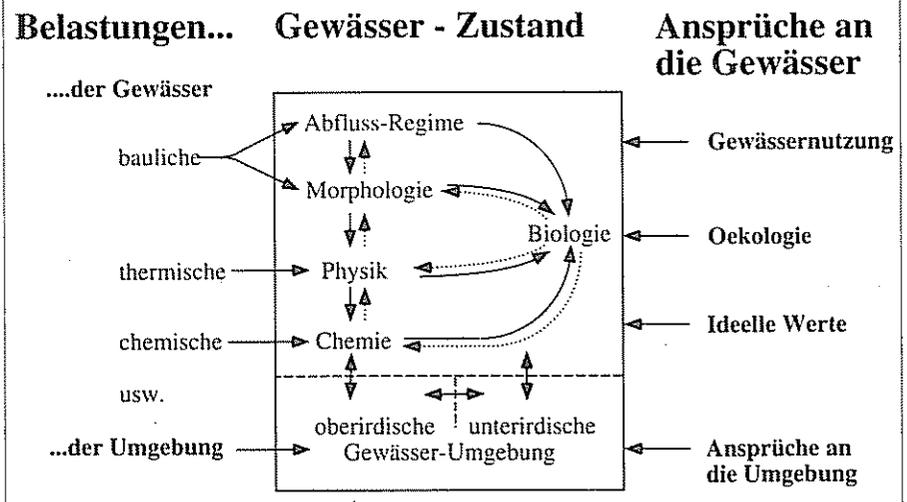


DEZEMBER 1991 – EAWAG, 8600 DÜBENDORF / SCHWEIZ

**FLIESSGEWÄSSER ALS DYNAMISCHE ÖKOSYSTEME UND
OBJEKTE VIELFÄLTIGER NUTZUNG****EINFÜHRUNG**

Mit dem Titel „Fließgewässer als dynamische Ökosysteme und Objekte vielfältiger Nutzung“ sind wichtige Zusammenhänge innerhalb der Gewässer, aber auch die Beziehungen zwischen Fließgewässern, ihrer Umgebung und dem Menschen angesprochen (Figur 1). Alle diese Belange an der Veranstaltung vom 10. September 1991 ausleuchten zu wollen, war nicht möglich. Bei den nachfolgend präsentierten Beiträgen handelt es sich um Beispiele aus der EAWAG-Tätigkeit. Sie sollen das breite Spektrum der Problemstellungen aufzeigen und damit – wenigstens stückhaft – das Bild eines gesamtheitlich verstandenen Schutzes der Fließgewässer vermitteln. (UB)

→ Il est prévu de publier en français ces articles dans le numéro 32F des Nouvelles de l'EAWAG



Der Gewässerzustand ergibt sich als Summe aller Eigenschaften des Gewässers und seiner Umgebung, die wesentlich sind in bezug auf die Ansprüche, die an das Gewässer gestellt werden. Massgebend für den Gewässerzustand sind die natürlichen Gegebenheiten und deren Belastungen. Die verschiedenartigen Ansprüche an die Gewässer führen zu Interessenkonflikten. Der Gewässerschutz hat diese unter angemessener Wahrung der ökologischen und ideellen Interessen zu lösen.

Synthese:**ASPEKTE EINES UMFASSENDEN
FLIESSGEWÄSSER-SCHUTZES****Ueli BUNDI**

In diesem Beitrag wird versucht, den Bogen über die übrigen Beiträge dieses Heftes und darüber hinaus zu spannen, um damit die Ausweitung der Betrachtungsweise beim Schutz der Fließgewässer zu unterstützen. Man muss sich aber bewusst sein, dass der da und dort postulierte „Gesamtheitliche Gewässerschutz“ noch weitgehend ein Schlagwort darstellt. Um ihn in der Praxis zum Tragen zu bringen, braucht es grosse gemeinsame Anstrengungen der am Gewässerschutz Beteiligten. Es braucht aber noch viel mehr, nämlich die Anpassung menschlicher Aktivitäten und technischer Prozesse

in den Bereichen des Verkehrs, der Landwirtschaft, der Siedlungsentwicklung, der Freizeitgestaltung, usw., so dass sie den Erfordernissen naturnaher Gewässer entsprechen. Diese Entwicklung steht erst in den Anfängen und wird viele Jahre beanspruchen.

**FLIESSGEWÄSSER ALS
NATIONALER REICHTUM**

Die Schweiz ist reich an Wasser. Das verhilft ihr zu vielen Gewässern, die zusammen ein vielfältig

gegliedertes Netz von Feuchtgebieten, Grundwasser, Bächen, Flüssen und Seen ergeben.

Die Fliessgewässer sind für den Raum Schweiz von enormer Bedeutung. Sie prägen das Landschaftsbild und haben essentielle Funktionen im ökologischen Netzwerk. Gleichzeitig werden sie in verschiedenster Weise genutzt. Das Spektrum reicht von „ideellen Nutzungen“, wie zum Beispiel des Betrachtungsgenusses, über Vergnügungs- und Sportfunktionen bis hin zu rein wirtschaftlichen Nutzungen. Hervorzuheben wäre hier die hervorragende Bedeutung der Fliessgewässer als „weisse Kohle“; rund 60% der schweizerischen Elektrizitätsproduktion basiert auf Wasserkraft.

Es ist offensichtlich, dass in der Schweiz der Umgang mit Fliessgewässern, das heisst ihre Nutzung und ihr Schutz, eine erstrangige nationale Aufgabe darstellt.

EIGENSTÄNDIGE UND EIGENWILLIGE ÖKOSYSTEME

Es sind ihre Randbedingungen und Eigenschaften, die das Besondere der Ökosysteme Fliessgewässer ausmachen (vergleiche Beitrag A. Frutiger), nämlich:

- Das fliessende Wasser und das wechselhafte Regime der Abflussmengen,
- Ihre lineare Ausbildung und die sich daraus ergebende intensive Verknüpfung mit der ober- und unterirdischen Umgebung sowie
- Die grosse räumliche und zeitliche Variabilität der Lebensbedingungen.

Diese Merkmale können, je nach natürlichen Gegebenheiten und Grösse des Fliessgewässers, stark unterschiedlich ausgebildet sein. Sie sind allerdings durch das Einwirken des Menschen mehr oder weniger stark verfremdet worden.

FLIESSGEWÄSSER IM WANDEL

Seit Jahrhunderten und länger nutzt und verändert der Mensch Landschaft und Fliessgewässer entsprechend seinen Bedürfnissen, in jüngerer Zeit mit immer mächtigeren Mitteln. Es läuft ein langdauernder Prozess der schrittweisen Umgestaltung ab. Das Bild, das die Gewässer uns heute bieten, das heisst, ihre Gestalt, ihr Wasserhaushalt, ihre Chemie und ihre Biologie entspricht lediglich einer Momentaufnahme in einer langwährenden Entwicklung!

Dessen muss man sich bewusst sein, wenn man Massstäbe für den Schutz der Fliessgewässer sucht. Man muss aber

auch wissen, dass die längerfristigen Konsequenzen dieser Entwicklungen kaum überblickbar sind.

MORPHOLOGISCHE UND HYDROLOGISCHE VERÄNDERUNGEN

Seit über 100 Jahren sind die Fliessgewässer zunehmend bedroht durch Verunreinigungen. Über lange Zeiträume standen die abbaubaren Abwasserstoffe im Vordergrund. Die daraus entstehende grosse Gefahr konnte dank des in den vergangenen 30 Jahren erfolgten, systematischen Ausbaus der Kläranlagen abgewendet werden.

Hingegen schritt die Eindolung, Verbauung und Veränderung des Abflussregimes der Fliessgewässer immer weiter fort. Seit einigen Jahren wird nun (endlich) allgemein anerkannt, dass dadurch die Erfolge des Schutzes vor Verunreinigung teilweise in Frage gestellt sind. Damit nämlich die Fliessgewässer als naturnahe Lebensräume funktionieren können, müssen nicht nur eine gute Wasserqualität sondern auch naturnahe morphologische und hydrologische Bedingungen gewährleistet sein (vergleiche die Beiträge von J. Bloesch und von A. Peter).

Erfreulicherweise werden nun seit rund 10 Jahren wachsende Anstrengungen zur Renaturierung eingedolter und verbauter Fliessgewässer unternommen. Dabei wurden wertvolle Erfahrungen gewonnen. Für die Zukunft ist es wichtig, dass die Grundlagen der Renaturierung gemeinsam durch Praxis und Wissenschaft weiterentwickelt werden. Bezüglich des gewässergerechten Wasserhaushaltes sind mit dem neuen Gewässerschutzgesetz rechtliche Voraussetzungen im Entstehen. Diese betreffen einerseits die Eingriffe durch die Wasserkraftnutzung und andererseits den Wasserhaushalt im Siedlungsgebiet (vergleiche zu dieser Problematik den Beitrag von J. Lange et al.). Im neuen Gesetz noch nicht behandelt wird der wichtige Bereich des Wasserhaushaltes im ländlichen Raum.

NATURNAHE LEBENSRAÜME ALS ZIEL

Der schweizerische Gewässerschutz basiert massgeblich auf der Philosophie, die Gewässer als naturnahe Lebensräume zu erhalten oder wieder herzustellen. Bezogen auf die Morphologie und Hydrologie der Fliessgewässer bedeutet dies, dass die folgenden Eigenschaften zu gewährleisten sind (vergleiche die

Beiträge von J. Bloesch und von A. Peter):

1. Ein Abflussregime mit einem dem natürlichen Regime entsprechenden Charakter, das heisst sowohl ausreichende Mindestwassermengen als auch eine naturähnliche Abflussdynamik.
2. Vielfältige morphologische Bedingungen wie auch funktionierende Wechselwirkungen zwischen dem fliessenden Wasser und dem Bachuntergrund, entsprechend den natürlichen Gegebenheiten.
3. Die Verknüpfung des Fliesswasserbereiches mit der naturnahen terrestrischen Umgebung.

Das Ziel naturnaher Gewässer kann letztlich nur erreicht werden, wenn die Einzugsgebiete ebenfalls naturnah genutzt werden. „Ein gesundes Gewässer in einem kranken Einzugsgebiet ist nicht denkbar.“

ENTWICKLUNG DER CHEMISCHEN BELASTUNG

Wie bereits erwähnt, wurde die Belastung der Fliessgewässer mit abbaubaren organischen Stoffen innert 30 Jahren mittels der Kläranlagen drastisch reduziert. Im Verlaufe der vergangenen 10 Jahre konnte auch beim Phosphor eine substantielle Entlastung, das heisst etwa eine Halbierung der 80er Werte, erzielt werden. Hingegen nimmt der Stickstoffgehalt der Fliessgewässer stetig zu (vergleiche Beitrag J. Davis).

Die Massnahmen zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung wirken sich also sehr unterschiedlich aus. Der Rückgang der Phosphorbelastung in den Flüssen unterhalb der Seen geht primär auf das Konto der Reduktion (anfangs 80er Jahre) und des Verbotes (1986) des Phosphats in Waschmitteln. (Wo vorhanden, das heisst speziell in den Seeneinzugsgebieten, spielen die Kläranlagen mit Phosphoreliminationsstufe eine sehr wichtige Rolle). Beim Stickstoff fehlen entsprechende Massnahmen. Solche müssen vor allem in der Landwirtschaft und im Bereich Verbrennung und Verkehr ansetzen (vergleiche dazu die Mitt. der EAWAG 30 zum Thema Stickstoff).

Im übrigen ist es heute nicht mehr so, dass ein einzelner Stoff die Fliessgewässer-Verunreinigung dominiert. Man ist mit einer Vielzahl von Verbindungen – Xenobiotika, Metalle, Nährstoffe usw. – konfrontiert, die in komplizierter Wechselwirkung zueinander und zur Biologie stehen. Sowohl für die Beurtei-

lung der Schädwirkungen als auch für die Abhilfemassnahmen gibt es keine Rezepte; gefragt sind differenzierte Ansätze (bei den Massnahmen geht es nicht ohne Ursachenbekämpfung).

METALLE, NTA UND EDTA

Schon vor Inkrafttreten des Verbotes der Verwendung von Phosphat in Waschmitteln (1986) trat NTA in den Fliessgewässern im µg/l-Bereich auf. Weil nun Phosphat teilweise durch NTA zu ersetzen war, liess sich eine Zunahme nicht ausschliessen. Dank der guten Abbaubarkeit von NTA in Kläranlagen und in der Natur war dies nicht der Fall. Die Überwachung erfasste auch EDTA, wie NTA ein organischer Komplexbildner, aber nur teilweise – photochemisch – abbaubar. Es zeigte sich, dass EDTA ebenfalls seit Jahren konstant auftritt, in etwa doppelt so hoher Konzentration wie NTA (vgl. Beitrag von W. Giger *et al.*).

Beide Komplexbildner sind prinzipiell in der Lage, die Verteilung von Metallen zwischen gelöster und ungelöster Phase in Richtung der ersteren ungünstig zu beeinflussen. Bei den vorliegenden Konzentrationen in den Fliessgewässern besteht beim NTA allerdings wenig Anlass zu Besorgnis, während der Einfluss von EDTA noch verschiedene Fragen offen lässt (vergleiche Beitrag von L. Sigg).

METALLE UND SCHWEBSTOFFE

Die Auftretensform bestimmter Metalle, speziell des Bleis, hängt im übrigen stark von der Konzentration der Schwebstoffe im Wasser ab. Je mehr Schwebstoffe auftreten, desto mehr liegt Blei in partikulärer Form vor (L. Sigg). Nun steigen bei Regenwetter die Schwebstoffkonzentrationen (und damit auch das partikuläre Blei) stark an. Die Erhöhung der Schwebstoffe hat zwei Ursachen, einerseits die Aufwirbelung der Fliessgewässer-Sedimente, und andererseits den Eintrag via Kläranlagen, Hochwasserentlastungen und Bodenabschwemmungen. Dabei kann die Bedeutung der bei Trockenwetter gebildeten Sedimente wesentlich grösser sein als jene der übrigen Ursachen. In der Diskussion von Wasserqualitätsproblemen bei Regenwetter müssen deshalb die Vorgänge bei Trockenwetter mit einbezogen werden (vergleiche Beitrag von O. Wanner).

FRAGE DER METALLGRENZWERTE

Die Grenzwerte für Fliessgewässer in der Verordnung über Abwassereinleitungen von 1975 basieren auf dem Wissen, das man vor rund 20 Jahren hatte. Nach heutigen Erkenntnissen bezüglich der Effekte bei empfindlichen Organismen müssen sie wesentlich tiefer angesetzt werden. Gemessen an diesen neuen Grenzwert-Vorstellungen liegen die aktuellen Metallkonzentrationen in den Fliessgewässern teilweise zu hoch. Die Metallfrage erhält somit wieder ein grösseres Gewicht. Die Festlegung, Begründung und Handhabung der Metallgrenzwerte erfordert aber noch weitergehende Abklärungen (vergleiche Beitrag von L. Sigg). Diese dürfen sich nicht auf die Gewässer allein beschränken; Ursachen und Ausmass der anthropogen bedingten Metallflüsse sind ebenso einzubeziehen wie die Metallflüsse zwischen Wasser, Boden, Luft und Biosphäre.

GESAMTHEITLICHE ANSÄTZE FÜR DEN GEWÄSSERSCHUTZ

Die Zusammenhänge um NTA, EDTA, Metalle und Schwebstoffe belegen in eindrücklicher Weise, dass zunehmend komplexe Wechselwirkungen zu berücksichtigen sind, um den Beeinträchtigungen und dem Schutz der Gewässer gerecht werden zu können. In der Praxis stellt sich oft die Frage, wo konkret der Hebel anzusetzen sei, um den Zustand eines Gewässers am wirkungsvollsten zu verbessern. – Gilt es, die chemische Belastung zu verringern, das Gewässerbett oder dessen Umgebung zu verbessern, das Abflussregime zu verändern? – Oder muss in allen drei Bereichen gehandelt werden? – Und in bezug auf was genau und mit welchen Mitteln?

BEISPIEL FEHRALTORF – UND EINE LEHRE DARAUS

Diese Fragen sind oft nicht oder nicht in einfacher Weise beantwortbar. Ein Beispiel eines Falles, für den es Antworten gibt, wird mit der Fallstudie Fehraltorf präsentiert (siehe Beitrag von J. Lange *et al.*). Daraus lässt sich auch eine allgemeine Folgerung ableiten, die lautet: Regenbecken sind teuer und machen oft wenig Sinn, wenn man die Situation des Gewässerschutzes gesamtheitlich analysiert. Andere Massnahmen, zum Beispiel zur Verbesserung der Abwasserreinigung oder zur Bachre-

naturierung, können für die betroffenen Gewässer einen viel höheren Nutzen erbringen.

LÜCKEN UND HANDLUNGSERFORDERNISSE

Insgesamt bestehen bezüglich eines gesamtheitlichen Gewässerschutzes grosse Wissens- und Erfahrungslücken. Um diese zu verkleinern gilt es,

1. das Verständnis für die ökologischen Zusammenhänge innerhalb der Gewässer und zwischen Gewässern und Umgebung weiter forschend zu fördern,
2. die Verknüpfungen der Gewässer und des Gewässerschutzes mit den zivilisatorischen Prozessen zu erforschen und
3. zu handeln, nämlich Gewässersanierungen aufgrund gesamtheitlicher Ansätze durchzuführen und wissenschaftlich zu begleiten.

PROBLEME IN ENTWICKLUNGSLÄNDERN ...

Es ist offensichtlich, dass der Anspruch, die Gewässer sowohl nutzen als auch bewahren zu wollen, zu grossen Interessenkonflikten führen kann. Auch in der Schweiz ist die Nutzung vieler Gewässer zu verschiedenen Zwecken ein absolutes Muss. Die Nutzung soll aber nur soweit gehen, dass die Gewässer in einem naturnahen Zustand bewahrt werden können (Ausnahmen davon sind nach dem neuen Gewässerschutzgesetz, das im Frühjahr 1992 zur Abstimmung gelangen soll, im Bereich der Wasserkraftnutzung möglich).

Betrachtet man nun die Gewässerprobleme in Entwicklungsländern, könnte die schweizerische Auffassung durchaus als Luxus erscheinen. Bevölkerungsbullungen, Industrialisierung und mangelnde Finanzen für die Abwasserreinigung führen dort oft zu Situationen, in denen die Versorgung mit hygienisch vertretbarem Wasser stark gefährdet oder gar verunmöglicht wird. Das unmittelbare Lebensnotwendige steht hier im Vordergrund; die beschränkten Mittel erlauben kürzerfristig – wenn überhaupt – höchstens ein Abwenden von akuten Gefahren (vergleiche Beitrag von R. Schertenleib).

... UND DIE SCHWEIZ?

Die Verpflichtungen der Schweiz für die Entwicklungsländer stehen ausser Diskussion. Die dortige Situation kann aber keineswegs den Massstab für das Handeln im eigenen Lande abgeben,

und das aus verschiedenen Gründen:

1. Die schweizerischen Fließgewässer stellen ein nationales Gut dar, das an sich schützenswert ist.
2. Ein ökologisch orientierter Gewässerschutz ist unerlässlich, um längerfristige Umweltschäden mit unabsehbaren ökologischen und wirtschaftlichen Folgen vorsorglich zu vermeiden.
3. Als wohlhabendem Land steht es der Schweiz gut an, Wege zu erproben, die zu einer längerfristig umweltverträglichen Entwicklung hinführen.

FOLGERUNGEN FÜR DIE EAWAG

Die EAWAG fühlt sich diesen Grundsätzen und damit einem gesamtheitlich verstandenen Gewässerschutz verpflichtet. Das hat Konsequenzen für ihre Tätigkeit. Weiterhin spielt zwar die naturwissenschaftliche Erforschung der im Wasser und in den Gewässern ablaufenden Prozesse sowie das Erarbeiten ingenieurwissenschaftlicher Grundlagen eine wichtige Rolle. Es gilt aber noch vermehrt, bestehendes und neu hinzukommendes, sektorielles Wissen zu neuem Wissen im Sinne gesamtheitlicher Ansätze zu verknüpfen. Wissen allein reicht jedoch nicht aus, es braucht auch

Können und effektives Handeln. Und das wiederum heisst, dass die EAWAG gemeinsam mit der Praxis an konkreten Gewässerschutzprojekten arbeiten muss.

Diesem Verständnis entsprechend wird sich die EAWAG bemühen

- umfassendere Einsichten in die Ökologie der Fließgewässer und ihrer Rolle im gesamten ökologischen Netzwerk zu gewinnen
- Ansätze für die integrale naturnahe Gestaltung der Fließgewässer zu entwickeln,
- diese in den Kontext der problemverursachenden zivilisatorischen Mechanismen einzubeziehen (im Blick auf eine nachhaltige Ursachenbekämpfung) und
- die so gewonnenen Unterlagen in der Praxis gemeinsam mit externen Partnern zu erproben und weiterzuentwickeln.

Bei diesen Aktivitäten sollen auch die spezifischen Belange der Entwicklungsländer im Auge behalten werden und zum Tragen kommen.

