Mason, C.A.: Fundamental Aspects of Waste Sewage Sludge Treatment: Microbial Solids Biodegradation in an Aerobic Thermophilic Semi-Continuous System. Bioprocess Engineering 2, 69-77 (1987).

1220

Buchholtz, M.R., Santschi, P.H., Broecker, W.S.: Comparison of Radiotracer  $K_D$  Values from Batch Equilibration Experiments With In-Situ Determinations in the Deep-Sea Using the Manop Lander: The Importance of Geochemical Mechanisms in Controlling Ion Uptake and Migration. In: T.H. Sibley, C. Myttenaire (Eds.), "Application of Distribution Coefficients to Radiological Assessment Models", Elsevier Applied Science Publ., New York 1986, pp. 192-205.

1221

Völkle, H., Baeriswyl, L., Ferreri, G., Gobet, M., Gurtner, A., Murith, C., Nowak, S., Ribordy, L., Surbeck, H., Wicht, F., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Lück, A., Santschi, P.H., Weber, C.: Radioaktivität in Luftfilter- und Niederschlagsproben und Ablagerung auf dem Gras. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, S. 72-83.

1222

Santschi, P.H., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Lück, A., Weber, C., Hermann, A., Schüpbach, M.R.: Chemische Spezierung und Mobilität der Nuklide des Tschernobyl Fallouts in der Umwelt. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, 132-141.

1223

Santschi, P.H., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Lück, A., Weber, C., Zingg, S.: Messung der atmosphärischen Deposition von Tschernobyl-Radionukliden (Gesamt- und Trokkenaldehyd) im Raume Dübendorf ZH. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, 176-187.

1224

Santschi, P.H., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Lück, A., Weber, C.: Exakte Bestimmung des  $^{133}\text{I}/^{131}\text{I}$ -Verhältnisses in Niederschlagsproben zur Berechnung des Zeitpunktes des "Shutdowns" des Reaktors von Tschernobyl. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, 188-190.

1225

Santschi, P.H., Bollhalder, Silvia, Camani, M., Farrenkothen, K., Goerlich, W., Häsler, S., Heiz, H., Lück, A., Schuler, Ch., Sturm, M., Völkle, H., Weber, C., Zingg, S.: Radionuklide des Tschernobyl Fallouts in natürlichen Gewässern: Auswasch-, Verdünnungs-, Eliminierungs- und Anreicherungsprozesse. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, 323-338.

1226

Geering, J.-J., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Friedli, C., Herrmann, A., Lerch, P., Lück, A., Santschi, P.H., Schüpbach, M.R., Weber, C.: Mesure de Sr-89 et de Sr-90 dans l'environnement en Suisse après l'accident de Tchernobyl. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, 458-466.

1227

Santschi, P.H., Bollhalder, Silvia, Farrenkothen, K., Lück, A., Weber, C., Zingg, S.: Transportraten von Tschernobyl-Radionukliden in Gras und Kuhmilch im Raume Dübendorf. In: Proc. Sympos. "Radioaktivitätsmessungen in der Schweiz nach Tschernobyl und ihre wissenschaftliche Interpretation". Bundesamt für Gesundheitswesen, Bern 1987, 467-476.

1228

Frutiger, A.: Zum Nutzen weitergehender Abwasserreinigung für die Biologie des Vorfluters. Gas-Wasser-Abwasser 66, 3, 136-140 (1986).

1229

Wehrli, B.: Vanadium in der Hydrosphäre; Oberflächenkomplexe und Oxidationskinetik. Diss. ETHZ Nr. 8232, Zürich 1987.

1230

Mason, C.A.: Grundlagen der Schlammvorbehandlung mittels aerob-thermophiler Verfahren. VSA-Verb. Ber. Nr. 334, (165. Mitgl.-Verslg., 5.12.1986, Lausanne).