ÖKOSYSTEM "FLIESSGEWÄSSER"

ANDREAS FRUTIGER

Die Fließgewässer, welche im Zentrum der Informationsveranstaltung 1991 der EAWAG "Von der Forschung zur Praxis" stehen, sind Systeme mit einer Vielzahl verschiedener Facetten. Je nach Blickwinkel können sie völlig anders aussehen. Trotzdem neigt man dazu, sie lediglich durch eine bestimmte "Optik" zu beurteilen und andere, ebenfalls mögliche Aspekte zu vernachlässigen oder gar zu übersehen. Mit diesem Einleitungsbeitrag soll versucht werden, ein möglichst gesamtheitliches Bild des Ökosystems „Fließgewässer“ zu skizzieren. Diese Skizze kann nur grob und oberflächlich bleiben und wird sicher auch nicht vollständig sein. Einige der hier nur gestreiften Aspekte werden teilweise in anderen Beiträgen etwas ausführlicher behandelt. Hier soll es vorerst lediglich darum gehen, einen Rahmen um das Phänomen "Fließgewässer" zu geben. Dieses Ziel soll erreicht werden, indem einige der wesentlichen Aspekte, welche die Fließgewässer auszeichnen, aufgegriffen werden und dargestellt wird, wie diese Aspekte zu gewissen Nutzungsarten durch den Menschen führen und welche Rückwirkungen diese anthropogenen Aktivitäten dann wiederum auf die Funktionen des Fließgewässers haben können.

1. FLIESSGEWÄSSER SIND WESENTLICHE STRUKTURELEMENTE DER LANDSCHAFT

Je ärmer eine Landschaft an Strukturen ist, desto wichtiger werden die Fließgewässer für deren Gliederung. Dies trifft in ausgeprägtem Masse für intensiv genutzte und weitgehend monotonisierte Agrarlandschaften zu. Durch die Bäche und Flüsse wird die Landschaft in einzelne Zellen gegliedert, welche ihrerseits über die Fließgewässer miteinander in Verbindung stehen. Der Uferstreifen mit seiner heckenartigen Vegetation und seinen periodisch überschwemmten Flächen, seinen Altwässern etc. stellt dabei, sofern er nicht landwirtschaftlich genutzt wird, ein ökologisch wichtiges Element dar. In ihm finden sich Lebensräume für verschiedenste Tiere und Pflanzen. Zudem dient er als Ausbreitungssachse und wirkt damit der Isolierung einzelner Standorte entgegen. Wohl nicht ganz zu Unrecht bezeichnet man die Fließgewässer deshalb oft als "ökologisches Rückgrat" der Landschaft.

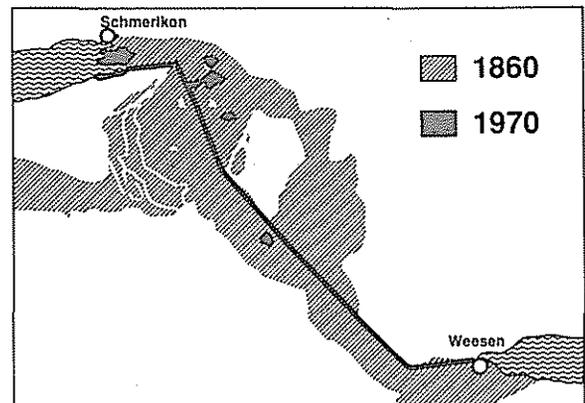


Fig. 1
Die „Melioration“ der Linthebene führte im Zeitraum von 1860 bis 1970 zu einem fast vollständigen Verlust der Lebensräume heute gefährdeter Pflanzen- und Tierarten (aus [1] umgezeichnet)

1.1 Fließgewässer werden durch eine Vielzahl anthropogener Aktivitäten direkt oder indirekt beeinträchtigt.

Fließgewässer stehen infolge ihrer annähernd eindimensionalen Ausdehnung in einem intensiven Wechselkontakt mit der sie umgebenden Landschaft. Diese enge ökologische Verzahnung hat zur Folge, dass viele anthropogene Aktivitäten im Einzugsgebiet sich mehr oder weniger direkt auch auf die Fließgewässer auswirken, wie in den folgenden drei Beispielen dargestellt wird:

- In den Siedlungsgebieten wird der Boden zunehmend versiegelt. Das Regenwasser, das früher im Boden versickerte, wird heute in vielen Fällen mit der Kanalisation fast ohne zeitliche Verzögerung dem Fließgewässer zugeführt. Dadurch wird dessen Abflussre-

gime verändert, was sich v.a. bei kleinen Gewässern stark bemerkbar macht. Spitzenabflüsse werden häufiger und die dazwischenliegende Niedrigwasser-Situation ausgeprägter.

- Die intensive Nutzung des Bodens durch die Landwirtschaft, die mit einem hohen Einsatz von Dünger verbunden ist, führt zu einer „diffusen“ Belastung der Fliessgewässer mit Nährstoffen. Da zudem in unserer Gesellschaft - nicht nur durch die Landwirtschaft! - grosse Mengen verschiedenster Pestizide und anderer, synthetischer Substanzen verwendet werden, gelangt neben diesen Nährstoffen auch noch eine Vielzahl naturfremder Substanzen in die Gewässer. Von diesen sog. „Xenobiotica“ weiss man in der Regel weder welche Wirkung sie in der Umwelt bzw. im Gewässer haben, noch was dort mit ihnen geschieht.
- Unsere gesamte Landschaft ist einem zunehmenden Nutzungsdruck ausgesetzt, der zu einem schleichenden Abbau der Heterogenität und damit zu einem Verlust an Lebensräumen und ökologischer Vielfalt führt. Dies wiederum zieht das Aussterben vieler spezialisierter Arten nach sich. Durch ihre starke Vernetzung mit dem Umland sind die Fliessgewässer von diesem Prozess in besonderem Masse betroffen, wie am Beispiel der Linthebene auf eindrückliche Weise zu erkennen ist (Fig. 1).

2. FLIESSGEWÄSSER STELLEN EIN RIESIGES LEISTUNGSPOTENTIAL DAR

Die in den Fliessgewässern weltweit umgesetzte Leistung beträgt ungefähr

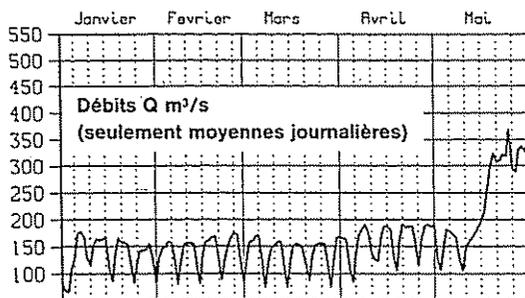


Fig. 2
Die Abflussdynamik der Rhône (bei Porte du Scex) ist stark durch die Kraftwerksnutzung geprägt; an den Wochenenden, wenn die Kraftwerke nicht arbeiten, ist der Abfluss nur ca. halb so hoch wie von Montag bis Freitag [2].

10⁸ MW, was derjenigen von mehr als 100'000 Atomkraftwerken entspricht. Mit dieser Leistung tragen die Fliessgewässer Berge ab, heben Täler aus und füllen mit dem erodierten Material Seen und Landschaftsmulden auf. Sie sind damit die wichtigste (abbauende) landschaftsgestaltende Kraft. Am eindrücklichsten wird uns dieses Energiepotential bei aussergewöhnlichen Hochwasserereignissen (mit Schäden an Kulturland und Bauwerken) bewusst.

2.1. Nutzung des Leistungspotentials der Fliessgewässer

Dieses Leistungspotential ist in zweierlei Hinsicht die Ursache für anthropogene Beeinträchtigungen. Einerseits wird es vom Menschen schon seit langer Zeit genutzt, früher, um Wasserräder, heute, um Turbinen und Stromgeneratoren anzutreiben. Dies ist sicher allgemein bekannt. Weniger bekannt ist dagegen das Ausmass dieser Nutzung: In der Schweiz gibt es fast kein grösseres Gewässer mehr, das davon nicht betroffen ist: mindestens 90% des wirtschaftlich nutzbaren Potentials sind bereits ausgeschöpft. Und dabei muss betont werden, dass bei derartigen Rechnungen, die nach Kriterien der Wirtschaftlichkeit erstellt worden sind, weder die Verluste an ideellen Werten noch die ökologischen Schäden mitberücksichtigt sind. - Die Kraftwerksnutzung ist somit keinesfalls ein punktuell Problem, sondern sie betrifft die Fliessgewässer ebenso flächendeckend wie z.B. ihre Verunreinigung durch Abwasser.

Durch die Kraftwerksnutzung wird der Abfluss des Gewässers verändert. Im günstigeren Fall ist "nur" die zeitliche Verteilung des Abflusses, d.h. die Abflussdynamik, betroffen (Fig. 2). In vielen Fällen aber führt die Kraftwerksnutzung

zu, dass der Abfluss über eine gewisse Fließstrecke dauernd stark reduziert ist oder im Extremfall sogar überhaupt kein Wasser mehr fliesst. In diesem Fall wird aus einem belebten Bach eine tote Steinwüste. Um die Energiegewinnung zu maximieren, werden zudem oft noch bauliche Eingriffe am Gewässer vorgenommen. Das Wasser wird gefasst und umgeleitet oder aufgestaut. Damit wird der Charakter des Fliessgewässers stellenweise stark verändert. Im Extremfall wird aus einem

Flie遝gewässer ein See, oder es wird in den Wasserhaushalt ganzer Landstriche eingegriffen.

2.2. Hochwasserschutz und Landgewinnung

Andererseits stellt das Energiepotential der Fliessgewässer auch eine Gefahr dar, gegen die sich der Mensch schon lange zu schützen versuchte. Um das Wasser schneller aus der Landschaft abzuführen, wurden und werden die Gewässer begradigt. Dies muss mit baulichen Massnahmen, d.h. Uferbefestigungen, erzwungen werden, da ein Fliessgewässer natürlicherweise einen verzweigten oder mäandrierenden Verlauf aufweist, nie aber einen geraden. Wenn derartige Eingriffe zu einer Sohlenerosion führen, was zwar in der Regel nicht beabsichtigt ist, aber oft genug doch eintritt, werden zusätzlich zu den Längsverbauungen auch noch Querbauwerke nötig, um die Sohle zu stabilisieren.

Da das Bett eines natürlichen Fliessgewässers wesentlich mehr Raum beansprucht als ein begradigtes Gerinne, gehen Gewässerverbauungen meist Hand in Hand mit einem oft beträchtlichen Landgewinn; diese Motivation zu Gewässerverbauungen sollte nicht unterschätzt werden!

3. FLIESSGEWÄSSER SIND TRANSPORTMEDIEN FÜR WASSER UND WASSERINHALTSTOFFE

Obwohl die Fliessgewässer nur einen verschwindend kleinen Anteil des Festlandes bedecken, sind sie doch zu einem wesentlichen Anteil für die Wasserumsätze in der Landschaft verantwortlich und daher auch eine wichtige Komponente im Wasserhaushalt der Landschaft. Eingriffe in ihr Abflussregime haben daher zwangsläufig auch immer Folgen für den Wasserhaushalt der betroffenen Gegend. In vielen Fällen ist dies allerdings der eigentliche Zweck eines Eingriffs:

3.1. Nutzung der Fliessgewässer für die Trockenlegung vernässter Landstriche oder für die Bewässerung

In vernässten Gegenden werden die Gerinne künstlich eingetieft und das umgebende Land drainiert. Damit kann einerseits eine mögliche Mückenplage bekämpft werden und andererseits lässt sich der Boden danach landwirtschaftlich besser nutzen (vgl. Fig. 1). Gerade

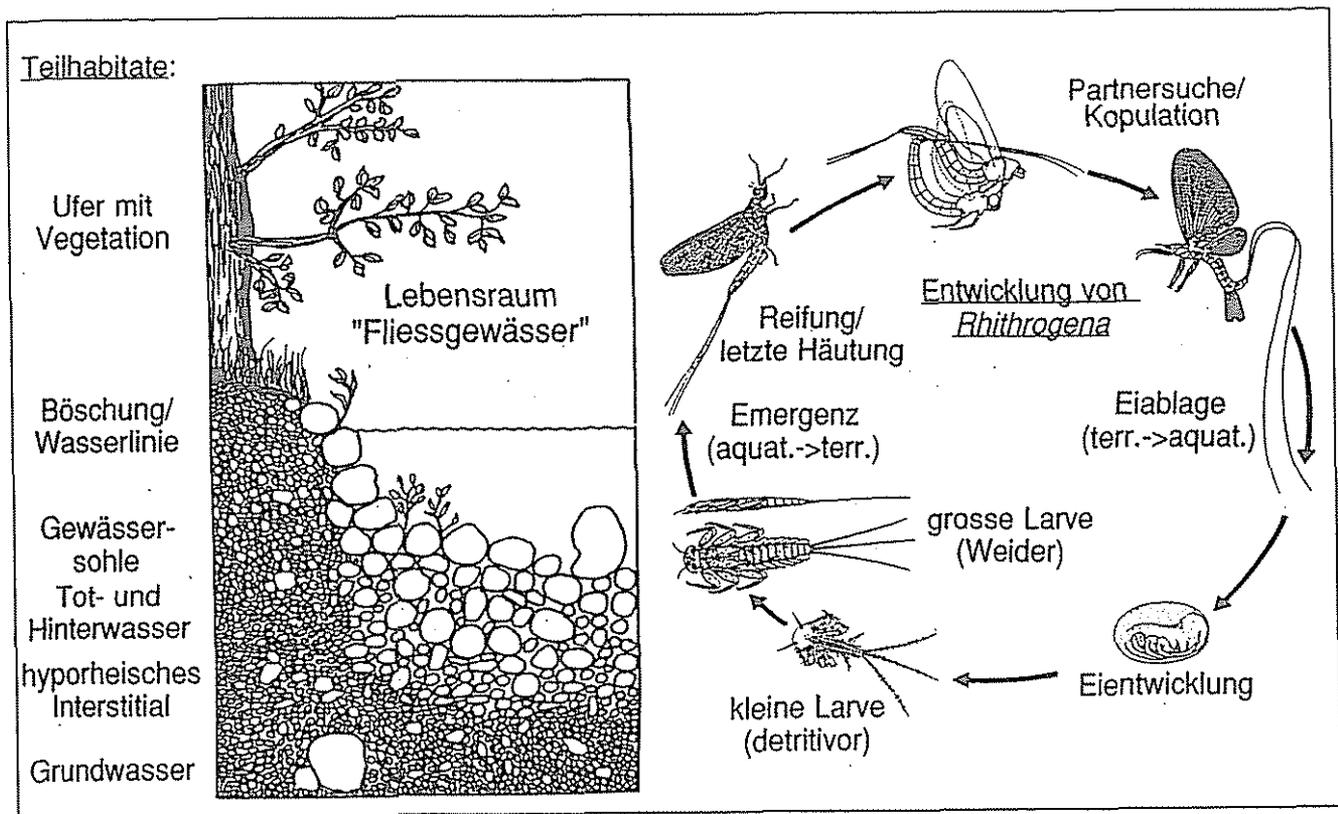


Fig. 3
 Der Lebensraum „Fließgewässer“ umfasst neben dem fließenden Wasser und der Gewässersohle auch den Porenraum der tieferen Sedimentschichten, das sog. hyporheische Interstitial, und den angrenzenden Uferstreifen mit seiner Vegetation. Wie die Eintagsfliege *Rhithrogena* durchlaufen auch viele andere Fließwassertiere die verschiedenen Phasen ihres Entwicklungszyklus in verschiedenen Teilhabitaten. Nur wenn alle Teilhabitate vorhanden sind, können diese Tiere ihren Entwicklungszyklus beenden und sich im Gewässer natürlicherweise fortpflanzen (Figuren aus [3], [4], [5] und [6])

umgekehrt verhält es sich in Gebieten mit geringem Niederschlag. Dort wird den Fließgewässern Wasser entnommen, um das Land zu bewässern.

3.2. Nutzung der Fließgewässer für den Abtransport von Abfall

Weil wir über vergleichsweise viel Wasser verfügen, können wir es uns leisten, die Transportkapazität unserer Fließgewässer auch für die „Entsorgung“ unserer Abfälle zu nutzen. Solange die Abfallfrachten in einer Grössenordnung blieben, welche die Gewässer verkraften konnten und allfällig auftretende Probleme mit vergleichsweise einfachen Mitteln gelöst werden konnten, war dagegen auch nicht viel einzuwenden. Als die Abfallmengen aber immer grösser wurden, kam es zu Konflikten zwischen den verschiedenen Nutzungsansprüchen, was schliesslich eine gesetzliche Regelung nötig machte. Die erste derartige Vorschrift, mit der die Nutzungsansprüche der Fischer gegen diejenigen der Fabrikbesitzer geschützt werden sollten, findet sich im „Bundesgesetz betreffend die Fischerei“ von 1888. Nach dem zweiten Weltkrieg war in der Schweiz die Belastung der Gewässer so gross geworden, dass ein eigentliches Gesetz „über den Schutz der

Gewässer vor Verunreinigung“ unumgänglich geworden war, welches am 1. Januar 1957 in Kraft trat.

4. FLIESSGEWÄSSER SIND DAS PRODUKT VERSCHIEDENSTER EINFLUSSFAKTOREN

Fließgewässer sind Individuen. Ihr Erscheinungsbild wird durch eine grosse Anzahl verschiedener Parameter geprägt. Trotzdem sind es aber nur einige wenige übergeordnete Faktoren, auf welche das Erscheinungsbild ursächlich zurückzuführen ist. Dazu gehören:

- Die sogenannte Orohydrographie, das heisst z.B. die Grösse, die Höhenlage, die Höhenerstreckung und das Gefälle des Einzugsgebietes;
- das Klima, wie z.B. die Temperatur, die Strahlungs- und die Niederschlagsverhältnisse im Einzugsgebiet, sowie
- die Geologie und die Bodenverhältnisse des Einzugsgebietes.

Es sei damit auf die Tatsache hingewiesen, dass es natürlicherweise eine Vielzahl verschiedener Fließgewässertypen gibt, die sich in ihrer Grösse und ihrem Charakter deutlich voneinander unterscheiden und nicht einfach miteinander verglichen werden dürfen.

5. FLIESSGEWÄSSER SIND LEBENSRAÜME

Fließgewässer werden von einer Vielzahl verschiedenster Organismen besiedelt. Ihre Besiedlungsdichte und ihre Produktivität sind durchaus mit anderen, nicht intensiv genutzten Standorten vergleichbar.

Für die Organismen, die ein Fließgewässer besiedeln, haben v.a. zwei ihrer Eigenschaften besondere Bedeutung, nämlich die Strömung und der Geschiebetrieb. Die Strömung übt auf die an der Gewässersohle lebenden Organismen eine permanente Kraft aus, den sogenannten „hydraulischen Stress“. Der bei hohen Abflusswerten auftretende Geschiebetrieb führt zu einem Kugelmühle-Effekt des Sedimentes, welcher für die Organismen katastrophale Folgen hat. Diese zwei mechanischen Einwirkungen machen die Fließgewässer zu einem wenig lebensfreundlichen Habitat. Um sie zu besiedeln, ist ein hohes Mass an Spezialisierung nötig. Für diejenigen Organismen allerdings, denen es gelungen ist, sich an die spezifischen Fließwasserbedingungen anzupassen, bieten sich auch einige Vorteile: Die dauernde Bewegung des Wassers sorgt für eine zuverlässige Turbulenz und damit für optimale Mischungsverhältnisse

se. Aus diesem Grund können sich zum Beispiel um die Atemstrukturen der Tiere herum keine Diffusionshöfe bilden, was die Atmung erleichtert. Die Zufuhr von „Nährsalzen“ und Nahrung in Form von partikulärem organischem Material ist überall sichergestellt. So sind selbst bei niederen Stoffkonzentrationen hohe bis höchste Besiedlungsdichten möglich (bei Kriebelmückenlarven z.B. bis zu 1/3 Mio. Ind./m²). Auch die sehr hohe Umsatzrate der Bakterien und Pilze, welche als Aufwuchs auf dem Sohlenmaterial wachsen und hauptverantwortlich sind für die sogenannte „Selbstreinigung“ eines Fließgewässers, ist nur dank der permanenten Bewegung des Wassers möglich.

5.1. Biologische Charakterisierung der Fließgewässer

Die „Biologie“ der Fließgewässer ist somit vor allem charakterisiert durch eine hohe bis extreme Anpassung der Organismen an die durch die Strömung verursachten Verhältnisse (d.h. an den hydraulischen Stress, an die Sedimentbewegungen bei Hochwasser und an die zuverlässigen Mischungsverhältnisse), an welcher in komplexer Weise der Körperbau, der Stoffwechsel, das Verhalten und der Entwicklungszyklus der Organismen beteiligt sind.

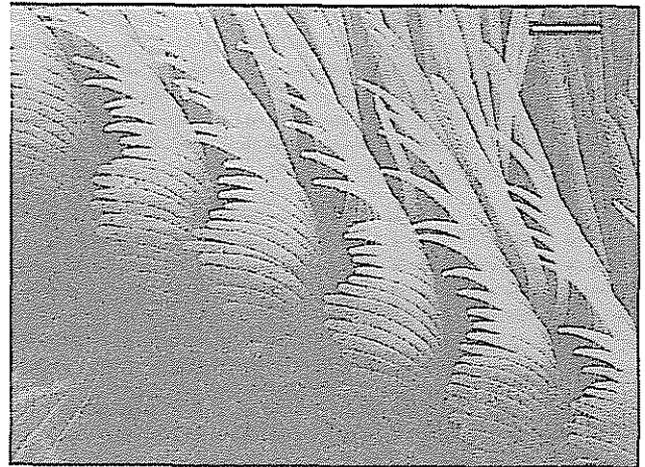
Anhand der Eintagsfliege *Rhithrogena*, die in den voralpinen Kiesbächen weit verbreitet ist und oft mit einer Besiedlungsdichte von einigen 1000 Individuen pro m² vorkommt, lassen sich exemplarisch einige dieser Adaptionen aufzeigen. Da sich ihr Entwicklungszyklus in den verschiedenen Teilhabitaten abspielt, welche alle zum Gesamtlebensraum „Fließgewässer“ gehören, lässt sich an ihrem Beispiel zudem die Bedeutung dieser Teilhabitats auf anschauliche Weise darstellen (Fig. 3).

a) Das hyporheische Interstitial: Embryogenese, „Kinderstube“ und Refugium:

Die Entwicklung von *Rhithrogena* beginnt im Sohlenmaterial, welches sich unter der obersten Schicht der Gewässersohle befindet, dem sogenannten hyporheischen Interstitial. In diesem bis ca. 1/2 m tief reichenden Lückensystem findet ihre Entwicklung statt, und auch die Larven halten sich am Anfang ihrer Entwicklung und während Hochwasserereignissen mit Geschiebetrieb dort auf. Das Interstitial dient somit als „Kinderstube“ und als Refugium.