1231

Harder, W., Trotsenko, Y.A., Bystrykh, L.V., Egli, T.: Metabolic Regulation in Methylophilic Yeasts. In: "Microbial Growth on C<sub>1</sub>-Compounds", ed. by H.W. Van Verseveld and J.A. Duine. Proc. of the 5th Int. Sympos., Martinus Nijhoff Publ., Dordrecht 1987, 11 pp.

1232

Gujer, W.: Die mathematische Simulation von Belebungsanlagen als Werkzeug für die verfahrenstechnische Gestaltung. 11. Wassertechn. Seminar: "Stickstoffentfernung bei der Abwasserreinigung", Schrr. WAR 31, TH Darmstadt 1987, S. 89-110.

1233

Lemmin, U., Imboden, D.M.: Dynamics of Bottom Currents in a Small Lake. Limnol. Oceanogr. 32 (1), 62-75 (1987).

1234

Sigg, Laura, Sturm, M., Kistler, D.: Vertical Transport of Heavy Metals by Settling Particles in Lake Zurich. Limnol. Oceanogr. 32 (1), 112-130 (1987).

1235

Schindler, P.W., Stumm, W.: The Surface Chemistry of Oxides, Hydroxides, and Oxide Minerals. In: "Chemical Processes at the Particle-Water Interface" (W. Stumm, Ed.), J. Wiley & Sons Inc., New York 1987, pp. 83-110.

1236

Stumm, W., Furrer, G.: The Dissolution of Oxides and Aluminum Silicates; Examples of Surface-Coordination-Controlled Chemi-

stry. In: "Chemical Processes at the Particle-Water Interface" (W. Stumm, Ed.), J. Wiley & Sons Inc., New York 1987, pp. 197-219.

1237

Sigg, Laura: Surface Chemical Aspects of the Distribution of Metal Ions in Lakes. In: "Chemical Processes at the Particle-Water Interface" (W. Stumm, Ed.), J. Wiley & Sons Inc., New York 1987, pp. 319-349.

1238

Krejci, V.: Die Wirkung von Regenbecken am Beispiel von zwei ausgewählten Regenbecken in Matten und Hiltterfingen. VSA-Einzelmitgl.-Tagung, 5.11.86 in Dübendorf, VSA-Verb.-Ber. Nr. 323.

1239

Santschi, P.: Interpretation of Tracer Displacement During Infiltration of River Water to Groundwater. Water Resources Res. 23, 4, 633-640 (1987).

1240

Zepp, R.G., Braun, A.M., Hoigné, J., Leenheer, J.A.: Photoproduction of Hydrated Electrons from Natural Organic Solutes in Aquatic Environments. Environ. Sci. & Technol. 21, 5, 485-490 (1987).

1241

Zepp, G.R., Hoigné, J., Bader, H.: Nitrate-Induced Photooxidation of Trace Organic Chemicals in Water. Environ. Sci. & Technol. 21, 5, 443-450 (1987).

1242

Mechsner, K.: Theory and Practice for the Testing and Operation of Ultraviolet Systems for Water Treatment. Aqua No. 2, 73-79 (1987).

1243

Zobrist, J.: Methoden zur Bestimmung der Acidität in Niederschlagsproben. VDI-Ber. Nr. 608, 401-420 (1987).

1244

Giger, W., Brunner, P.H., Ahel, M., McEvoy, J., Marcomini, A., Schaffner, C.: Organische Waschmittelinhaltsstoffe und deren Abbauprodukte in Abwasser und Klärschlamm. Gas-Wasser-Abwasser 67, 3, 111-122 (1987).

1245

Bundi, U.: Einführung in den Gewässerschutz: - Zum Themenbereich Wasser/Abwasser (Kap. 3/2); - Arten und Konsequenzen von Gewässerbelastungen (Kap. 3/3). In: "Abluft! Abfall! Abwasser! Neue Vorschriften und Lösungen für die betriebliche Praxis" (Hrsg.: P. Leumann, H. Eicher) WEKA Verlag, Zürich 1987

1246

Boller, M.: Nutrient Removal From Wastewater. 7th Eur. Sewage and Refuse Symp. EWPCA-IFAT, Munich, 19-22 May 1987, pp. 253-278.

1248

Wegelin, M., Boller, M., Schertenleib, R.: Particle Removal by Horizontal-Flow Roughing Filtration. Aqua No. 2, 80-07 (1987).

#### Impressum

Die Mitteilungen der EAWAG sind das Informationsbulletin der EAWAG.

**Copyright:** Abdruck, auch auszugsweise, ist unter Benachrichtigung der Herausgeberin und der Autoren und mit Quellenangabe "Abdruck aus den Mitt. EAWAG 24 (1988)" gestattet.

**Druck:** auf Original-Umweltschutzpapier (aus 100% Altpapier, wasser-, rostoff-, energiesparend, im geschlossenen Wasserkreislauf, unter Vermeidung von Entfärbung, Bleichung und Wiedereinfärbung) der Firma Widmer-Walby AG, CH-4655 Oftringen.

**Redaktion:** Diana Hornung

**Herausgeberin/Editeur:** EAWAG (Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Gewässerschutz und Abwasserreinigung/  
Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux) Überlandstrasse 133, CH-8600 Dübendorf, ☎: (01) 823 5010.

#### Impressum

*Les Nouvelles de l'EAWAG sont le bulletin d'information de l'EAWAG.*

*Copyright: La reproduction des articles est autorisée à condition de mentionner expressément "tiré des Nouv. EAWAG 24 (1988)" et d'informer les auteurs ainsi que la rédaction.*

*Imprimé: sur du papier recyclé original (100% vieux papier), fabriqué en épargnant les eaux, les ressources, l'énergie, en circuit d'eau fermé, sans décoloration, sans blanchiment et sans colorisation) par la fabriqué de papier et de carton Widmer-Walby S.A., CH- 4665 Oftringen.*

*Redaction: Diana Hornung*

1249

Hamer, G., Mason, C.A., Fleischmann, T.: Aerobe thermophile Vorbehandlung zur Hygienisierung von Klärschlamm - Der Abbau von mikrobiellen Feststoffen. Gas-Wasser-Abwasser 67, 3, 148-156 (1987).

1250

Mason, C.A., Hamer, G.: Survival Activity of Klebsiella Pneumoniae at Superoptimal Temperatures. Bioprocess Engng. 2, 121 (1987).

1251

Mutzner, H.: Der Chatzenbach bei Regenwetter. VSA-Verbandsber. Nr. 326, Einzelmitgl. Tagung 5.11.86, Dübendorf.

1252

Boiler, M., Lutz, H.: Variantenvergleich zur Erweiterung einer Abwasserreinigungsanlage mit Nitrifikation. Gas-Wasser-Abwasser 67, 397-411 (1987).

1253

Imboden, D.M.: Restaurierung von Seen: Eine multidisziplinäre, ökologische Aufgabe. Gas-Wasser-Abwasser 67, 427-432 (1987).

1254

Ambühl, H.: Seenrestaurierung in Theorie und Praxis: Eine Aufgabe des modernen Gewässerschutzes. Gas-Wasser-Abwasser 67, 433-439 (1987).

1255

Karl, D.M., Jones, D.R., Novitsky, J.A., Winn, C.D., Bossard, P.: Specific Growth Rates of Natural Microbial Communities Measured by Adenine Nucleotide Pool Turnover. J. Microbiol. Methods. 6, 221-235 (1987).

1256

Mason, C.A., Hamer, G., Fleischmann, Th., Lang, C.: Bioparticulate Solubilization and Biodegradation in Semi-Continuous Aerobic Thermophilic Digestion. Water, Air and Soil Pollution 34, 399-407 (1987).

1257

Ahel, M., Conrad, Th., Giger, W.: Persistent Organic Chemicals in Sewage Effluents. 3. Determinations of Nonylphenoxy Carboxylic Acids by High-Resolution Gas Chromatography/Mass Spectrometry and High-Performance Liquid Chromatography. Environ. Sci. & Technol. 21, 697-703 (1987).