Eine zentrale Bedingung für die bio-

Fig. 4
Die Tiere der Gewässersohle, welche sich auf das Abweiden des Algenbelages auf der Oberseite der Steine spezialisiert haben, besitzen zu diesem Zweck komplizierte Mundwerkzeuge. Das Bild zeigt ein Detail dieser hochspezialisierten Strukturen einer Eintagsfliege.



logischen Prozesse im Interstitial ist eine ausreichende Versorgung mit Sauerstoff, welche z.B. dann nicht mehr gewährleistet ist, wenn die Poren durch feines Sediment verstopft sind. Diese Gesetzmässigkeit, die v.a. im Zusammenhang mit der Entwicklung von Fischen bekannt ist, stellt einen der Hauptgründe dar, weshalb ein natürliches Fließgewässer gelegentliche Hochwasser mit Geschiebetrieb braucht, um "gesund" zu bleiben. Dabei wird das Sohlenmaterial ausgewaschen und auf natürliche Weise von feinem Sediment befreit. Denn nicht nur die kieslaichenden Fischarten, welche unsere Fließgewässer besiedeln, sondern auch viele der ca. 4000 Wirbellosen-Arten sind für ihre Entwicklung zwingend auf die Existenz eines bewohnbaren Interstitials angewiesen.

b) Die Gewässersohle: "Algenweide" für *Rhithrogena* und andere Weider:

Auf der Oberseite der Steine, welche die Deckschicht der Gewässersohle bilden, kann sich bei ausreichenden Lichtverhältnissen ein dünner, aber hochproduktiver Algenfilm bilden. Dieser sogenannte epilithische Aufwuchs stellt für die heranwachsenden *Rhithrogena*-Larven eine attraktive Nahrungsquelle dar. Um sie aber nutzen zu können, müssen die Tiere zwei besondere Fähigkeiten besitzen: Sie müssen sich an der stark strömungsexponierten Oberseite der Steine aufhalten können, und sie müssen in der Lage sein, den fest haftenden Algenbelag vom Untergrund abzulösen und aufzunehmen.

Die Fähigkeit, sich selbst auf stark überströmtem Substrat noch sicher bewegen zu können, erreicht *Rhithrogena* in erster Linie durch morphologische Adaptionen: Ihr Körper ist verbreitert und stark abgeflacht und die kräftigen

Beine weisen an ihrem Ende je eine scharfe Krallen auf. Mit diesen kann sich *Rhithrogena* am Substrat verankern und "hängt" dann ohne nennenswerten Energieaufwand sicher in der Strömung. Darüber hinaus sind bei *Rhithrogena* die Tracheenkiemen zu einer saugnapffählichen Struktur umgewandelt, was ihre Retentionsfähigkeit zusätzlich erhöht.*

Mit diesen zwei Anpassungen ist *Rhithrogena* in der Lage, sich dort aufzuhalten, wo der epilithische Aufwuchs wächst. Um aber die Algen auch tatsächlich von den Steinen abweiden zu können, ist eine weitere Spezialisierung nötig: *Rhithrogena* besitzt hochspezialisierte Mundwerkzeuge, welche aus einer ganzen Palette verschiedenartiger Borsten und Bürsten mit jeweils unterschiedlichen Funktionen bestehen (Fig. 4).

Die Weidetätigkeit von *Rhithrogena* und anderen Larven, die sich auf ähnliche Weise ernähren, ist so effizient, dass die Algen unter natürlichen Bedingungen dadurch "kurzgehalten" werden. Wenn ein Gewässer verkrautet, so liegt das in der Regel nicht an einer Überdüngung, sondern daran, dass entweder nicht mehr genügend oft Geschiebetrieb stattfindet oder dass durch irgend eine Be-

* Die Tracheenkiemen der aquatischen Insektenlarven sind eigentlich Strukturen, welche den für die Atmung nötigen Gasaustausch mit dem Umgebungswasser sicherstellen. Weil aber bei den Fließwassertieren die Strömung den Gasaustausch sehr erleichtert, können sie es sich leisten, auf derartige "Atemhilfen" zu verzichten. Dafür sind sie nun in hohem Masse von der Strömung abhängig. Fällt diese aus, und sei es auch nur für eine kurze Zeit, ersticken sie. Diese Strömungsabhängigkeit ist typisch für viele Fließwasserbewohner, auch wenn sie nicht immer so extrem ist wie bei *Rhithrogena*.

einträchtigung die Weider aus dem Gewässer eliminiert worden sind.

c) Der Uferstreifen: Emergenz, Reifung und Fortpflanzung:

Rhithrogena macht, wie die meisten Wasserinsekten, in ihrem Entwicklungszyklus einen Phasenwechsel zwischen aquatisch und terrestrisch durch. Das bedeutet: Die fertig entwickelte Larve kriecht ans Ufer und verlässt das Wasser, indem sie an der Wasserlinie die letzte Larvenhäutung durchmacht. Diesen Vorgang, bei dem die Larvenhaut im Wasser zurückbleibt, bezeichnet man als Emergenz. Danach sucht das nun flugfähige Tier rasch Zuflucht in der Ufervegetation, welche ihm gegen Fressfeinde wie Vögel oder Kleinsäuger und gegen die Witterung, v.a. gegen intensive Sonnenstrahlung (Austrocknung), Schutz bietet. Dort verbringt es einige Stunden bis Tage, um mit der letzten Häutung zur geschlechtsreifen Imago zu werden. Die Männchen fliegen danach bei günstiger Witterung auf und sammeln sich über dem Gewässer zu Schwärmen, welche als optische Signale die Weibchen anlocken. Diese fliegen in den Männchenschwarm hinein und werden im Flug begattet. Kurz darauf beginnt das Weibchen, seine Eier in das Gewässer abzulegen. Die Eier sedimentieren ins Interstitial, womit der Entwicklungskreis geschlossen ist.

Das Imaginalstadium der Eintagsfliegen dauert nur einige Stunden bis Tage, was ja auch in ihrem Namen zum Ausdruck kommt. Andere aquatische Insekten leben als ausgewachsene Tiere etwas länger, d.h. Tage bis Wochen. Die meisten von ihnen sind in dieser Zeit auf eine intakte Ufervegetation angewiesen. Fehlt sie, wie es z.B. bei stark verbauten Bächen oder da, wo das Ufer bis an die Wasserlinie landwirtschaftlich genutzt wird, oft der Fall ist, sind die Chancen für eine erfolgreiche Fortpflanzung nur noch gering. In der Regel sterben die Tiere in dem Gewässer aus.

5.2. Schlussfolgerungen für den Gewässerschutz

Im Hinblick auf den Gewässerschutz lassen sich diese biologischen Aspekte zu den folgenden Schlussfolgerungen zusammenfassen:

- Damit Pflanzen und Tiere ein Fließgewässer erfolgreich besiedeln können, ist in vielen Fällen ein hohes Mass an Anpassung und Spezialisierung nötig. Je weiter eine Art spezia-

lisiert ist, desto geringer ist im allgemeinen ihre Toleranz gegenüber Situationen, welche natürlicherweise nicht vorkommen. Wenn ein Fließgewässer in irgendeiner Art und Weise durch anthropogene Aktivitäten verändert wird, werden deshalb zuerst und vor allem die "Spezialisten" bedroht, während die weniger empfindlichen "Generalisten" kaum betroffen werden und oft als einzige im Gewässer übrigbleiben.

- Der Lebensraum "Fließgewässer" umfasst neben dem eigentlichen Gerinne (mit dem Wasser) und der Gewässersohle auch das hyporheische Interstitial und den Uferstreifen. Nur wenn alle diese Teilhabitate intakt sind, ist das dauerhafte Ueberleben einer vielseitigen und artenreichen Tiergemeinschaft sichergestellt.

6. FLIESSGEWÄSSER SIND IDEELLE WERTE

Neben all diesen bisher erwähnten, objektiv erfassbaren Eigenschaften haben die Fließgewässer noch eine weitere wichtige Seite, die sich kaum quantifizieren lässt: Sie sind ideelle Werte und üben auf den Menschen seit jeher eine starke Faszination aus. An ihren Ufern können wir uns vom Stress und den Sorgen des Alltags erholen. Diese ideellen Werte kommen u.a. in unzähligen literarischen Werken zum Ausdruck.

Hermann Hesse zum Beispiel beschreibt in seiner Erzählung "Siddhartha" diese Bedeutung der Fließgewässer für den Menschen so: Auf der Flucht vor seinem bisherigen Leben kommt Siddhartha an einen Fluss. Da er glaubt, alles im Leben erfahren zu haben, was man erfahren kann und daher keinen Sinn mehr sieht, weiterzuleben, will er sich in den Fluss stürzen und sich umbringen. Doch der Fluss gibt ihm neuen Lebensmut und fasziniert ihn so sehr, dass er beschliesst, Fährmann zu werden und von den Geheimnissen des Flusses zu lernen:

"Von den Geheimnissen des Flusses aber sah er heute nur eines, das ergriff seine Seele. Er sah: dies Wasser lief und lief, immerzu lief es, und war doch immer da, war immer und allezeit dasselbe und doch jeden Augenblick neu! Oh, wer dies fasste, dies verstünde! Er verstand und fasste es nicht, fühlte nur Ahnung sich regen, ferne Erinnerung, göttliche Stimme" [7].

6.1. Nutzung der Fließgewässer für Freizeit und Erholung:

Besonders in unserer hektischen "Freizeitgesellschaft", in der die Menschen zunehmend von der Natur entfremdet werden, führt diese Faszination zu einem hohen Nutzungsdruck: Die Fließgewässer sind wichtige Erholungsräume für den stressgeplagten, modernen Menschen. In diesem Nutzungsdruck äussern sich die ideellen Werte der Fließgewässer. Die Tatsache, dass sie sich nicht in Franken oder kWh messen lassen, soll nicht dazu verleiten, ihre Bedeutung zu unterschätzen oder gar zu negieren. Denn welche Verarmung würde es bedeuten, wenn uns eine natürliche Flusslandschaft nicht mehr zu faszinieren vermöchte und wir uns damit begnügen müssten, die Länge einer Mäanderschleife gemäss Lehrbuch als Funktion des Abflussregimes, des Gefälles, des Feststoffanteiles und des „sedimentologischen Durchmessers“ [8] erklären zu können? Und: „*Wer von uns verweilt nicht lieber bei der geistreichen Unordnung einer natürlichen Flusslandschaft als bei der geistlosen Regelmässigkeit eines begradigten Gerinnes?*“ (nach Schiller, 1793, leicht verändert).

- [1] Heusser H. (1991): Der Artentod - ein irreversibler Prozess. Neue Zürcher Zeitung, 31.8./1.9.1991, Nr. 201, S. 23-24.
- [2] EDI/BUS (1984): Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz 1982. Herausgegeben von der Landeshydrologie, 341 pp.
- [3] Engelhardt W. (1980): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Kosmos Naturführer. Franckh'sche Verlags-handlung, Stuttgart, 257 pp.
- [4] Hynes H.B.N. (1970): The Ecology of Running Waters. Liverpool University Press, 555 pp.
- [5] Pennak R.W. (1978): Fresh-Water Invertebrates of the United States. John Wiley & Sons, New York, 803 pp.
- [6] Rawlinson R. (1939): Studies on the Life-History and Breeding of *Ecdyonurus venosus* (Ephemeroptera). Proc. Zool. Soc. London, Ser. B, 337-450.
- [7] Hesse H. (1950): Siddhartha. Eine indische Dichtung. Suhrkamp Verlag, Frankfurt a. Main, 136 Seiten
- [8] Mangelsdorf J., Scheurmann K. (1980): Flussmorphologie. Ein Leit-faden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. R. Oldenbourg Verlag München Wien, 262 pp.

ANSPRÜCHE VON FISCHEN AN DIE MORPHOLOGIE UND HYDROLOGIE DER BÄCHE

ARMIN PETER

1. EINFÜHRUNG

Im Jahre 1967 wurde in den USA von White und Brynildson [1] eine Arbeit publiziert, die die ausserordentliche Bedeutung der Habitate für das Vorkommen von forellenartigen Fischen (*Salmoniden*) dokumentierte.

Als Fischhabitat bezeichnet man den Bereich (Wohnraum) in einem Fließgewässer, in dem eine Fischart leben kann und regelmässig vorkommt. Habitate besitzen eine räumliche Ausdehnung und sind Teile eines Ökosystems, die in einem Lebensraum unbedingt vorhanden sein müssen, damit eine Art vorkommt. Dies sind beispielsweise: Laichplätze, Inkubationsräume, Aufwuchsorte, Unterstände für juvenile und adulte Fische, aber auch Strecken, die von den Fischen durchwandert werden (siehe Fig. 1).

Ein Mikrohabitat dagegen ist der Ort, wo ein Fisch zu irgendeinem bestimmten Zeitpunkt anzutreffen ist [2]. Mikrohabitate beinhalten spezifische Kombinationen der Elemente des Lebensraumes und werden meistens durch die Parameter Tiefe, Substrat und Fließgeschwindigkeit beschrieben. Für Forellen wird ein Mikrohabitat in der Regel durch einen Unterstandstypus charakterisiert. Beim Gebrauch des Wortes Habitat wird meist nicht explizit erwähnt, ob ein Mikrohabitat oder der gesamte Wohnraum in einem Ökosystem gemeint ist. Aus dem Zusammenhang ergibt sich jedoch in der Regel eine klare Zuordnung.

Mit der erwähnten Arbeit von White und Brynildson wurde die „Ära der Habitatsrevolution“ eingeleitet und in der Folge erschienen und erscheinen immer noch unzählige Publikationen über die Bedeutung der Habitate für Fische. Die Habitate stehen im Zentrum des Interesses, da eine Fischpopulation nicht losgelöst von ihrem Lebensraum betrachtet werden kann. Dabei werden die Flussmorphologie und die Ufervegetation besonders berücksichtigt, da sie in Fließgewässern für die räumliche Strukturierung wesentliche Elemente sind. Heute sind unsere Kenntnisse über die Wichtigkeit der Fischhabitate weit fortgeschritten. Werden Habitate in ver-

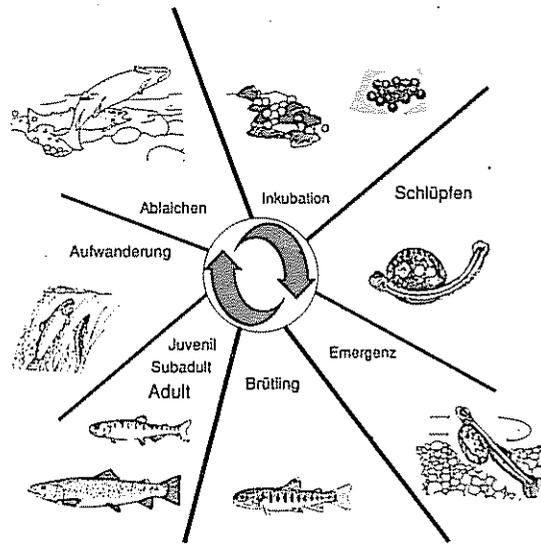


Fig. 1
Lebenszyklus der Bachforelle

schiedenen Flüssen miteinander verglichen, stellt man fest, dass sie von Fluss zu Fluss sehr unterschiedlich ausgebildet sind. Ihre Entstehung erfolgt durch zufällige Ereignisse. Die antreibende Kraft für den Habitats-Gestaltungsprozess ist der Regen und die damit verbundene Hochwasserführung im Fließgewässer. Vor allem sind es die extremsten Hochwasserabflüsse, die die Eigenschaften der Habitate ausprägen. Die Ressourcen werden durch das aus dem Einzugsgebiet stammende Geschiebe und durch organisches Material (Holz und Laub) der Ufervegetation geliefert. Die Morphologie (Form, Gestalt) des Flusses bestimmt im wesentlichen wie dieser Gestaltungsprozess verläuft, d.h. wo Material erodiert und wo deponiert wird. Zusätzlich verleiht die Ufervegetation den wichtigen ufernahen Unterständen Stabilität (z.B. Baumwurzeln als stabilisierende Elemente). Natürliche, mäandrierende Fließgewässer zeichnen sich durch einen vielfältigen Lebensraum aus, konventionell verbaute dagegen durch starke Monotonie.

In den folgenden Ausführungen sollen die Biologie und Ökologie der Fische mit den Disziplinen Flussmorphologie und Hydrologie verknüpft werden. Zudem wird die Veränderung des Lebensraumes durch Verbauungen beschrieben und die Reaktion der Fischpopulationen aufgezeigt. Die drei Disziplinen (Flussmorphologie, Hydrologie

und Ökologie der Fische) haben sich in den letzten Jahren ziemlich unabhängig voneinander entwickelt. Bei der habitatsbezogenen Betrachtungsweise sind jedoch morphologische Parameter (wie Gefälle, Fließgeschwindigkeit, Struktur der Sohle und des Ufers) sowie das Management des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet eines Flusses (als Disziplin der Hydrologie) ausserordentlich wichtig.

Die Verknüpfung der Disziplinen geschieht am besten anhand eines Beispiels: es soll der Lebenszyklus der Bachforelle verfolgt werden, da dieser aus unterschiedlichen Entwicklungs- und Wachstumsstadien (9 Stadien) besteht. Er beschreibt die ökologische Beziehung, welche Fische an ihre Umwelt bindet. Wenn zusätzlich noch angegeben wird, wie und wo jedes Stadium des Zyklus vorkommt, wird die Lebensgeschichte (life history) der Fischpopulation beschrieben (wann, unter welchen Bedingungen, Verhalten der Fische). Der Lebenszyklus der Bachforelle wird als Beispiel herangezogen, weil dieser Fischart ein sehr breiter Vorkommensbereich eigen ist (steile Gewässer oberläufe bis flache Unterläufe: obere Forellenregion bis Barben- oder sogar Brachsenregion). Zudem besitzen die adulten Stadien infolge ihrer Körpergrösse im Vergleich zu den frühen Stadien sehr unterschiedliche Ha-

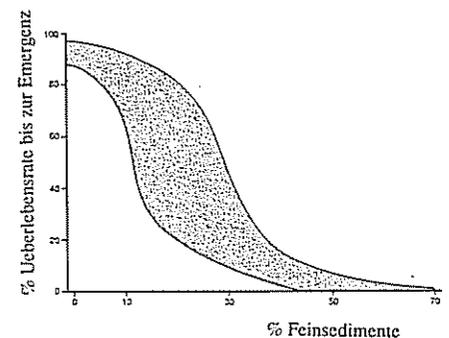


Fig. 2
Überlebensrate von Salmonideneiern in Funktion der Feinsedimente [4]. Der schattierte Bereich der Kurve beinhaltet Resultate aus mehreren Arbeiten.

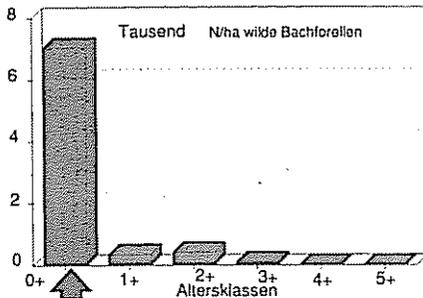


Fig. 3a
Altersstruktur der Bachforellenpopulation am 15.11.1983 in der Buechwigger (nicht kolmatierte Sohle)

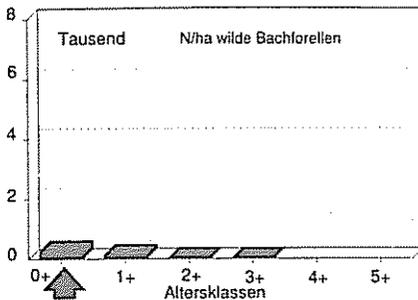


Fig. 3b
Altersstruktur der Bachforellenpopulation am 11.11.1983 in der Wigger (kolmatierte Sohle)

bitatsansprüche und reagieren auf morphologische Veränderungen eines Fließgewässers sehr sensibel.

2. LEBENSZYKLUS DER BACHFORELLE

Der Lebenszyklus ist in Fig. 1 dargestellt und soll im Folgenden kurz erläutert werden.

2.1 Aufwanderung

Ob eine Rückkehr zu den Laichgebieten (Reproduktionsarealen) möglich ist, hängt in erster Linie von baulichen Hindernissen (Überfälle, Röhren, Untiefen- und Geschwindigkeitsbarrieren sowie Schussrinnen) und einer ausreichenden Wasserführung ab. Obwohl einige Bachforellen ausnahmsweise beträchtlich hohe Überfälle überwinden können (1 - 2 m), sollte in der Regel die Überfallshöhe in der Forellenregion nicht mehr als 30 cm betragen. Bei Hindernissen über 30 cm ist damit zu rechnen, dass die juvenilen Fische abgeblockt werden. Die maximale Höhe ist auf 80 cm zu begrenzen [3]. Nebst den Eigenschaften des Fisches (Grösse, Kondition und Ausdauer) bestimmen auch die Wassertemperatur und besonders die geometrische Anordnung des Hindernisses die Möglichkeit des Aufstieges (insbesondere die Tiefe des Kolkens unterhalb des Überfalles, minimale Kolkentiefe = Überfallshöhe mal 1.25). Den natürli-

chen Barrieren kommt eine ökologische Funktion zu: sie bestimmen die obere Verbreitung der Fische im Einzugsgebiet.

2.2 Ablachen

Für die Laichgebiete ist die Heterogenität des Lebensraumes von höchster Bedeutung. Forellen laichen oft in seichtem Wasser und benötigen daher in unmittelbarer Nähe ihrer Aufenthaltsorte Unterstände, wo sie vor Predatoren geschützt sind. Diese Schutzräume finden sie vor allem in unterspülten Uferpartien und unter überhängender Ufervegetation. Von Lachsen ist bekannt, dass der Reproduktionserfolg der Männchen eng mit deren Körpergrösse zusammenhängt. Grosse Männchen erkämpfen sich die Nähe zum Weibchen. Daneben existiert jedoch eine alternative Reproduktionsstrategie: frühreife, kleine Männchen vermeiden Rivalitätskämpfe mit grösseren Fischen gleichen Geschlechts und erschleichen sich die Nähe zum Weibchen. Diese alternative Strategie ist jedoch nur möglich, wenn den kleinen Männchen ein heterogener Lebensraum mit genügend Unterständen als Versteck zur Verfügung steht. Obwohl diese alternative Reproduktionsstrategie bei Bachforellen noch nicht beschrieben wurde, darf angenommen werden, dass sie von kleinen Männchen ebenfalls angewendet wird.

Die Grösse des benützaren Laichareales ist eine Funktion des Abflusses: mit zunehmender Wasserführung vergrössert sich die Laichfläche bis zu einem Maximum. Eine weitere Abflusszunahme reduziert die Laichfläche, da bei hohen Fließgeschwindigkeiten einige Bachflächen von den Fischen nicht mehr benützt werden. Bachforellen benötigen fürs Ablachen Substratgrössen zwischen 6 - 76 mm [4].

2.3 Inkubation

Die Eier werden durch das Weibchen in die vorbereitete Laichgrube deponiert (inkubiert) und sofort durch ein oder mehrere Männchen besamt. Daraufhin werden die Eier mit Kies zugedeckt. Das Überleben im Interstitial (Lückensystem unter der Gewässersohle) ist eine Funktion der Permeabilität und Porosität der Bachsohle. Ein hoher Anteil von Feinpartikeln (organische und anorganische Partikel < 5 mm) verunmöglichen eine erfolgreiche Entwicklung der Eier/Embryonen. Feinpartikel stammen aus Erosionsvorgängen von landwirtschaftlich genutzten Flächen, von Stras-

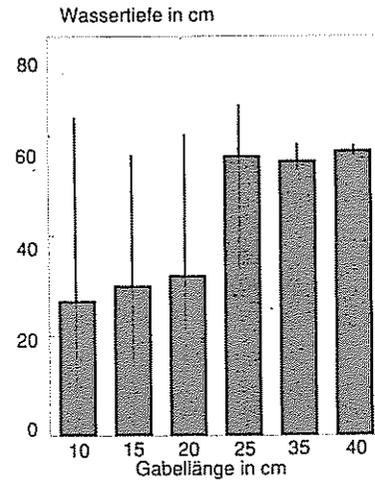


Fig. 4
Tiefenbenützung von Bachforellen im Böschengiesen SG

sen und aus der Belastung mit organischen Abwässern. Mit zunehmendem Anteil der Feinpartikel verdichtet sich das Interstitial. Daraus resultieren eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit im Kiesbett und eine Abnahme der O₂-Versorgung. Fig. 2 zeigt die Überlebensrate von Salmonideneiern bis zur Emergenz der Fische (Verlassen des Interstitials) in Abhängigkeit der Feinsedimente im Interstitial, nach [4].

Werden zwei Bachabschnitte unterschiedlichen Kolmatierungsgrades der Bachsohle miteinander verglichen, zeigt sich deutlich, wie sich die Verdichtung der Sohle auf das Überleben der Eier auswirkt. In Fig. 3a ist die Altersstruktur der Bachforellenpopulation in der Buechwigger dargestellt. Die Buechwigger ist ein naturnaher Bach und weist keine Kolmatierung der Gewässersohle auf. Die im Interstitial deponierten Eier entwickeln sich gut und daher liessen sich im Herbst viele Fische im ersten Lebensjahr (0+-Bachforellen) nachweisen. Am 15.11.1983 konnten pro ha 7030 Fische gefangen werden, die aus der natürlichen Fortpflanzung stammen. Zirka 10 km flussabwärts ist die Wigger hart verbaut und die Gewässersohle durch künstliche Schwellen stabilisiert. Die Sohle ist stark kolmatiert. In Fig. 3b ist dargestellt, wieviele 0+-Fische aus der natürlichen Fortpflanzung stammen (263/ha). Die Dichte der 0+-Fische in diesen zwei Beispielen ist eine direkte Folge der Durchlässigkeit der Gewässersohle. Andere Faktoren wie z.B. Anzahl der abgelegten Eier beeinflussen das Resultat nicht (Dichte der deponierten Eier im Herbst 1982 für die Buechwigger 11, für die Wigger 14 pro m²).

Es ist noch zu erwähnen, dass natürliche Störungen der Inkubation durch hef-

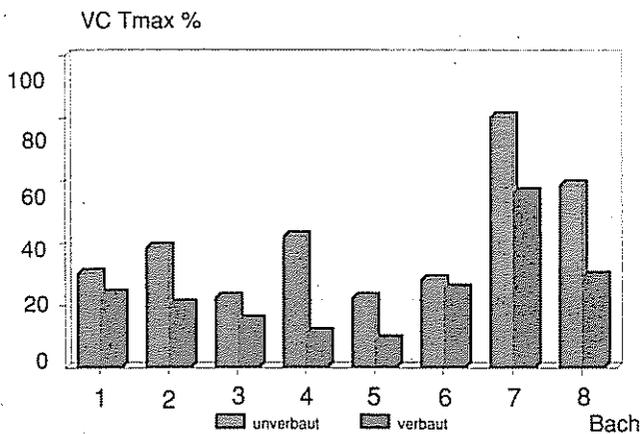


Fig. 5
Variationskoeffizienten T_{max} in verbauten Strecken (jeweils 2. Säule) und unverbauten Strecken (1. Säule)

tige Hochwasser und dem damit verbundenen Geschiebetransport auftreten können. Diese Störungen können sämtliche Fischeier vernichten und sind oft für das Fehlen einzelner Jahrgänge verantwortlich. Allerdings ist die Wahrscheinlichkeit, dass solche Ereignisse mehrere Jahre hintereinander auftreten, gering. Dies im Gegensatz zur Kolmatierung, wo die Inkubation dauernd geschädigt ist.

2.4 Schlüpfen

Für den Schlüpfvorgang aus dem Ei muss den Forellen wesentlich mehr Sauerstoff zur Verfügung stehen als während der Embryogenese. Der Wert dürfte ungefähr demjenigen der atlantischen Lachse entsprechen, der als kritisches Niveau einen Mindestgehalt von 7 - 10 mg O_2/l im Interstitial beträgt [5]. Nach dem Schlüpfen verbleiben die Dottersackbrütlinge vorerst im Interstitial. Ihre

weiterhin als Refugium dient. Die Emergenz erfolgt, wenn der Dottersack (Nahrungsreserve) auf zirka 2/3 aufgebraucht und der Brütling schwimmfähig ist. Mit der Emergenz wird das kritische Stadium im Entwicklungszyklus abgeschlossen.

2.6 Brütling

Bei den frisch aus der Kiessohle emergierten Brütlingen setzt die Phase der Populationsregulation ein. Nur diejenigen Brütlinge, welche ein Territorium erobern können und somit über eine energetisch günstige Position im Fluss verfügen, werden überleben. Die Zahl der Territorien in einem Fluss hängt wesentlich von der Komplexität der Flusssohlenstruktur ab [6]. Die aggressiven Interaktionen bei Bachforellen werden durch visuelle Isolation der Fische stark gedämpft. Brütlinge sind auf einer heterogenen Bachsohle

Empfindlichkeit gegenüber Störungen durch Sohlenverdichtung oder geschiebeführende Hochwasser bleibt vorerst erhalten.

2.5 Emergenz

Mit Emergenz wird das Verlassen des Kiesbettes bezeichnet. Der Brütling hält sich danach in der freien Wassersäule auf, obwohl er immer noch sehr stark an die Gewässersohle gebunden ist, die ihm

visuell stark isoliert. Dadurch reduzieren sich die Raumanprüche und viele Brütlinge finden ein Territorium. Dies im Gegensatz zu einer monotonen Gewässersohle. Ohne visuelle Isolation beanspruchen die Brütlinge nämlich viel Raum und nur wenige können sich in einem Territorium eta-

blieren. Brütlinge ohne Territorien werden in ungünstige Positionen abgedrängt und überleben nicht.

Die visuelle Isolation bestimmt die Territoriumsgrösse und ist eine Funktion der Habitatsqualität. Die morphologische Vielfalt begrenzt also die Anzahl der überlebenden Brütlinge und ist eine wichtige Steuergrösse für die Regulation und Dichte der Bachforellenpopulation. Die stark dichteabhängige Mortalität ist nach einer kritischen Zeit von 33 - 70 Tagen abgeschlossen [7].

2.7 Juvenilstadium

Mit zunehmender Grösse der Fische gewinnt die freie Wassersäule als Aufenthaltsort an Bedeutung. Ab einer Länge von zirka 5 cm bevorzugten Forellen schnell fließende, untiefe Stellen im Fließgewässer (Riffles). In den untiefen Bacharealen entgehen die Jungfische der Konkurrenz der grossen Fische. In vielen Arbeiten wurde die Bedeutung von Seitenarmen gezeigt. Obwohl Seitengerinne wichtige Aufenthaltsorte für Jungfische sind, werden sie bei Gewässerkorrekturen meistens zerstört.

2.8 Subadultes und adultes Stadium

Die zunehmende Grösse der Fische ist mit zunehmendem Raumanpruch gekoppelt. Grössere Forellen zeigen vermehrt ein objektorientiertes Verhalten (Aufenthalt in den Unterständen). Fische ziehen sich in die Unterstände zurück, um auszuruhen oder sich bei Gefahr zu verstecken. Es sind Orte mit reduzierten Lichtverhältnissen und erhöhter visueller Isolation. Unterstände geben Deckung von oben (z.B. überhängende Ufervegetation, Baumstümpfe und Äste im Wasser, unterspülte Ufer usw.) oder es sind Strukturen, die im Bach untergetaucht sind (Unterwasserpflanzen, untergetauchte Steine, Pools = Kolken, usw.). Den Ufern und speziell der Ufervegetation kommen als unterstandsbildende Strukturen besondere Bedeutung zu. Neben der Unterstandspräferenz weisen die Bachforellen sehr ausgeprägte Ansprüche an die Tiefe eines Gewässers auf. Grossen Forellen müssen Areale mit genügender Wassertiefe zur Verfügung stehen. Fig. 4 zeigt die ausgesprochenen Tiefenbenutzungen von Bachforellen verschiedener Längen im Böschengiessen (SG). Die Säulen stellen die Mittelwerte der benutzten Tiefen dar, die dazugehörigen Linien den Vorkommensbereich. Die

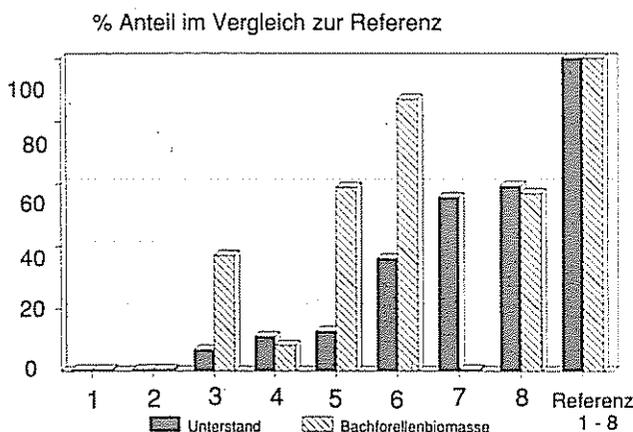


Fig. 6
Mikrohabitate und Forellenbiomasse
Im Bach Nr. 1 wird die verbaute Strecke mit der unverbauten Strecke=Referenz (immer 100%) bezüglich der beiden Parameter Unterstand und Biomasse verglichen. Für die Bäche 2 - 8 ist das Vorgehen analog

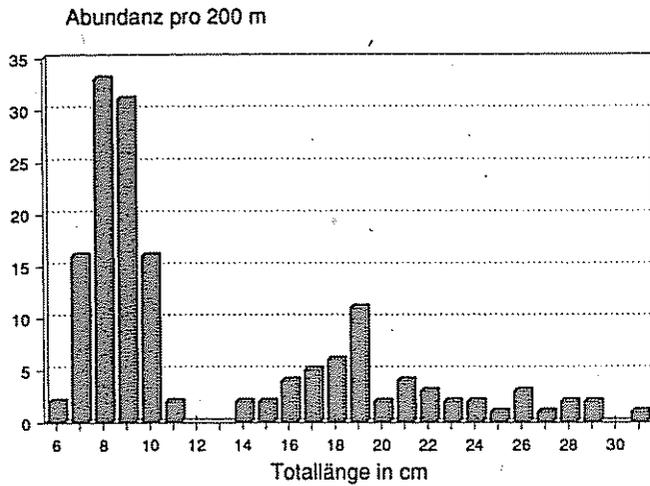


Fig. 7a
Längenfrequenzhistogramm der Bachforellen in der unverbauten Strecke

drei Längenkategorien bis 20 cm begnügen sich mit kleineren Gewässertiefen (< 35 cm). Ab 25 cm Länge halten sich die Fische nur noch an tiefen Stellen im Bach auf. Besonders die beiden Gruppen 35 cm und 40 cm zeichnen sich durch einen sehr engen Vorkommensbereich aus. Diese beiden Gruppen halten sich nur noch in tiefen Pools (Kolken) auf. Die Verfügbarkeit von Pools wird für diese grossen Fische zum limitierenden Faktor.

Mit der Kenntnis des Lebenszyklus verfügen wir nun über ein ausreichendes Wissen, um Lebensraumveränderungen durch Verbauungen zu beurteilen und die Reaktion der Fischpopulation zu verstehen.

3. EINFLUSS VON GEWÄSSERVERBAUUNGEN AUF FISCHPOPULATIONEN

3.1 Methoden zur Beurteilung des Lebensraumes

3.1.1 Querprofilanalyse

In verschiedenen Querprofilen werden die Parameter Breite und Tiefe ausgemessen. Dabei zeigte sich, dass insbesondere die Maximaltiefe ein ausgezeichnetes Mass für die Beurteilung der Heterogenität des Lebensraumes darstellt [8,9]. Die Querprofilmessungen sind bei einer mittleren Niederwasserführung vorzunehmen. Für die beiden Parameter Breite und Maximaltiefe (T_{max}) werden die Standardabweichungen und die Variationskoeffizienten VC ($VC = s/\text{Mittelwert} (100)$) berechnet.

3.1.2. Analyse der Mikrohabitate (Unterstände)

Ebenfalls bei mittlerer Niederwasserführung werden die Unterstände der Forellen quantitativ und qualitativ erhoben. Die Unterstände für die Fische im ersten Lebensjahr werden dabei nicht berücksichtigt (Weglassen der Juvenilhabitate), da diese Altersklasse sehr spezielle Ansprüche aufweist und noch nicht auf Reduktionen der Gewässertiefe reagiert. Qualitativ werden 17 Unterstandstypen unterschieden und die gesamte Unterstandsfläche wird in % der gesamten Gewässerfläche ausgedrückt. Bei einem Unterstandsvergleich zwischen mehreren Fliessgewässern ist die zeitliche Dynamik der Mikrohabitate zu berücksichtigen. Sämtliche Unterstandsanalysen sollen daher in derselben Jahreszeit durchgeführt werden.

3.2 Vergleich von verbauten und unverbauten Gewässerstrecken

An acht Fliessgewässern im Einzugsgebiet des Vierwaldstättersees wurde

folgendes Vorgehen gewählt. Mittels Analysen von Querprofilen und Unterstandsflächen wurde in jedem Bach eine unverbaute mit einer verbauten Strecke verglichen. Fig. 5 zeigt die Veränderung der Variationskoeffizienten der Maximaltiefen. In allen acht Bächen setzte die Verbauung die Heterogenität (ausgedrückt durch VC von T_{max}) des Lebensraumes herab. Aus Fig. 6 ist die Veränderung der Mikrohabitate (Unterstände) und der Forellenbiomasse ersichtlich. Als Referenz dient wiederum für jeden Bach die unverbaute Strecke (=100 %), die mit dem verbauten Abschnitt verglichen wird. In sämtlichen Bächen wird in der verbauten Strecke die Fläche der Fischhabitate reduziert, in den Bächen 1-5 sogar sehr drastisch. Diese massiven Mikrohabitatsreduktionen gehen mit einer entsprechend deutlichen Abnahme der Bachforellenbiomasse einher. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass in jedem der acht durch Verbauungen veränderten Fliess-

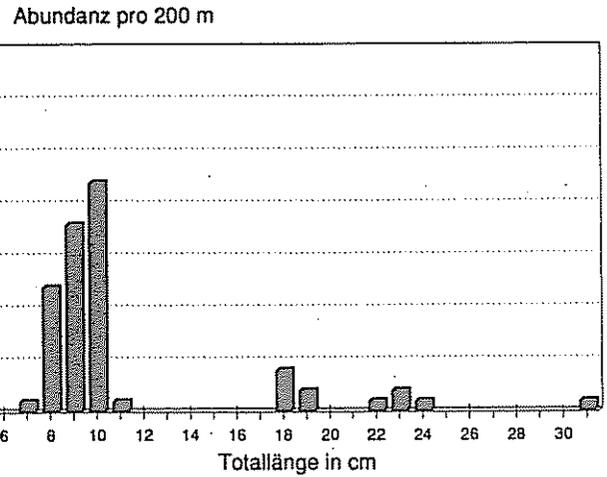


Fig. 7b
Längenfrequenzhistogramm der Bachforellen in der verbauten Strecke

Tabelle 1

Vergleich unverbaute/verbauter Strecke (GF = Gesamtfläche)

Parameter	unverbaut	verbaut
Beschattung (% GF)	85	0
mittlere Maximaltiefe in cm	46	18
VC T_{max} %	58	29
VC Breite %	26	19
Pools (% GF)	12.5	2.9
Unterstände (% GF)	19.4	11.5
Fischarten	4	2
total Fischbiomasse kg/ 200 m	17.9	2.5
Anzahl Fische /200 m (alle Arten)	666	113
Alet /200 m	448	0
Gropfen / 200 m	71	44
Beurteilung des Lebensraumes	vielfältig	monoton

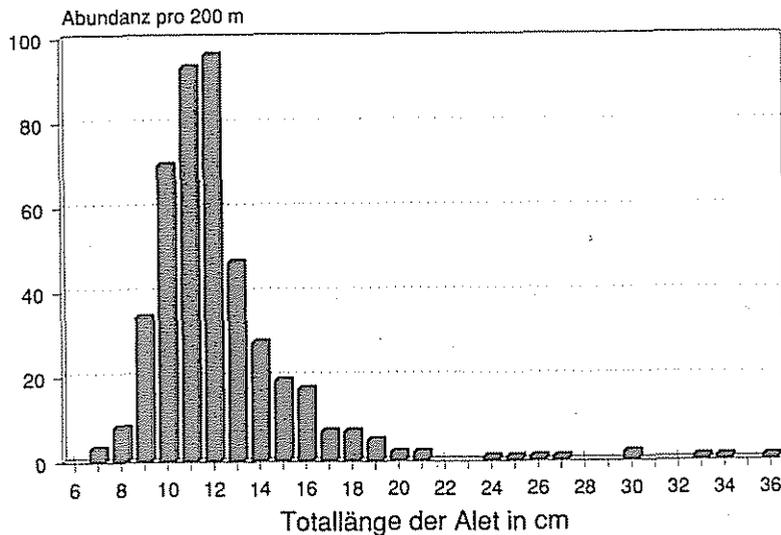


Fig. 8
Längenfrequenzhistogramm des Alet in der unverbauten Strecke

gewässer die Vielfältigkeit des Lebensraumes erniedrigt wurde. Diese Monotonisierung führt zu einem beträchtlichen Verlust der Fischunterstände und einer Abnahme der Dichte der Fische (Biomassenreduktion).

3.3 Fallbeispiel Chlausenblach

Der Chlausenbach liegt im Kanton Schwyz und mündet in den Lauerzersee. Im Mündungsbereich befinden sich einige hundert Meter des Baches in naturnahem Zustand. Im oberen Gewässerabschnitt ist der Bach jedoch begradigt und verbaut. Tabelle 1 dokumentiert einige Parameter in der verbauten und unverbauten Bachstrecke. Um einen möglichst guten Vergleich durchzuführen, wurden die beiden Strecken so ausgewählt, dass die verbaute und naturnahe Strecke direkt aneinandergrenzen.

In Fig. 7a ist das Längenfrequenzhistogramm der Bachforellen für die unverbaute Strecke aufgezeichnet. Das entsprechende Histogramm für die verbaute Strecke zeigt Fig. 7b. Die Dichte der Bachforellen hat sich von 148 Individuen in der unverbauten Strecke auf 69 Individuen im verbauten Abschnitt erniedrigt, die Biomasse von 6.0 kg auf 1.9 kg. Diese Reduktion ist die Folge der massiven Verkleinerung der Unterstandsflächen. Alle Grössenklassen wurden durch die Abnahme der Mikrohabitate betroffen, besonders stark jedoch die Forellen > 14 cm. Im Abschnitt 2.8 wurde besonders auf die Beziehung "Gewässertiefe versus grössere Forellen" hingewiesen. Die mittlere Wassertiefe im Chlausenbach hat sich von 30 cm in der unverbauten Strecke auf 14 cm im verbauten Abschnitt reduziert und trägt somit wesentlich zur niedrigeren Abundanz der grossen Forellen bei.