1258

Kistler, R.C., Widmer, F., Brunner, P.H.: Behavior of Chromium, Nickel, Zinc, Cadmium, Mercury, and Lead During the Pyrolysis of Sewage Sludge. Environ. Sci. & Technol. 21, 704-708 (1987).

1259

Marcomini, M., Giger, W.: Simultaneous Determination of Linear Alkylbenzene-sulfonates, Alkylphenol Polyethoxylates,

and Nonylphenol by High-Performance Liquid Chromatography. Analyt. Chemistry 59, 1709-1715 (1987).

1260

Wüest, A.: Ursprung und Grösse von Mischungsprozessen im Hypolimnion natürlicher Seen. Diss. ETHZ Nr. 8350, Zürich 1987.

1261

Baccini, P.: Die Schweiz ist gut versorgt - wie wird sie entsorgt? Chimia 41, 229-231 (1987).

1262

Wan, G.J., Santschi, P.H., Sturm, M., Farrenkothen, K., Lück, A., Werth, E., Schuler, C.: Natural (<sup>210</sup>Pb, <sup>7</sup>Be) and Fallout (<sup>137</sup>Cs, <sup>239,240</sup>Pu, <sup>90</sup>Sr) Radionuclides as Geochemical Tracers of Sedimentation in Greifensee, Switzerland. Chem. Geol. 63, 181-196 (1987).

1263

Hamer, G.: Methane: Commercial Substrate or Commercial Product? Enzyme Microb. Technol. 9, 503-505 (1987).

1264

Gächter, R.: Lake Restoration. Why Oxygenation and artificial Mixing Cannot Substitute for a Decrease in the External Phosphorus Loading. Schweiz. Z. Hydrol. 49/2, 170-185 (1987).

1265

International Conference on Lake Restoration at Zurich, 3-4 November 1986. Schweiz. Z. Hydrol. 49/2, 129-274 (1987).

1266

Bühlmann, B., Bossard, P., Uehlinger, U.: The Influence of Longwave Ultraviolet Radiation (u.v.-A) on the Photosynthetic Activity (14C-Assimilation) of Phytoplankton. J. of Plankton. Res. 9, 5, 935-943 (1987).

1267

Czuczwa, J., Leuenberger, C., Tremp, J., Giger, W.: Determination of Trace Levels of Phenol and Cresols in Rain by Continuous Liquid-Liquid Extraction and High-Performance Liquid Chromatography. J. of Chromatography 403, 233-241 (1987).

1268

Marcomini, A., Capri, S., Giger, W.: Determination of Linear Alkylbenzenesulphonates, Alkylphenol Polyethoxylates and Nonylphenol in Waste Water by High-Performance Liquid Chromatography After Enrichment on Octadecylsilica. J. of Chromatography 403, 243-252 (1987).

### Andere Publikationen

Die Umweltverträglichkeitsprüfung von Entsorgungsanlagen. Einführung in die Methodik der Stoffflussanalyse. (16. Sept. 1987) Broschüre zu beziehen bei der Abteilung Abfallwirtschaft und Stoffhaushalt, 67 Seiten (Fr. 20.-).

#### Anmeldetalon für ein Abonnement:

Neuabonnenten willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in Deutsch und Französisch und einmal jährlich in Englisch.

#### Talon pour un abonnement:

Les nouveaux abonnés sont les bienvenus! Les Nouvelles de l'EAWAG paraissent deux fois par année en français et en allemand, et une fois par année en anglais.

AN DIE BIBLIOTHEK, EAWAG, CH-8600 DÜBENDORF

Adresse:

Adressänderung  
*Changement d'adresse*

Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse.

*Veuillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.*

Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen:  
*Veuillez m'envoyer les publications suivantes:*

Name und Datum/ *Nom et date:*

Bevorzugte Ausgabe/*Édition préférée:*

deutsch/français

english