Eine andere Fischart, die durch die Verbauung stark betroffen wurde, ist der Alet (*Leuciscus cephalus*). Befanden sich im naturnahen Abschnitt noch 448 Alet (Fig. 8), so sind sie im verbauten Teil völlig verschwunden.

Die zweite Fischart, die in der verbauten Strecke fehlt, ist der Aal.

Das Beispiel Chlausenbach zeigt eindrücklich, dass durch konventionelle Bachverbauungen die Lebensräume der Fische stark verändert und monotonisiert werden. Dadurch werden Fischarten eliminiert, andere weisen eine stark veränderte Populationszusammensetzung auf (markante Veränderung der Längen- und somit der Altersstruktur bei Bachforellen).

4. AUSBLICK

Dass morphologische Vielfalt und ausreichende Wasserführung eine notwendige Voraussetzung für gute Fischhabitate sind, wurde hiermit dargelegt. Um einer Fischart das Überleben in einem Fliessgewässer zu ermöglichen, sind die Habitatsansprüche sämtlicher Lebensstadien zu befriedigen. Dies setzt eine genügend grosse Habitatsdiversität voraus. **Die Erhaltung des natürlichen Lebensraumes ist die Basis für die Erhaltung einer Art.** Der Lebenszyklus der Bachforelle und die nötige Diversität der Habitate wurde hier stellvertretend für andere Fische, aber auch für ein funktionierendes Ökosystem aufgezeigt.

Noch vorhandene, unbeeinflusste Fliessgewässer sind in ihrem ungestörten Zustand zu belassen. In stark beeinträchtigten Gewässern sind die letalen Habitate zu entfernen; eine Revitalisierung und Restrukturierung soll ange-

strebt werden. Dabei gilt es jedoch zu beachten, dass ein Fliessgewässer und sein Tal eine untrennbare ökologische Einheit bilden. Eine Revitalisierung soll also neben dem Gewässer auch auf das angrenzende Land ausgedehnt werden und besondere Situationen im Gewässerinzugsgebiet berücksichtigen.

- [1] White R.J. and O.M. Brynildson, (1967): Guidelines for Management of Trout Stream Habitat in Wisconsin. Wisconsin Dept. Nat. Resources Tech. Bull. no. 39, Madison, WI
- [2] Baltz D.M., (1990): Autecology. In Methods for Fish Biology, edited by C.B. Schreck and P.B. Moyle, American Fisheries Society, Bethesda, 585-607.
- [3] Reiser D.W. and R.T. Peacock, (1985). A technique for assessing upstream fish passage problems at small-scale hydropower developments, in F.W. Olson et al., editors. Symposium on small hydropower and fisheries. American Fisheries Society, Bethesda, 423-432.
- [4] Everest F.H. et al., (1985): Salmonids, 199-230. In Management of Wildlife and Fish Habitats in Forests of Western Oregon and Washington. Part I, E.R. Brown, editor. United States Department of Agriculture.
- [5] Reiser D.W. and T.C. Bjorn, (1979). Habitat Requirements of Anadromous Salmonids. In Influence of Forest and Rangeland Management on Anadromous Fish Habitat in the Western United States and Canada. W. R. Meehan, Editor, 54 p.
- [6] Kalleberg H., (1958): Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). Inst. Freshw. Res. Drottningholm Rep. 39, 55-98.
- [7] Elliott J.M., (1989): Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo Trutta*. I. The critical time for survival. J. Animal Ecology, 58, 987-1001.
- [8] Jungwirth M., (1981): Auswirkungen von Fliessgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, p. 104.
- [9] Peter, A., (1986): Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. Bundesamt für Umweltschutz, Bern. Schriftenreihe Fischerei, Nr. 45, p. 55.

DIE AUSWIRKUNGEN TECHNISCHER EINGRIFFE AUF DIE INVERTEBRATENFAUNA ALPINER FLIESSGEWÄSSER

JÜRIG BLOESCH

1. EINLEITUNG

Bis vor kurzem hat sich der Gewässerschutz in der Schweiz weitgehend auf den Bau von Kläranlagen beschränkt, da man sich mit der Bekämpfung der chemischen Belastung des Vorfluters und deren Auswirkung auf die Lebewesen (Saprobien-system [15]) begnügt hat („qualitativer Gewässerschutz“); der Anschlussgrad der Bevölkerung an Kläranlagen ist deshalb auch im Alpenraum beachtlich hoch. Demgegenüber befasst man sich neuerdings vermehrt auch mit der Abflussmenge und -dynamik, welche die Morphologie und Biologie im Fließgewässer nachhaltig beeinflussen und welche durch technische Eingriffe wie Wassernutzung und Wasserbau sehr stark verändert werden („quantitativer Gewässerschutz“). Der moderne Gewässerschutz könnte deshalb auch als „integraler Gewässerschutz“ bezeichnet werden, der versucht, ein Gewässer als gesamten Lebensraum zu erfassen, anstatt nur einzelne Teilaspekte zu beurteilen. Diese Haltung hat sich auch im Entwurf des neuen Gewässerschutzgesetzes (Zweckartikel 1) niedergeschlagen, wo die Erhaltung der Lebensräume einheimischer Tiere und Pflanzen neu auftaucht und die Nutzung durch den Menschen in den Hintergrund getreten ist.

2. AUSWIRKUNGEN TECHNISCHER EINGRIFFE AUF DIE BIOZÖNOSE DER INVERTEBRATEN

Im natürlichen Bergbach wirkt sich der Abfluss im Gerinne über ein ungewein kompliziertes Wirkungsgefüge, welches die Morphologie, die Physik (insbesondere die Strömung!) und die Chemie umfasst, auf die Biologie des Gewässers und des Umlandes aus. Die Komplexität dieses Wirkungsgefüges lässt es fast als selbstverständlich erscheinen, dass noch viele wissenschaftliche Erkenntnislücken vorhanden sind, und dass demnach die Fragen nach angemessenen Restwassermengen und naturnahen Verbauungen nicht einfach zu beantworten sein werden.

Fig. 2

Chli Schlierli (OW). Substrat, Benthos-Biomasse, Anzahl Systematische Einheiten, Total-Individuen und Anzahl Orthocladiinae (Chironomidae, Zuckmücken) in der naturnahen Referenzstrecke und der verbauten Strecke.



Fig. 1

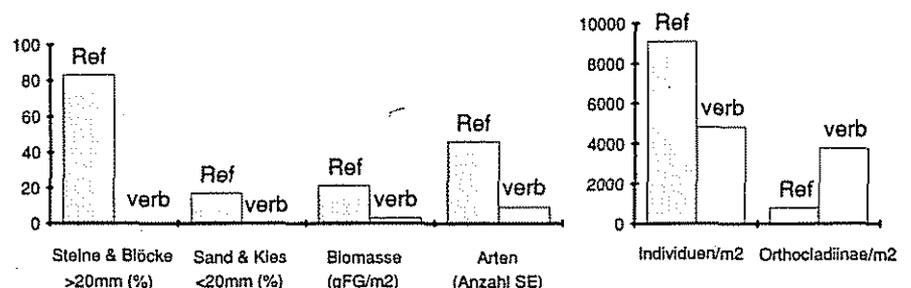
Chli Schlierli (OW). Links: Längs- und Sohlenverbauung. Rechts: Naturnaher Abschnitt (Referenz), unterhalb.

Ein möglicher Ansatz zur Untersuchung der Auswirkungen technischer Eingriffe auf die Biozönosen in Fließgewässern besteht darin, eine Referenzstrecke, welche eine sog. natürliche Biozönose aufweist, mit einer gestörten Strecke bzw. Biozönose zu vergleichen. Dabei wird vorausgesetzt, dass die Vergleichsstrecken dem gleichen Gewässertyp und der gleichen zoogeographischen Höhenstufe angehören, also nicht weit auseinanderliegen. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie wir den Referenzzustand definieren wollen, denn der unberührte „Urzustand“ ist in unserer zivilisierten Kulturlandschaft, mit Ausnahme der hintersten Alpentäler, nicht mehr zu finden und deshalb auch nicht mit wissenschaftlichen Untersuchungen zu charakterisieren. In der Praxis müssen wir uns daher meistens mit einer sog. naturnahen Re-

ferenz begnügen. Eine weitere Schwierigkeit besteht darin, dass meistens gleichzeitig mehrere Eingriffe zu beurteilen sind.

Vier Beispiele solch vergleichender Untersuchungen aus der Innerschweiz illustrieren, wie sich technische Eingriffe auf die Invertebratenbiozönose auswirken können:

1) Die massiv verbaute Sohle und Uferböschung des Chli Schlierli (Fig. 1) stellt ein extrem künstliches Substrat dar, welches eine stark reduzierte Artenzahl, Tierdichte und Biomasse zur Folge hat (Fig. 2). Es können sich lediglich fädige Grünalgen und Moose an den Betonwänden halten, in denen allerdings, nebst zufällig und vereinzelt hängengebliebenen Organismen, Ubiquisten wie Chironomiden (Orthocladiinae) in Massen auftreten können. Diese Tiere ernähren



sich vom Detritus, der sich in diesen Pflanzenpolstern ansammelt. Verallgemeinernd kann also gefolgert werden, dass die Biologie durch solche massiven Bauwerke zwar nicht total zerstört wird, dass aber eine stabile funktionsfähige und standortgetreue Biozönose nicht mehr vorhanden ist.

2) Der **Gerisbach** ist durch Querwerke massiv verbaut, womit vermehrt Kolke mit Geschiebesortierung und Vergrößerung des aquatischen Lebensraumes geschaffen wurden (Fig.3). Deshalb findet man hier in der verbauten Strecke eine erhöhte Artenzahl, Tierdichte und Biomasse (Fig.4). Allerdings stellt man fest, dass eine natürliche Population (>100 Individuen/m²) der funktionell wichtigen Art *Gammarus fossarum* sowohl in der verbauten wie auch in der oberliegenden natürlichen Referenzstrecke fehlt. Dies muss im vorliegenden Fall auf die massiven Querbauten zurückgeführt werden, da andere Gründe (Abwasserbelastung, Versauerung, Unterbrechung der Wasserführung durch übermässige Grundwasserentnahme [13]) beim Gerisbach nicht in Frage kommen. Hohe Querbauten behindern oder verunmöglichen also allgemein die Wanderbewegungen der Invertebraten.

3) Die **Sarner Aa** unterhalb des Wichelsees ist nicht nur massiv verbaut (Sohlen- und Längsverbauung), sondern stellt zugleich eine extreme Restwasserstrecke dar (Fig.5). Wir finden in der gestörten Strecke reduzierte Artenzahlen, Individuendichten und Biomassen, welche allerdings durch den Zufluss der Gross Schliere ungefähr die Diversität und Grössenordnung der Referenzstelle oberhalb des Wichelsees erreichen (Fig.6). Die Verarmung der Restwasserstrecke ist stark von der Jahreszeit abhängig, weil sich verschiedene Faktoren (kein Wasser, geringe Fliessgeschwindigkeit, Hochwasser, massive Sohlenverbauung) in ihrer Wirkung abwechseln bzw. unterstützen. Den geringsten Einfluss auf die Benthosbiozönose hat die Kanalisierung, die jedoch umso mehr den Fischbestand beeinträchtigt [14]. Anhand der Ephemeropteren kann gezeigt werden, dass fehlendes Substrat (Sohlenverbauung!) den grabenden und kriechen-



Fig. 3
Gerisbach (OW). Links: Querverbauung; Rechts: Naturnaher Abschnitt (Referenz), oberhalb.

den Arten die Lebensgrundlage entzieht (Fig.7): fehlende Strömung (Restwasser!) bewirkt das Fehlen von schwimmenden Formen (nur *Baetis*, welche ein sehr breites Lebensspektrum aufweist [10], kann sich halten); die torrenticolen Ephemeropteren sind in der Sarner Aa a priori nicht in vielen Arten zu erwarten (es wurden nur wenige *Heptagenia*, eine ausgesprochene Flussform, gefunden). Verallgemeinernd kann gesagt werden, dass massive Sohlenverbauungen (Zerstörung des Interstitials), ungenügende Restwassermengen (fehlende Strömung, Austrocknung) und unterbrochenes Kontinuum (Verhinderung der Drift) spezialisierte Insektenlarven (hier: Ephemeropteren) signifikant dezimieren.

4) Die **Muota**, welche in einem Karstgebiet mit natürlichen Versickerungen und Quellaufstößen fliesst, weist nebst Begradigungen extreme Restwasserstrecken auf (Fig.8). Unsere Referenzstrecken waren entweder durch Quellaufstöße oder Schwallbetrieb oberliegender Kraftwerke

beeinflusst, was die Schwierigkeiten illustriert, geeignete Referenzstellen zu finden. Wohl deshalb ergaben sich keine klaren Unterschiede zwischen Referenz und wasserführender Restwasserstrecke (Fig.9); während die Diversität (Artenzahl) nicht verändert schien, waren die Tierdichten und die Biomasse in der gestörten Strecke leicht vermindert. [2] hat jedoch gezeigt, dass die trockengelegte Restwasserstrecke bis in 4 m Tiefe keine Besiedlung aufweist. Zwar erfolgte nach einem Hochwasser eine rasche Wiederbesiedlung, wohl durch Eindriftung von Tieren aus oberliegenden Gewässerabschnitten induziert, aber es stellte sich eine gegenüber der Referenzstelle strukturell veränderte Biozönose mit massenhaft auftretenden Pionierarten ein ([2,3]).

Verallgemeinernd können die Auswirkungen harter technischer Eingriffe auf die Biologie der Fliessgewässer wie folgt beschrieben werden: durchgehende **Sohlenverbauungen** und hohe **Quer-**

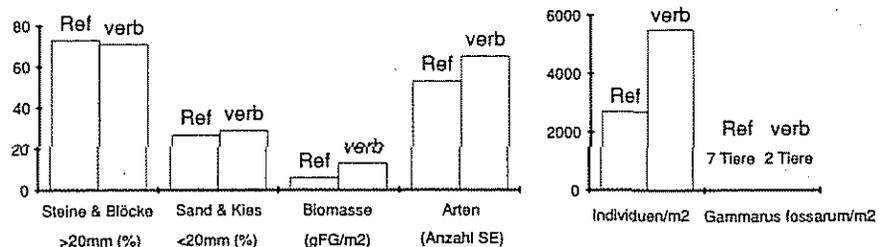
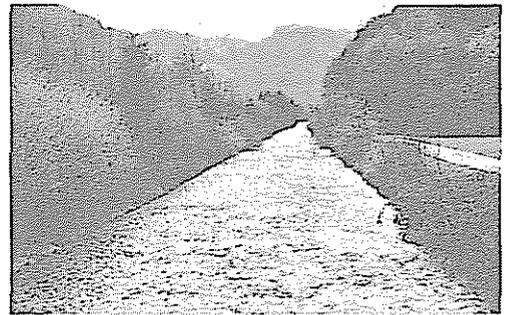


Fig. 4
Gerisbach (OW). Substrat, Benthos-Biomasse, Anzahl Systematische Einheiten, Total-Individuen und Anzahl *Gammarus fossarum* (Flussflohkrebs) in der naturnahen Referenzstrecke und der verbauten Strecke.



Fig. 5
Sarner Aa (OW).
Links: Längs- und Sohlenverbauung, trockengelegte Restwasserstrecke;
Rechts: Situation mit Restwasser



bauten haben die grössten Auswirkungen auf die Fauna: es hat keine Refugien im Interstitial mehr, Drift und Aufwanderungen sind unmöglich, das Kontinuum ist unterbrochen. **Längsverbauungen** (Begradigungen) dagegen sind für die Invertebraten oft weniger gravierend (obwohl der beschleunigte Abfluss sowohl das Strömungsmuster als auch die Sohlenstruktur verändert), es sei denn, der biologische Entwicklungszyklus werde durch Uferveränderungen unterbrochen [16,7]. In **Restwasserstrecken** ist das Benthos v.a. durch die reduzierte Strömung, damit verbundene Kolmatierung, Veralgung und/oder lokale Sauerstoffdefizite, sowie durch den fehlenden Geschiebetrieb beeinträchtigt: Die artenreiche Gesellschaft der strömungsliebenden Insektenlarven wird durch eine eintönige, von Chironomiden dominierte Gesellschaft verdrängt. Aber auch die Veränderungen der Flora

im Ufersaum infolge Grundwasserspiegelsenkungen und Ausbleibens von periodischen Ueberschwemmungen können die *Invertebratenfauna* verändern, da dort verschiedene Arten ihre Eier ablegen und Teile des Entwicklungszyklus dort ablaufen. Bei **Trockenlegungen** ist ohne anstehendes Grundwasser kein Überleben möglich, und das Kontinuum ist unterbrochen.

Generell muss aber bei Verallgemeinerungen Vorsicht geübt werden, da die Natur immer Überraschungen bereithält.

3. SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE PRAXIS

Jedes Gewässerschutzproblem mündet in der Praxis in einem Interessenkonflikt zwischen Gewässernutzung und Gewässerschutz. Die Kompromissfindung ist vorwiegend eine Sache der Behörden und Politiker. Der Limnologe als Fachmann versucht, möglichst ob-

jektive, wissenschaftlich erarbeitete Entscheidungskriterien zur Verfügung zu stellen. Man kann deshalb nicht erwarten, dass er schon Kompromisse macht, und so mögen biologisch motivierte Schlussfolgerungen und Lösungsansätze manchen Leuten „extrem“ erscheinen, was sie allerdings nicht sind.

Die Antwort auf technische Eingriffe, dh. harte Verbauungen und ungenügende Restwassermengen kann mit dem Schlagwort „Gewässerrevitalisierung“ oder „Gewässerrenaturierung“ gegeben werden. **Revitalisierung/Renaturierung** ist die Rückkorrektur hart verbauter Fließgewässer in den (möglichst) natürlichen Zustand, also „die Summe aller Massnahmen, durch die vorhandene künstliche Bauten so verändert werden, dass der nachherige Zustand näher dem natürlichen Zustand ist“. In der Praxis heisst naturnaher Wasserbau folglich: Die (aus Interessen wie Hochwasserschutz, Energienutzung, Bewässerung, Melioration) unbedingt notwendigen Bauwerke sind als Leitplanken möglichst schonend ins Landschaftsbild einzusetzen, und dem Bach ist innerhalb dieser Leitplanken die natürliche Freiheit zu gewähren. Für die praktische Durchführung ist eine umfangreiche Literatur vorhanden (z.B.: [12], [1] und [8])

Der Begriff der Revitalisierung kann bei Restwasserstrecken auch auf die Wasserführung ausgedehnt werden. Es stellt sich die Frage, welche hydraulischen Bedingungen zur Erreichung des Gewässerschutzzieles erfüllt werden müssen, damit eine natürliche Biozönose überleben kann. Ein Minimalabfluss in der Grössenordnung von Q300 wird in vielen Fällen die ökologisch vertretbare Grenze darstellen ([4], [5], [6], [9], [11]). Die biologische Bedeutung der hydrologischen Grösse Q300 liegt darin, dass die Abflüsse in diesem Bereich über das ganze Jahr gesehen am häufigsten sind, die Lebensgemeinschaft also an eine regelmässig wiederkehrende und z.T. auch länger andauernde Wasserführung dieser Höhe angepasst ist. Sowohl Niederwasserperioden als auch

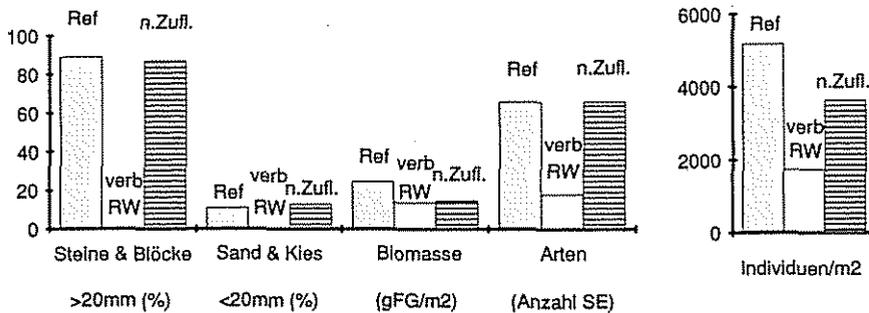


Fig. 6
Sarner Aa und Gross Schliere (OW). Substrat, Benthos-Biomasse, Anzahl Systemische Einheiten und Total-Individuen in der Referenzstrecke, der Restwasserstrecke und der Strecke nach dem Zufluss der Gross Schliere.

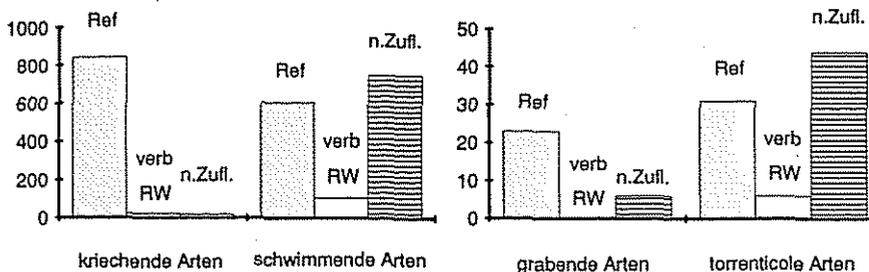


Fig. 7
Sarner Aa und Gross Schliere (OW). Anzahl der grabenden, kriechenden, schwimmenden und strömungsliebenden Ephemeropteren- (Eintagsfliegen-) Larven in der Referenzstrecke, der Restwasserstrecke und der Strecke nach dem Zufluss der Gross Schliere.

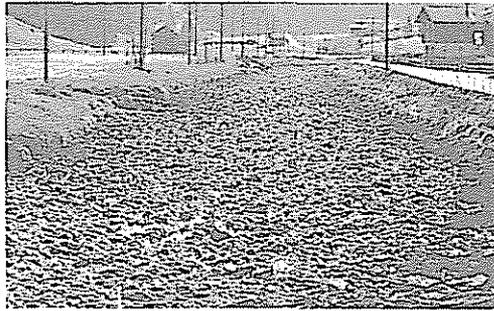
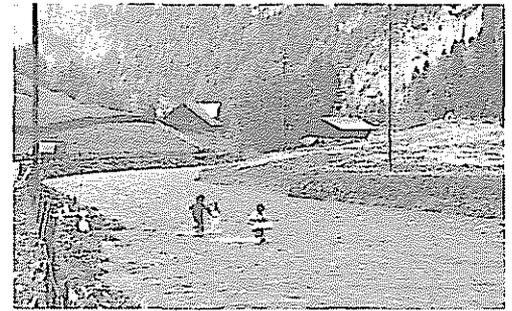


Fig. 8
Muota (SZ). Links: Be-
gradigung und Restwas-
serstrecke; Rechts: Si-
tuation mit Restwasser



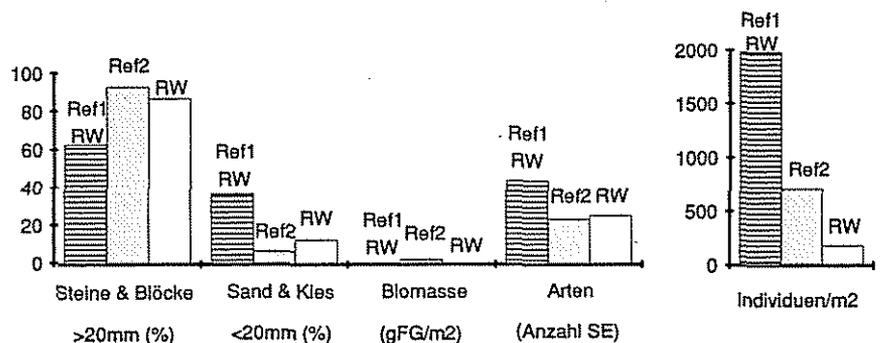
Hochwasserereignisse sind eine ökologi-
sche Notwendigkeit. Deshalb muss bei
umweltgerechten Restwasserdotierungen
**die natürliche Abflussdynamik so gut
wie möglich simuliert werden.**

Unsere Untersuchungen haben gezeigt,
dass nicht nur Fische (die einen augenfäl-
ligen Nutzen haben), sondern auch die
kleinen, unscheinbaren Benthostiere
durch technische Eingriffe geschädigt
werden können. (Man erinnert sich viel-
leicht, dass die Invertebraten im Zentrum
des Saprobiensystems bzw. der biologischen
Beurteilung eines Fließgewässers
stehen). Das Aussterben einer Insekten-

art löst kaum grosse Emotionen aus,
aber dieses Problem unterliegt ethi-
schen und somit subjektiven Kriterien,
ähnlich wie das verlorene Landschafts-
bild, welches ein natürliches Fließge-
wässer prägt. Aber es gibt meiner Mei-
nung nach durchaus auch wissenschaftliche
Kriterien, das Aussterben von
Insektenarten zu interpretieren. Ein-
mal kann das komplexe Wirkungsge-
füge der Lebensgemeinschaft zusam-
menbrechen, wenn sich der Vorgang
an einzelnen Arten genügend oft wie-
derholt und ausgestorbene Arten funk-

tionell nicht mehr durch neue ersetzt
werden (können). Durch grossflächig
zerstörte ökologische Komplexe wird
dem Menschen letztlich die Lebens-
grundlage entzogen. Und schliesslich
ist mit jeder ausgestorbenen Art ein ge-
netisches Potential für immer verloren,
so dass die Evolution auf unbestimmte
Weise negativ beeinflusst wird. Ich den-
ke, das ist Anlass genug, das Thema
nicht zu bagatellisieren und die Fließ-
gewässer nicht einfach als Abflussrin-
nen, sondern als Ökosysteme zu ver-
stehen.

Fig. 9
Muota (SZ): Substrat, Benthos-Biomas-
se, Anzahl Systematische Einheiten und
Total-Individuen in zwei Referenzstrek-
ken und der Restwasserstrecke. Refer-
enz 1 (Riedblätz) oberhalb Wasserent-
nahme, beeinflusst durch Schwallbe-
trieb von oberliegendem Kraftwerk.
Referenz 2 (Zwingsbrügg) unterhalb
Wasserentnahme, beeinflusst durch
Quellaufstoss und in niederschlagsar-
men Zeiten ausgetrocknet.



[1] Begemann W. & H.M. Schiechl (1986):
Ingenieurbiologie. Handbuch zum naturnahen
Wasser- und Erdbau. Bauverlag
Wiesbaden, 216 pp.

[2] Bernegger J.-C. (1990): Der Einfluss von
trockengelegten Restwasserstrecken auf
die Benthosbesiedlung am Beispiel der
Muota. Diplomarbeit EAWAG/ETHZ, 87
pp.

[3] Bernegger J.-C. & Bloesch J. (1992): Der
Einfluss der Trockenlegung einer Rest-
wasserstrecke auf die Invertebraten-Besiedlung
eines unbelasteten Bergbaches (Muota SZ).
Wasser, Energie, Luft 84: Im Druck.

[4] Bloesch J. (1989): Integraler Gewässer-
schutz: Angemessene Restwassermengen
aus ökologischer Sicht. Wasser,
Energie, Luft 81: 345-347.

[5] Bundi et al. (1989): Wasserentnahme aus
Fließgewässern: Gewässerökologische
Anforderungen an die Restwasserführung.
Kurzbericht der Restwassergruppe EA-
WAG über eine Studie zur Erarbeitung
ökologischer Kriterien für die Beurteilung
und das Festlegen von Restwassermengen
in Fließgewässern. Schriften-

reihe Umweltschutz Nr. 110, Bundesamt
für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL),
Bern.

[6] Büttiker B. (1982): Anforderungen an
die Restwassermenge aus Sicht der
Fischerei. In: Schlussbericht der inter-
departementalen Arbeitsgruppen Rest-
wasser (Akeret-Bericht), Bern.

[7] Frutiger A. (1992): Ökosystem
„Fließgewässer“. EAWAG Mitteilungen
Nr. 32: 4-9.

[8] Göldi Ch., A. Hofmann & H. Niederer
(1989): Naturnaher Wasserbau - Fließ-
gewässer als Lebensraum. Gas-Wasser-
Abwasser 69: 369-380.

[9] Hainard et al. (1987): Wasserentnahme
aus Fließgewässern: Auswirkungen
verminderter Abflussmengen auf
die Pflanzenwelt. Schriftenreihe Um-
weltschutz Nr. 72, Bundesamt für Um-
weltschutz (BUS), Bern.

[10] Hefti D., I. Tomka & A. Zurwerra
(1985): Recherche autoécologique sur
les Heptageniidae (Ephemeroptera, In-
secta). Bull. Soc. Ent. Suisse 58: 87-111.

[11] Kiefer B. & U. Schälchli: Festlegung
ökologisch angemessener Restwasser-

abflüsse. Pilotprojekt der Kraftwerke
Brusio AG im oberen Puschlav. Was-
ser, Energie, Luft: 83: 261-264.

[12] Lange G. & K. Lecher (1986): Gewässer-
regelung, Gewässerpflege: Naturnaher
Ausbau und Unterhaltung von Fließ-
gewässern. Paul Parey Hamburg, 288
pp.

[13] Meijering M.P.D. & H.G. Pieper (1982):
Die Indikatorbedeutung der Gattung
Gammarus in Fließgewässern. Deche-
niana - Beihefte (Bonn) 26: 111-113.

[14] Peter A. (1992): Ansprüche von Fi-
schen an die Morphologie und Hydro-
logie der Bäche. EAWAG Mitteilungen
Nr. 32: 9-13.

[15] Sladeczek V. (1973): System of water
quality from the biological point of view.
Arch. Hydrobiol. Beiheft 7, Ergebnisse
der Limnologie, E. Schweizerbart, Stutt-
gart, 218 pp.

[16] Timm T. (1990): Die Bedeutung der
Eiablage für die Besiedlung von Fließ-
gewässern - dargestellt am Beispiel der
Kriebelmücken. Ber. Deutsche Ges.
Limnol. Essen, 355-359.

GEWÄSSERSCHUTZ BEI REGENWETTER –

FALLSTUDIE FEHRALTORF / ZH

Auswirkungen von stossartigen Abwassereinleitungen ("Mischwasserentlastungen")
auf kleine Fliessgewässer am Beispiel der Luppmen, Fehraltorf / ZH

JÖRG LANGE, SONJA GAMMETER, VLADIMIR KREJCI & WOLFGANG SCHILLING¹

1. EINFÜHRUNG

1.1 Entstehungsgeschichte der Mischwasserbecken

Die meisten Siedlungen in der Schweiz werden im Mischsystem entwässert. Der traditionelle Gewässerschutz bestand lediglich in der Verminderung ästhetischer Beeinträchtigungen (z.B. durch das Zurückhalten von Grobstoffen) und einer möglichst hohen Verdünnung des Schmutzwassers durch Regenwasser während Mischwasserentlastungen.

In diesem Artikel wird entgegen dem üblichen Sprachgebrauch statt von Regenwasser(-becken, -entlastung) immer von Mischwasser gesprochen, da dies dem Sachverhalt besser entspricht und bei Nicht-Fachleuten weniger Verwirrung stiftet.

Dieses verdünnte Schmutzwasser galt als relativ sauber. Erst in den sechziger und siebziger Jahren, als v.a. in den

¹ Neben den Autoren dieses Beitrages leisteten die Kollegen der Gruppe Siedlungshydrologie – Marlis Bernauer, Rolf Fankhauser, Matthias Gronker, Radvan Haloun, Lei Jianhua und Axel Wieland – einen erheblichen Beitrag zum hier beschriebenen Projekt.

USA auch der Stofftransport in der Siedlungsentwässerung detaillierter untersucht wurde, liessen sich durch Mischwasserentlastungen ins Gewässer eingeleitete Frachten und deren zeitlicher Verlauf ("Spülostoss", Feststoffeintrag, Schwermetallbelastung etc.) quantifizieren.

Auch in der Schweiz wurde versucht, diese Erkenntnisse zu berücksichtigen: Die Empfehlungen des damaligen Eidg. Amtes für Umweltschutz [1] bestimmen die Einsatzbedingungen und machen Dimensionierungsvorgaben für verschiedene Typen von Mischwasserbecken (Fangbecken, Durchlaufbecken, Verbundbecken, Speicherkanäle). Es wurde postuliert, dass Gewässerschutz bei Regenwetter dann effizient ist, wenn die Häufigkeit von Mischwasserentlastungen reduziert wird ("grössere Becken = mehr Gewässerschutz"). Im Hinblick auf die Verordnung über Abwassereinleitungen [2] sollte auch der Zustand des Vorfluters (anhand des Überlaufkennwertes U) stärker berücksichtigt werden. In der Praxis führten diese Empfehlungen zu einem breiten Ausbau von mehr oder weniger einheitlichen Mischwasserbecken mit einem spezifischen Volumen von ca. 20 bis 30 m³

pro ha_{red}¹, nicht jedoch zum Einsatz gewässerspezifischer, differenzierter Massnahmen [7].

1.2 Das Problem: Erfüllen Mischwasserbecken ihren Zweck?

Zur Zeit werden in der Schweiz jährlich etwa 50 Mischwasserbecken mit einem Gesamtvolumen von ca. 20'000 m³ gebaut. Die spezifischen Baukosten liegen bei mindestens 3'000 SFr/m³.

Die bisher gebauten Becken haben ein Volumen von 500'000 m³, nochmals soviel müssten nach dem derzeitigen Stand der Technik noch folgen. Damit ist ersichtlich, dass die Frage nach der Wirksamkeit von Mischwasserbecken auch aus ökonomischer Sicht für die Schweiz nicht unbedeutend ist.

Die Gruppe Siedlungshydrologie der EAWAG überprüft im Rahmen des "integrierten siedlungshydrologischen Projekts Fehraltorf" u.a., ob die Investitionen in zukünftige Mischwasserbecken dem eigentlichen Ziel, die Gewässer in der Schweiz zu schützen, gerecht werden. Diese Problemstellung ist eingebettet in ein umfassenderes Programm, in dem ein gesamtheitliches Konzept moderner Siedlungsentwässerung entwickelt werden soll. Dahinter steht die

"Welchen Stellenwert hatte die Tagung für Sie?" Ein Teilnehmer, Biologe in einem Büro im Berner Jura:

Seit mehreren Jahren besteht eine gewisse Konkurrenz zwischen privaten Büros und vom Staat unterstützten Forschungsanstalten. Diese Anstalten haben aus verständlichen Gründen einem Bedürfnis nach Rentabilität zu genügen. Aus ökologischer Sicht heisst das aber, dass sie sich kaum mit angewandten Forschungsaufträgen befassen können. Umgekehrt kann die Grundlagenforschung nicht Aufgabe der privaten Büros sein, weshalb diese auf die grösseren Institutionen angewiesen sind. Unser Büro führt zahlreiche Untersuchungen durch zur biologischen und chemischen Qualität von Fliessgewässern (vor allem im Rahmen von UVP für den Nationalstrassenbau). Die Resultate unserer Untersuchungen werden in einer Form dargestellt, von der wir annehmen, dass sie von den Verantwortlichen der zuständigen Büros oder Behörden verstanden werden. Eine Unklarheit blieb allerdings bis jetzt bestehen: die Wiedergabe der allgemeinen Struktur eines Bachbetts. Das Referat von Dr. A. Peter erlaubte uns nun, eine Methode kennenzulernen, die an der EAWAG Verwendung findet und mit der sich dieser Parameter quantifizieren lässt. Wir hätten die notwendige Zeit dafür nicht selbst aufwenden können. Hingegen besitzen wir dank unserer prakti-



schen Arbeit nun eine Menge biologischer und chemischer Daten von mehr als 30 Bächen im Karstgebiet des Jura. Dieses Beispiel zeigt eine interessante gegenseitige Ergänzung der Arbeiten von privaten und staatlichen Unternehmen. Diese sollte weiter gefördert werden, durch den Dialog, den Austausch von und den Zugang zu Daten, was zur Zeit oft noch zu wenig geschieht. Informationsveranstaltungen zu konkreten Themen helfen somit, die bestehenden Lücken zu schliessen.

Rudolf Hauswirth, bureau NATURA
(Etudes en biologie appliquée, 2722
Les Reussilles); Mitglied OeVS
(OekologInnenverband der Schweiz)

Frage, welche Komponenten für eine sinnvolle Entwässerungsplanung betrachtet werden müssen und wie sich technische Massnahmen (z.B. das Bauen von Mischwasserbecken) sinnvoll integrieren lassen. Die Untersuchungen knüpfen an Ergebnisse an, die im Rahmen der Glatzstudie [3, 5] erarbeitet wurden. In Ergänzung zu dieser sollen auch ökologische Kriterien erarbeitet werden, die eine Gewässerbeurteilung sowie die Formulierung von Gewässerschutzzielen ermöglichen. Diese sind in bisherigen Untersuchungen und auf Fachtagungen (Lausanne 1987, Osaka 1990 und Wageningen 1986/1989) immer zu kurz gekommen.

1.3 Die ökologischen Wirkungen einer Regenentlastung

Eine limnologische Grunderfahrung besagt, dass im "natürlichen" Gewässer sich die biologische Vielfalt aus der Vielfalt der physikalischen, chemischen, hydrologischen und morphologischen

Eigenschaften eines Gewässers ergibt. Durch unterschiedliche morphologische Strukturen entsteht ein "Mosaik" von Lebensräumen und eine dementsprechende Flora und Fauna unterschiedlicher Anpassung. Deshalb spiegeln sich Eingriffe in die Morphologie eines Ge-

wässers immer auch in einer Veränderung, meist einer Reduzierung, der Besiedlung wieder.

Von Extremereignissen einmal abgesehen sind Hochwasser für die Organismen im Bach keine Katastrophe, sondern haben im Gegenteil wichtige Funk-

Stoffliche Wirkungen	Hydraulische Wirkungen
<p>akut:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sauerstoffzehrung • toxische Konzentrationen von NH_3 (auch NO_2, Schwermetalle, Pestizide, usw.) <p>chronisch:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ablagerung von Sedimenten mit toxischer, O_2-zehrender oder eutrophierender Wirkung 	<p>akut:</p> <ul style="list-style-type: none"> • erhöhte Fließgeschwindigkeiten • Geschiebetrieb • Abrasion durch Transport von feinen Partikeln <p>chronisch:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ablagerung von Feststoffen oder Feinsand, Verstopfen der Poren des Hyporheals

Fig. 2 Stoffliche und hydraulische Wirkungen von Mischwasserentlastungen auf den Lebensraum Fließgewässer

Das typische Abwassersystem der Schweiz

Bei Trockenwetter wird in den meisten Siedlungsgebieten der Schweiz das gesamte Schmutzwasser durch eine Kläranlage geführt. Von dort gelangt es in die "Vorflut"gewässer (Bäche, Flüsse, Seen). Für die Stoffkonzentrationen der Kläranlagenabläufe existieren klare Anforderungen. Für die Trockenwittersituation in den Fließgewässern (Q_{347}) existieren Hinweise über die zulässigen Stoffkonzentrationen [2]. Beginnt es nun zu regnen (ca. 10 % der Zeit im Jahr), so sammelt sich zusammen mit dem Schmutzwasser auch all jenes Wasser in den Kanalnetzen, welches von Dächern und Strassen unserer Siedlungsgebiete abfließt. Diese Form der Entwässerung bezeichnet man als Mischsystem (ca. 80 % der Siedlungsgebiete werden im Mischsystem entwässert). Die Menge an Wasser, die bei starken Regen durch unsere Kanalnetze abfließt, kann bis zu 100 mal so gross sein wie der Abfluss bei Trockenwetter. Diese Abwassermenge kann aus ökonomischen, aber auch aus verfahrenstechnischen Gründen keine Kläranlage bewältigen, meist kann dort nur der doppelte Trockenwetterabfluss behandelt werden, und bei einsetzendem Regen wird diese Menge schnell überschritten. Das überschüssige Wasser muss in die Vorfluter entlastet werden. Hier entsteht der eigentliche Interessenkonflikt: Einerseits möchte man Regenwasser so schnell wie möglich ableiten, um Rückstau und Überschwemmungen zu vermeiden. Andererseits möchte man eine Verschmutzung der Gewässer durch das Mischwasser aus der Kanalisation verhindern oder zumindestens doch beschränken.

Eine wichtige Annahme der Entwässerungstechnik bestand darin, dass es beim Schutz eines Gewässers vorwiegend darauf ankommt, die eingeleitete Schmutzfracht zu reduzieren (Dauer, Häufigkeit, stoffliche Zusammensetzung). Die übliche Massnahme dies zu erreichen, besteht in dem Bau von Regenbecken (besser Mischwasserbecken). Von der Grösse dieser Becken hängt es nun ab, wie oft und wieviel Mischwasser in das Gewässer gelangt. Die Zusammensetzung dieses Abwassers ist extrem variabel und bedeutet für das Gewässer eine mehr oder weniger grosse Belastung.

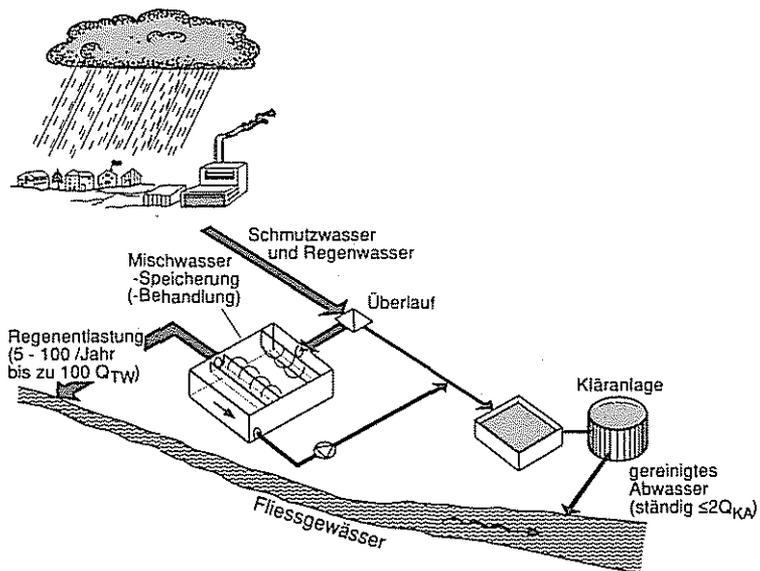


Fig. 1 Typisches Abwassersystem in der Schweiz. Bei Regenwetter fließt bis zum 100-fachen des Trockenwetterabflusses an der Kläranlage vorbei in die Gewässer.

Ein Blick über die Grenzen: Die internationale Situation

Ein Blick über die Grenzen der Schweiz zeigt, dass Gewässerschutz bei Regenwetter in allen Industrieländern ein ungelöstes Problem ist, auf das mit den unterschiedlichsten Massnahmen reagiert wird. In Deutschland werden, ähnlich wie in der Schweiz, weiterhin Mischwasserbecken gebaut. In den Niederlanden existiert erheblicher Speicherraum in Form grosskalibrierter Kanalnetze. Hier geht der Trend hin zu einer besseren Bewirtschaftung der vorhandenen Speicherkapazitäten. In den USA bestehen Mischkanalisationen nur in den alten Städten (für 25 % der Bevölkerung). Die Massnahmen sind sehr uneinheitlich. Zunächst befindet man sich dort noch bei der Dokumentation des Ist-Zustandes. England verlagert die Verschmutzungsproblematik häufig ins Meer, begünstigt durch seine Insellage ("deep sea outfalls"). In Ost- und Südeuropa dominiert bisher die Trockenwetter-Problematik, das heisst, es fehlen noch vielerorts funktionierende Kläranlagen. Einzig in Skandinavien gibt es ein differenziertes Massnahmenspektrum, wobei die Anzahl der Mischsysteme jedoch gering ist. In den meisten Entwicklungsländern schliesslich fehlt häufig noch jede Form der Kanalisation. Für die Zukunft wird hier zu fragen sein, ob sich die Entwicklung dort wie in den Industrieländern wiederholen muss oder ob es gelingt, ganz neue Strategien der Abwassermeidung zu entwickeln (vgl. Schertenleib [9]).

tionen. Gelegentliche Hochwasser mit Geschiebetrieb "spülen" das Sohlenmaterial. Sie befreien es von feinem Sediment, das sonst die wichtigen Lückenräume Hyporheal oder hyporheisches Interstitial langsam verstopfen würde. Diese Lückenräume sind wichtig, denn sie dienen als Kinderstube vieler Bachbewohner wie z.B. für Forellen (vgl. Beitrag von Armin Peter, S.9ff), sowie als Rückzugsraum bei hydraulischem, chemischem oder thermischem "Stress". Die wichtigsten ökologischen Wirkungen von Mischwasserentlastungen sind in Fig. 2 zusammengestellt (vgl. auch [8]).

Im Unterschied zu natürlichen Hochwässern führen Mischwasserentlastungen zu einer plötzlichen, stossartigen Durchflussänderung und zu einer erheblichen Belastung mit organischen und anorganischen Trübstoffen, die zu einer Verstopfung des Lückensystems führen können. Infolge der organischen Belastung vermehren sich unter hohem Sauerstoffverbrauch vorwiegend solche Bakterien, die die organischen Stoffe mineralisieren. Die mineralisierten Abbauprodukte dienen dann Pflanzen und der daran anschliessenden Nahrungskette als Nahrungsgrundlage (*Selbstreinigung*).

Je nach Konzentration und Allgemeinzustand (z.B. besiedelbare Fläche des Gewässers etc.) stellt sich eine ganz bestimmte, an diese Bedingungen angepasste Biozönose ein. Nun ist jedoch die Einteilung in "gute" oder "schlechte" Gewässer aus rein biologischer Sicht nicht möglich. Hinsichtlich der Massnahmen zum Gewässerschutz muss also zunächst das Schutzziel beschrieben

werden. Hierbei handelt es sich primär um eine politische Entscheidung.

1.4 Definition der Gewässerschutzziele

In der öffentlichen Diskussion gilt als angestrebter Zustand häufig das "intakte Gewässer". In der Gesetzgebung wird der Begriff "natürlich" verwendet und oft als "ursprünglich" interpretiert. Mit ursprünglich meint man im Allgemeinen einen vom Menschen unbeeinflussten Zustand. Schwierigkeiten bei der Beschreibung und Umsetzung dieses Bewertungskriteriums ergeben sich aus zwei Gründen. Zum einen gibt es wohl kaum noch Gewässer, die tatsächlich unbeeinflusst wären von menschlicher Tätigkeit. Zum anderen sind die Attribute, die den Begriff des Gewässerzustandes mit Leben füllen, sehr unbestimmt. Offensichtlich handelt es sich dabei ja nicht um etwas Stationäres, eindeutig Festlegbares, sondern um eine individuelle Vielfalt. Kurz gesagt: Auch natürliche Gewässer unterscheiden sich sowohl voneinander, als auch entlang ihres zeitlichen und örtlichen Verlaufes. In der Tat liegt in der individuellen Vielfalt jedoch nicht das Problem, sondern eine mögliche Lösung zur Frage der Definition der Schutzziele: Es gilt individuelle Vielfalt wahrzunehmen, schätzen zu lernen und zu ermöglichen.

Fehlen in einem Gewässer bestimmte Lebensbedingungen, so fehlen bestimmte Organismen. Kennt man die Lebensbedingungen eines Gewässers, also die *abiotischen* Faktoren, so sind Aussagen über den potentiellen Organismenbestand möglich. Diese jedoch lassen sich bisher nur schwer zahlenmässig be-

schreiben. Wichtig ist zunächst, den möglichen Genauigkeitsgrad vorausgesagter Veränderungen abschätzen zu lernen. Sowohl bei der Aufstellung von Qualitätskriterien für den Gewässerschutz, als auch bei der Beurteilung von Massnahmen müssen daher Fehler bei der Voraussage von Wirkungen einkalkuliert werden. Beim jetzigen Kenntnisstand ist es also sinnvoll, Gewässerschutzmassnahmen potentiell fehlerfreundlich zu gestalten (z.B. mit vertretbarem Aufwand rückgängig machen zu können) und Massnahmen so auszulegen, dass die betroffenen Gewässer robuster auf äussere Einflüsse reagieren können (z.B. durch Herstellung einer morphologischen Vielfalt). Bezüglich der Schutzziele folgern wir demnach:

1. Die in gesetzlichen Grundlagen formulierten Gewässerschutzziele sind schwierig zu interpretieren und geben kaum Hinweise auf Umsetzungsmöglichkeiten.
2. Angesichts der bisher noch häufig unklaren Ursache-Wirkungs-Beziehungen sind fehlerfreundliche Gewässerschutzmassnahmen angezeigt.
3. Bis zu einer endgültigen Klarstellung von Gewässerschutzzielen und Ursache-Wirkungs-Beziehungen sollten Massnahmen im Entwässerungssystem und im Gewässer ökologische Vielfalt ermöglichen.

2. FALLSTUDIE FEHRALTORF

Bisher fehlen ökologische Kriterien für die Beurteilung der Gewässerbelastung bei Regenwetter. Forschungsaktivitäten diesbezüglich sind selten, da sie schwer übertragbar scheinen, hohe Kosten verursachen und die Attraktivität verbauter Gewässer als Untersuchungsgegenstand für den Biologen im allgemeinen gering erscheint [6]. Am Fallbeispiel Fehraltorf wird nun der Versuch unternommen, in Zusammenarbeit zwischen Ingenieuren und Biologen Kriterien für die Bewertung von stark anthropogen beeinflussten Fliessgewässern zu finden und mögliche Schutzziele zu formulieren. Die Arbeiten zu diesem Projekt werden 1994 abgeschlossen, sodass zu diesem Zeitpunkt noch keine endgültigen Schlussfolgerungen gezogen werden können.

2.1 Das Entwässerungssystem von Fehraltorf (Fig. 3)

Die Gemeinde Fehraltorf liegt 20 km nordöstlich von Zürich. Angeschlossen an das Kanalsystem sind ca. 4'000 Ein-

wohner. Die Ausdehnung des Einzugsgebietes beträgt ca. $0,6 \times 2 = 1,2 \text{ km}^2$, wovon jedoch nur etwa 44 ha versiegelt sind. Die Gemeinde ist an eine Kläranlage herkömmlicher Bauweise angeschlossen (ohne N, P-Elimination), deren Abfluss in den Bach Luppmen (weiter unterhalb Kempt genannt) eingeleitet wird.

Die Luppmen entspringt oberhalb Pfäffikon einem Stau-Weiher. Von dort fließt sie zunächst durch Wald und danach durch landwirtschaftlich genutztes Gebiet bis zur Gemeinde Fehraltorf. Die bewaldete Fließstrecke hat weitgehend ihren natürlichen Charakter behalten. Danach ist der Bach stark begründet. Viele Sohlschwellen sorgen dafür, dass die Sohle stark verfestigt und der Geschiebetrieb in diesem Bereich praktisch unterbunden ist.

2.2 Messnetz

Insgesamt 9 Niederschlagsmesser und 12 Wasserstandssonden erlauben eine Niederschlag-Abfluss-Bilanzierung im Entwässerungssystem von Fehraltorf. Durch 4 Pumpen und 3 Schieber sind gewisse Steuerungseingriffe im Kanalnetz möglich.

In der Luppmen selbst werden an einer Messstelle die Parameter Sauerstoff (O_2), Temperatur, Leitfähigkeit, pH und Ammonium (NH_3) unterhalb einer Mischwasserentlastung kontinuierlich gemessen (KMS). Mehrere Durchflussmessstellen ermöglichen die Bilanzierung der Wassermengen im Bach.

Schliesslich wird an 4 Messstellen (P1 - P4) die Besiedlung der Bachsohle sowie des hyporheischen Interstitials charakterisiert.

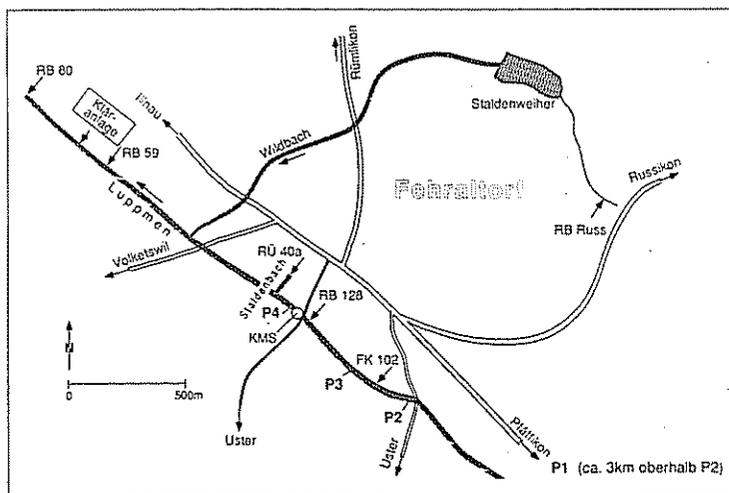


Fig. 3
Siedlungsgebiet Fehraltorf

Es sind dargestellt: die Luppmen, Mischwasserbecken (RB 128), Fangkanal (FK 102) die kontinuierliche Messtation (KMS), sowie die limnologischen Probestellen P2, P3 und P4.

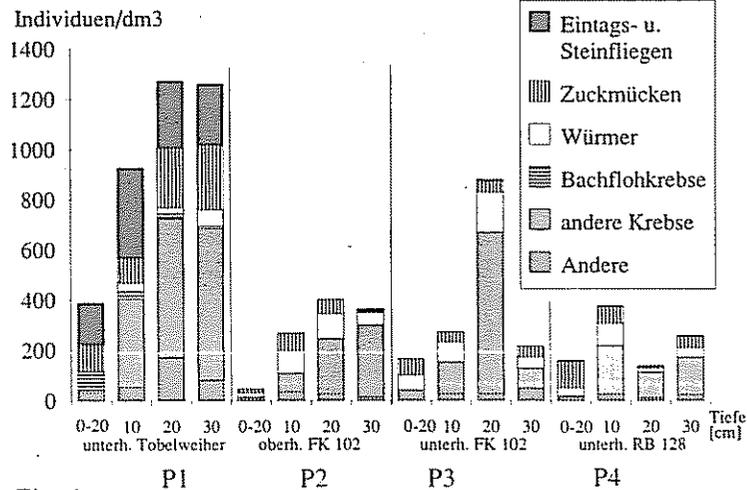


Fig. 4

Die Besiedlung der Luppmen im Sommer (6.8. -17.9.91)

Makro- und Mikroinvertebraten an der Bachsohle, sowie im Interstitial in den Tiefen 10 cm, 20 cm und 30 cm an 4 Probestellen. P1 oberhalb der verbauten Strecke (Referenz) und P2 - P4 in der verbauten Strecke. Die Höhe der Balken gibt die Individuenzahlen an, die Balkenabschnitte die Taxazugehörigkeit. Von P1 zu P2-P4 verschwinden Eintags- und Steinfliegenlarven gegenüber Organismen, die an organische Belastung und eintönige morphologische Strukturen angepasst sind. Die Gleichförmigkeit von Abflussregime und Gewässermorphologie an P2 und P3 spiegelt sich auch in der relativen Gleichförmigkeit der Besiedlung wieder. Auch die Besiedlung von P4 unterscheidet sich von P2 und P3 nur wenig trotz der zusätzlichen Belastung durch die Mischwasserentlastung (RB 128) und dem Zufluss von Grund- und Drainagewasser.

2.3 Abflussmessungen

Verständnis für das Zusammenwirken von Entwässerungssystem und Fließgewässer erfordert möglichst genaue Vorstellungen darüber, wie Regenerereignisse auf die Abflüsse im Kanalsystem und in der Luppmen wirken. Die ersten Messungen bestätigen die Erfahrung, dass unterhalb des Siedlungsgebiets Spitzenabflüsse wesentlich höher und die Zeit für den Anstieg eines Hochwassers in der Luppmen erheblich kürzer sind, als an der Messstelle direkt

oberhalb der Gemeinde Fehraltorf. Bei beginnendem Regen steigt das Abflussvolumen eines Baches, bezogen auf die Einzugsgebietsfläche, unterhalb eines Siedlungsgebietes sehr viel höher als oberhalb.

2.4 Ökologische Beschreibung des Vorfluters Luppmen

Gemäss der Zielsetzung des Projektes steht das Gewässer und seine ökologische Beschreibung im Mittelpunkt des Interesses. In Fig. 4 wird die Besiedlung von 4 verschiedenen Probestellen (P1-P4) miteinander verglichen.

P1 im unverbauten Abschnitt gilt als Referenzstelle. Die relative Heterogenität der Bachsohle spiegelt sich auch in der Besiedlung wieder. So lassen sich dort z.B. Eintags- und Steinfliegenlarven finden, die hohe Ansprüche an Sohlenbeschaffenheit, Strömung, Temperatur und Sauerstoff stellen. Diese verschwinden weiter unterhalb. Stattdessen kommen dort vermehrt solche Organismen vor, die an Bedingungen wie niedrigen Sauerstoffgehalt und geringe Sohlenheterogenität angepasst sind. Obwohl zwischen P3 und P4 Grundwasser zufließt und dort der Mischwasserüberlauf des RB 128 mündet, unterscheiden sich P2, P3 und P4 in ihrer Besiedlung nur wenig voneinander.

Sauerstoffmessungen im Hyporheal sowie die optische Begutachtung (Ge-

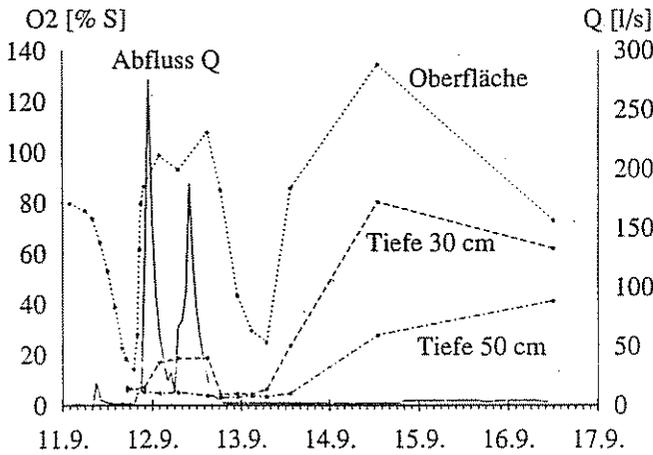


Fig. 5
Sauerstoffsättigung im Hyporheal nach Mischwasserentlastungen

Infolge einer hochkonzentrierten Regenentlastung am 11.9. um 8 Uhr in die fast ausgetrocknete Luppen fällt die Sauerstoffsättigung an der Gewässeroberfläche bis unter 20 %, in 50 cm Tiefe auf weniger als 5 % ab. Gegen 20 Uhr bewirkt eine zweite Entlastung mit hohem Abfluss aber geringer Stoffkonzentration wieder erhöhte Sauerstoffsättigung. (Erst etwa eine Stunde später folgt die Abflussspitze aus dem oberen Einzugsgebiet.) Im Hyporheal steigt die Sauerstoffsättigung dabei nur geringfügig an. Mit dem Rückgang des Durchflusses in der Luppen nimmt die Sauerstoffsättigung (12.9., ca. 18 Uhr) infolge Zehrung durch Abbau eingeschwemmter, organischer Stoffe wieder ab. Nach ca. 52 Stunden (13.9. ca. 12 Uhr) pendelt sich die Sauerstoffsättigung an der Oberfläche und nach ca. 3 Tagen im Hyporheal auf die bei Trockenwetter üblichen Werte ein.

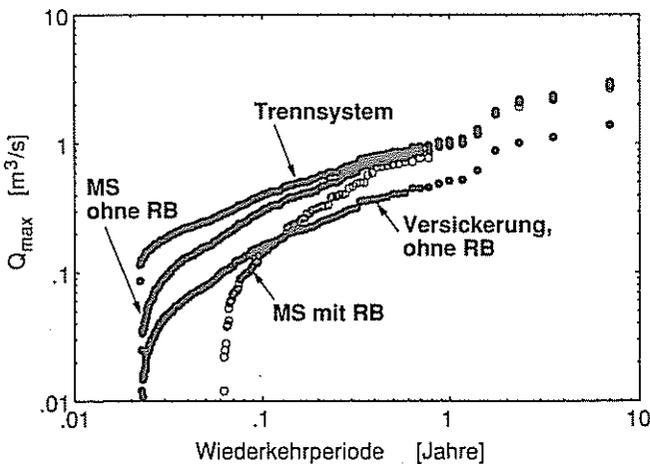


Fig. 7
Statistische Verteilung simulierter maximaler Entlastungsraten:

Mischwasserentlastungen aus dem Becken RB 128 in der Kanalisation Fehraltorf für die Sommer der Jahre 1982-1988 bei folgenden Ausbauprodukten: a) Mischsystem mit heutigem Mischwasserbecken b) ohne Mischwasserbecken c) fiktive Versickerung von allen Dachabflüssen d) fiktive Einführung eines Trennsystems. Die Abszisse gibt an, in welchem Zeitraum Überlaufereignisse wiederkehren, auf der Ordinate findet man die dazugehörige maximale Abflussrate Q_{max} .

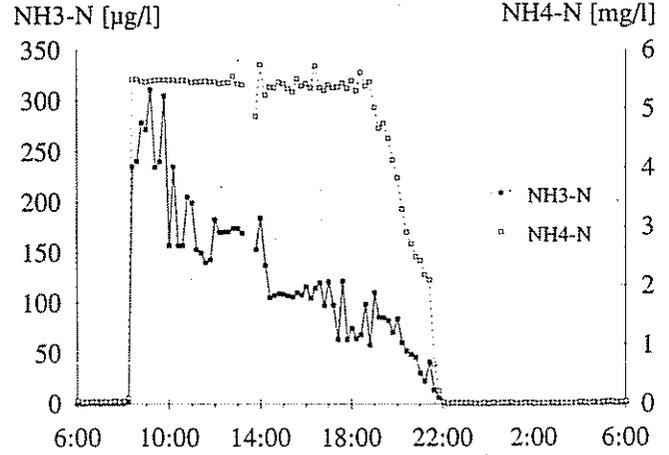


Fig. 6
Ammonium- bzw. Ammoniakkonzentration in der Luppen bei Anspringen des Mischüberlaufs RB 128

An der kontinuierlichen Messtation (KMS) steigen am 11.9.91 die Ammoniumkonzentration nach der in Abb.5 genannten Mischwasserentlastung auf über 5 mg/l. Erst durch den erhöhten Abfluss ab ca. 20 Uhr verdünnt sich die Konzentration. Die aus Ammoniumkonzentration, pH-Wert und Temperatur berechnete Ammoniakkonzentration fällt dagegen bereits 2 Stunden nach dem Entlastungsereignis.

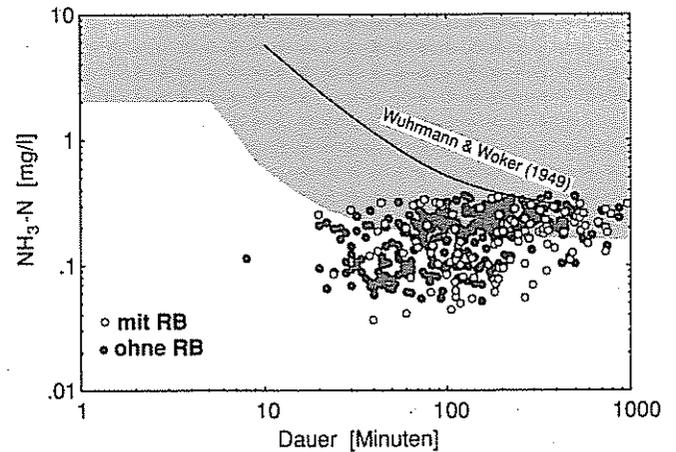


Fig. 8
Die Ammoniakkonzentration in der Luppen
Ermittelt durch eine Langzeitsimulation der Regenereignisse im Sommer der Jahre 1982-1988.

- 1) Mischsystem mit Mischwasserbecken (mit RB)
- 2) Mischsystem ohne Mischwasserbecken (ohne RB).

Der dunkle Bereich gibt bei unterschiedlichen Einwirkzeiten diejenigen Ammoniakkonzentrationen (Literaturwerte, z.B. [4]) an, bei denen sich Schädigungen an Organismen nachweisen liessen. Die Ammoniakkonzentrationen wurden unter folgenden Annahmen für die Verhältnisse in der Luppen berechnet: $T = 20\text{ }^\circ\text{C}$, $Q = 30\text{ l/s}$, $\text{pH} = 8,5$, Hintergrundbelastung $\text{NH}_3\text{-N} = 0\text{ mg/l}$; spezifisches Speichervolumen der Mischwasserbecken = $30\text{ m}^3/\text{ha}_{red}$ (heutige Beckengrösse).

ruch, Farbe) belegen, dass über die Regenüberläufe organisches Material in die Bachsohle eingetragen wird und dort zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung führt (Fig. 5).

Erst einige Tage nach einer Mischwasserentlastung stellen sich die bei Trockenwetter vorhandenen Verhältnisse wieder ein.

2.5 Ammonium als ein Mass der stofflichen Gewässerbelastung

Über Mischwasserüberläufe können in kurzer Zeit erhebliche organische Frachten in die Vorfluter eingeleitet werden. Ammonium (NH_4) stammt im wesentlichen aus häuslichem Abwasser. Es steht in einem von der Temperatur und dem pH-Wert abhängigen chemischen Gleichgewicht zur Konzentration des für viele Organismen, insbesondere für Fische, toxischen Ammoniaks (NH_3) (siehe Fig. 6, [10]).

Neben einer zu geringen Sauerstoffkonzentration kann eine erhöhte Ammoniakkonzentration Ursache für Fischsterben in unseren Bächen sein. Es liegt also nahe, die Ausbreitung dieses Stoffes zu messen oder zu simulieren, um Auswirkungen auf die Gewässer abschätzen zu können.

2.6 Auswirkungen entwässerungstechnischer Massnahmen

Um dem Gewässerschutz bei Regenwetter Rechnung zu tragen, sind auch in der Gemeinde Fehraltorf bereits Mischwasserbecken gebaut worden. Mit Hilfe von numerischen Simulationsmodellen werden die Abflussverhältnisse im Kanalnetz simuliert. Dazu wurden u.a. die Programme SASUM, MOUSE und HYSTEM-EXTRAN verwendet.

Fig. 7 zeigt die Ergebnisse einiger solcher Simulationen für die Luppmen mit Mischwasserbecken, ohne Mischwasserbecken, im Fall einer Versickerung aller Dachabflüsse und im Fall eines Trennsystems. Man kann deutlich erkennen, dass in einem Kanalnetz mit Mischwasserbecken die Anzahl der Mischentlastungen mit kleiner Entlastungsrate abnimmt; die Häufigkeit hoher Abflussraten wird jedoch nur unwesentlich beeinflusst. Im Fall der Versickerung aller Dachwässer würden sich jedoch auch die max. Entlastungsraten bei seltenen Spitzenereignissen etwa um die Hälfte reduzieren.

Neben den Entlastungsraten kann mit Hilfe von Modellen auch die stoffliche

Belastung des Vorfluters berechnet werden (z.B. die Konzentration von Ammoniak in der Luppmen): In Fig. 8 erkennt man, dass sich mit einem Mischwasserbecken lediglich die Häufigkeit der zeitweisen Ammoniakbelastungen in der Luppmen vermindern lässt, interessanterweise nicht jedoch die Spitzenkonzentrationen oder die maximalen Expositionenzeiten bei Entlastungsereignissen.

3. VORLÄUFIGE SCHLUSSFOLGERUNGEN

1. Wirksamer Gewässerschutz setzt eine ganzheitliche Betrachtung der verschiedenen Komponenten eines Entwässerungssystems voraus. Zum Entwässerungssystem gehören:
 - das "natürliche" Einzugsgebiet und dessen Nutzung,
 - das Kanalsystem incl. aller technischen Anlagen, wie z.B. Mischwasserbecken
 - die Kläranlage und vor allem
 - das Gewässer (Vorfluter) oberhalb und unterhalb der Siedlung.
2. Zu einer sinnvollen Gewässerschutzplanung gehört die Definition der Schutzziele. In urbanen Gebieten sind diese zwangsläufig eingeschränkt durch die verschiedenen Nutzungsansprüche an ein Gewässer, und nur vor Ort und fallspezifisch definierbar. Bei der Wahl der Massnahmen muss den speziellen Verhältnissen des Einzelfalls Rechnung getragen werden. Gewässerschutz bei Regenwetter wird erst durch die Kombination verschiedener technischer Massnahmen effizient.
3. Das Fliessgewässer tritt in den Mittelpunkt der Betrachtung. Durch den Ausbau des Kanalsystems ist es nicht möglich, ein bei Trockenwetter stark durch anthropogene Einflüsse in Mitleidenschaft gezogenes Gewässer zu "renaturieren". Vor der Inangriffnahme technischer Massnahmen sollte im Einzelfall geprüft werden, ob nicht revitalisierende Massnahmen einen effektiveren Gewässerschutz bewirken. Diese Entscheidung hängt von der Geologie des Einzugsgebiets, der Gewässergeschichte, der Einpassung in die Landschaft, den aktuellen Abflussverhältnissen sowie den Nutzungsansprüchen an das Gewässer ab.
4. Die Analysen an der Luppmen belegen, dass Mischwasserbecken nur im Einzelfall zu einem sinnvollen und kostengünstigen Gewässerschutz beitragen und auf keinen Fall immer

dem Gewässerschutz in geeigneter und effizienter Weise dienen. An verbaute und belastete Gewässer angepasste "Rumpfbiozönosen" reagieren nur noch wenig auf eine durch Mischwasserbecken verminderte Abwasserbelastung.

5. Patentlösungen kann es nicht geben. Vermutlich ist die den verschiedenen Ansprüchen am besten angepasste Lösung eine Kombination aus technischen Massnahmen wie Meteorwasser-Versickerung, Abflusssteuerung, Mischwasserbecken sowie die Revitalisierung der Gewässer.

- [1] Empfehlungen für die Bemessung und Gestaltung von Hochwasserentlastungen und Regenüberlaufbecken, Eidgenössisches Amt für Umweltschutz, Juli 1977.
- [2] Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975.
- [3] Regionale abwassertechnische Studie Glattal. Teil III: Zustand der Gewässer bei Regenwetter. (Glattstudie), EAWAG, 1979.
- [4] WUHRMANN, K. & H. WOKER (1949): Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung (Beitrag zur Fischtoxikologie). Schweiz. Z. Hydrol. 15: 236-260.
- [5] GUER, W. & V. KREJCI (1979): Kenntnisse und Forschung auf dem Gebiet der Regenwasserbehandlung. - VSA Verbandsbericht Nr. 142/4.
- [6] GUER, W. & V. KREJCI (eds., 1987): Urban Storm Drainage and Receiving Waters Ecology, in: Topics in urban storm water quality, planning and management. - Proc. 4th Int. Conf. Urban Storm Drainage, IAWPRC/IAHR, Lausanne.
- [7] KREJCI, V. (1988): New Strategies in urban drainage and stormwater pollution control in Switzerland. In: Novotny, V. (ed.): Nonpoint Pollution - Policy, Economy, Management, and appropriate technology.
- [8] ATV (1989): Beeinflussung der Beschaffenheit von Fliessgewässern durch Mischwassereinleitungen. Ergebnis einer Anhörung von Fachleuten am 18. und 19. April 1988 in Essen, Korrespondenz Abwasser 36/7, 755-760.
- [9] ROLAND SCHERTENLEIB, Mitteilungen der EAWAG 32, 1991
- [10] MÜLLER, R.: Stickstoff-Toxizität für Fische und herzuleitende Grenzwerte, Mitteilungen der EAWAG 30, 1990, S. 33-36

ENTWICKLUNG DES CHEMISCHEN ZUSTANDES DER SCHWEIZER FLÜSSE

JOAN S. DAVIS UND JÜRIG ZOBRIST

Die Entwicklung des chemischen Zustands der Fließgewässer widerspiegelt einerseits Belastungsänderungen, hervorgerufen durch unsere „Zivilisationstätigkeiten“, und andererseits den Erfolg oder Misserfolg von Gewässerschutzmassnahmen. Um diese Informationen über die Fließgewässer der Schweiz zu gewinnen, wurde 1974 das Arbeitsprogramm NADUF* (Nationale analytische Daueruntersuchung der Fließgewässer) gestartet. Der folgende Beitrag bringt Beispiele der Untersuchungen, Auswertungen und Interpretationen im Rahmen dieses Programms.

1. DAS ARBEITSPROGRAMM „NADUF“

Das Arbeitsprogramm NADUF [1] dient gleichzeitig der Daueruntersuchung der gewässerschutzrelevanten chemischen und physikalischen Parameter in Fließgewässern und der wissenschaftlichen Forschung. Es soll die Beurteilung des heutigen Zustands der wichtigsten schweizerischen Fließgewässer als auch die mittel- und langfristigen Veränderungen ihres Zustandes ermöglichen.

Zu diesem Zweck werden an ausgewählten Flüssen kontinuierlich abflusspro-

portionale einwöchige Sammelproben erhoben. Die Auswahl der Messstationen berücksichtigt Faktoren unterschiedlicher Art, darunter die Geologie des Einzugsgebiets, die anthropogene Belastung, den Zufluss oder Ausfluss von Seen, den Stoffexport ins Ausland (grenzüberschreitende Flüsse) und die geographische Verteilung. In den entnommenen Proben werden die Konzentrationen der geochemischen Parameter, der stark zivilisatorisch beeinflussten chemischen Parameter und einiger Schwermetalle bestimmt. Zusätzlich werden weitere Parameter wie Pegelstand, Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoff kontinuierlich registriert.

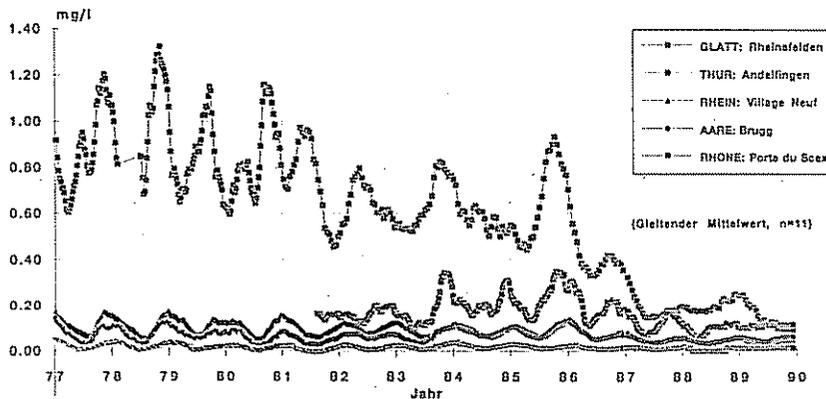


Fig. 1a
Die zeitliche Entwicklung der ortho-Phosphat Konzentrationen in fünf unterschiedlich belasteten Flüssen. Die Messwerte der ein- oder zweiwöchigen Proben sind als gleitender Mittelwert ($n=11$) dargestellt.

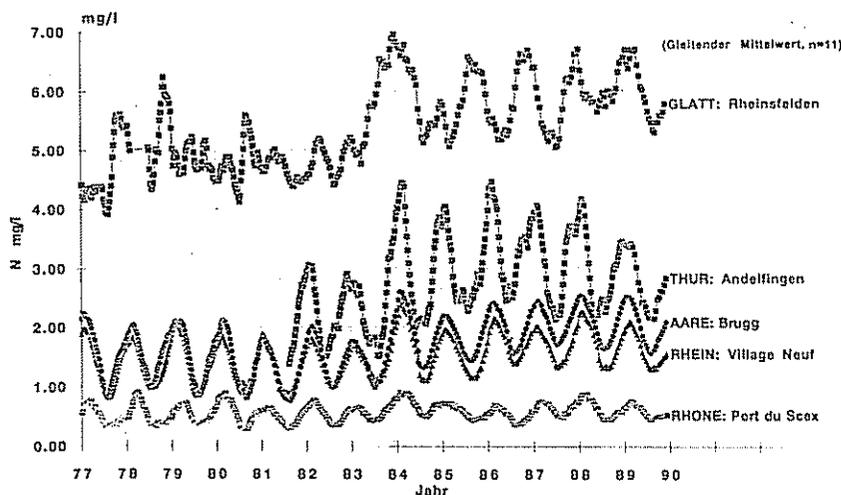


Fig. 1b
Die zeitliche Entwicklung der Nitrat-Konzentrationen in fünf unterschiedlich belasteten Flüssen.

2. AUSWERTUNG DER MESSREIHEN

Der Umfang der aus dem Programm erhaltenen Datenbasis [2], wie auch der Auswertungsmöglichkeiten, lässt sich hier nur andeutungsweise umreißen. Die Auswahl der Beispiele soll jedoch beitragen, dass andere auf dem Gebiet der Fließgewässerforschung sich ein Bild über den Nutzen einer solchen Datenbasis machen können. Zu diesem Zweck sind drei unterschiedliche Auswertungsarten ausgewählt worden - die langjährige Entwicklung der Konzentrationen, die Dynamik der Änderungen über mehrere Jahre, wie auch innerhalb eines Jahres und die semi-quantitative Abschätzung der Zustandsänderungen.

2.1 Entwicklung der Phosphat- und Nitratbelastung

Auch wenn das Zahlenmaterial für die Gewässerschutzforschung vielschichtig ausgewertet werden kann, steht für die Gewässerschutzpraxis die Frage nach der Zustandsänderung im Vordergrund. Besonders relevant ist hier die Entwicklung der o-Phosphatbelastung. Fig. 1a stellt diese Entwicklung in den letzten 15 Jahren an unterschiedlich belasteten Flüssen dar. Bei dieser Darstellungsweise (gleitender Mittelwert^{*)} ist die jahreszeitliche Dynamik der Konzentrationen gut erkennbar. Trotz dieser Schwankungen ist bei jedem Fluss der Trend klar ersichtlich, dass:

- die Phosphatkonzentration in den letzten Jahren abgenommen hat - einerseits als

* Ein gemeinsames Programm der Landeshydrologie, des BUWAL und der EAWAG.

** In diese Darstellung wurde über 11 Werte gemittelt: d.h. die Punkte stellen jeweils Mittelwerte über einen „Zeitfenster“ von 11 Messperioden dar.

Folge der Abnahme im Verbrauch und andererseits durch die Phosphatfällung in Abwasserreinigungsanlagen

- die Abnahme sich hat nach dem Phosphatverbot für Waschmittel von 1986 noch verstärkt.

In Fig. 1a dominiert das Verhalten der Glatt, eines stark belasteten Flusses. Die gleiche Aufzeichnung ohne die Glatt (hier nicht abgebildet) lässt den Rückgang des Phosphats auch bei den anderen Flüssen erkennen.

Die analoge Darstellung der Nitratkonzentrationen ergibt (Fig. 1b) ein anderes Bild: Die Glatt dominiert hier weniger und bei allen Stationen ist eine Zunahme der Nitratkonzentrationen zu verzeichnen, siehe auch [3].

Das Auftragen des gleitenden Mittelwertes in Funktion der Zeit erlaubt eine umfassendere Interpretation der Datenreihe als die entsprechende Darstellung der Jahresmittelwerte. Bei der ersteren Auswertungsart ist der Trend weniger deutlich, dafür sind die markanten Konzentrationsänderungen im Jahreszyklus zu erkennen. Die regelmässigen und häufigen Messungen im NADUF-Programm sind besonders geeignet für Untersuchungen über die Verhaltensdynamik; der jahreszeitliche Gang der Inhaltsstoffe und der Einflussparameter lassen sich differenziert untersuchen.

2.2 Jahreszeitlich bedingte Einflüsse

Die markante Jahresperiodizität der Konzentrationen spiegelt die Schwankungen derjenigen Parameter, welche die Konzentrationen beeinflussen, z.B. Wasserführung und -temperatur. Aus Fig. 2 ist die Ähnlichkeit des Verhaltens klar ersichtlich. Jedoch, diejenigen Einflussgrößen, welche einen interessanten Einblick in die Dynamik der Fließgewässer ermöglichen, sind z.T. auch jene Faktoren, welche die einfache Auswertung erschweren. Bei gleicher Wasserführung, die üblicherweise als wichtigster Einflussfaktor verstanden wird, können sehr unterschiedliche Temperaturen herrschen, mit Konsequenzen für die Konzentration, vor allem der biologisch beeinflussten Parameter.

Wie unterschiedlich die Wassertemperatur bei gleicher Wasserführung sein kann, ist aus Fig. 3 zu ersehen: Bei 1000 m³/s herrscht im Frühjahr 6°C, im Herbst dagegen 19°C. Werden in gleicher Weise die Konzentrationen aufgetragen (d.h. mit gleitendem Mittelwert), so ist ein ähnliches Muster (Fig. 4a), welches dasjenige der Temperatur widerspiegelt, ersichtlich. Beide Stoffgruppen, Nährstoffe und geochemische Parameter, können ein ähnliches Bild zeigen, auch wenn die Rolle der Temperatur

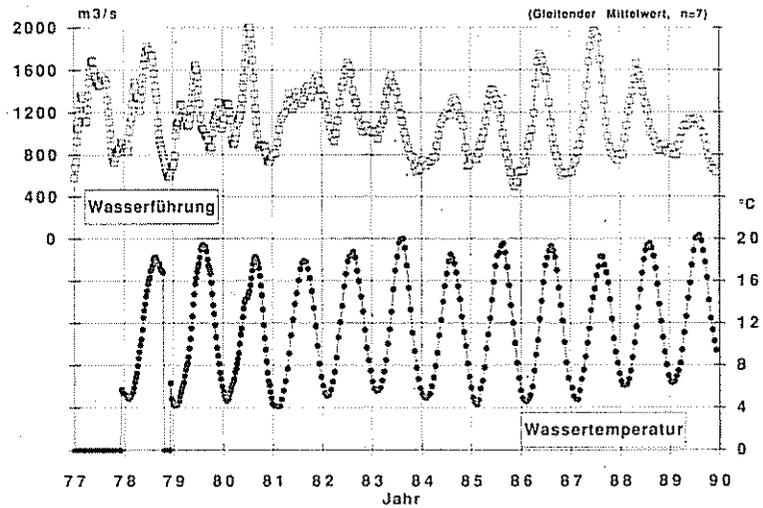


Fig. 2

Zeitlicher Verlauf der Wasserführung und der Wassertemperatur bei der Messstation Village-Neuf (Rhein bei Basel).

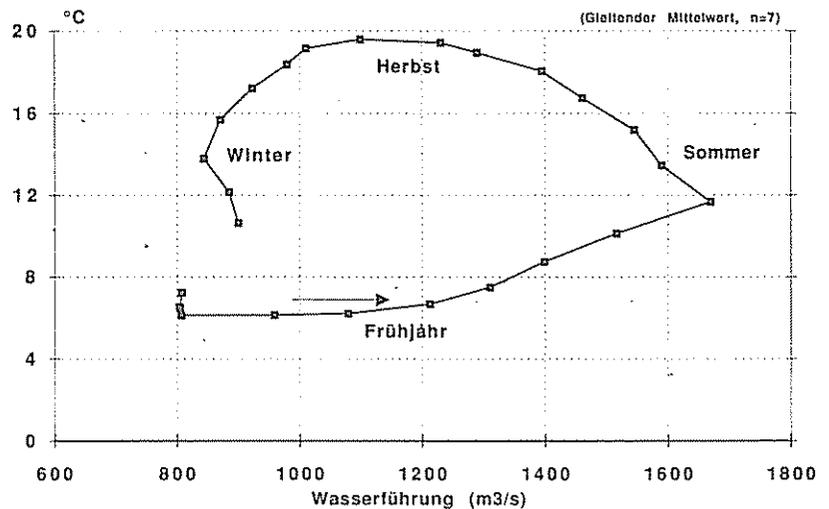


Fig. 3

Jahresverlauf der Wassertemperatur bei der Messstation Village-Neuf (Rhein bei Basel, 1988)

(oder anderer jahreszeitlichen Einflussfaktoren) unterschiedlich sein kann.

Bei den geochemischen Parametern, spielt die Temperatur eher eine indirekte Rolle, z.B. durch Änderungen der Mischungsverhältnisse der verschiedenen Quellen: Ob das Wasser im Fluss aus dem Grundwasser, Schmelzwasser oder aus den Seen stammt, wird zum grossen Teil durch jahreszeitliche Faktoren beeinflusst. Beim Calcium jedoch hat die Temperatur eine direkte Wirkung auf das Löslichkeitsgleichgewicht von Calcit.

Der für die Dynamik wichtige *asymmetrische* Verlauf der jahreszeitlich bedingten Einflüsse lässt sich schlecht untersuchen, wenn die Konzentration lediglich als Zeitreihe aufgetragen wird. Wird dagegen die Temperatur als ein Indikator für den

Jahresverlauf benutzt, und die Konzentration gegen sie aufgetragen, kommt dieser Einfluss stark zur Geltung (Fig. 4b).

Da die verschiedenen Einflussfaktoren im Laufe des Jahres stark schwanken, ist es notwendig, bei der Probenahme, gleich ob kontinuierlich oder Stichproben, und bei den Auswertungen die Jahreszeit jeweils zu berücksichtigen.

3. ABSCHÄTZUNG DER BELASTUNGSÄNDERUNGEN

Figuren 1a und 1b zeigen die Entwicklungstendenzen der Phosphat- und Nitratkonzentrationen in den letzten 15 Jahren. Diese Darstellungsart erlaubt jedoch keine Quantifizierung der Änderungen, hat doch die Wasserführung einen Einfluss auf beide, Konzentration und Fracht. Nimmt die eine oder die andere zu, oder ab, so stellt sich jeweils die Frage, ob die festgestellte Änderung

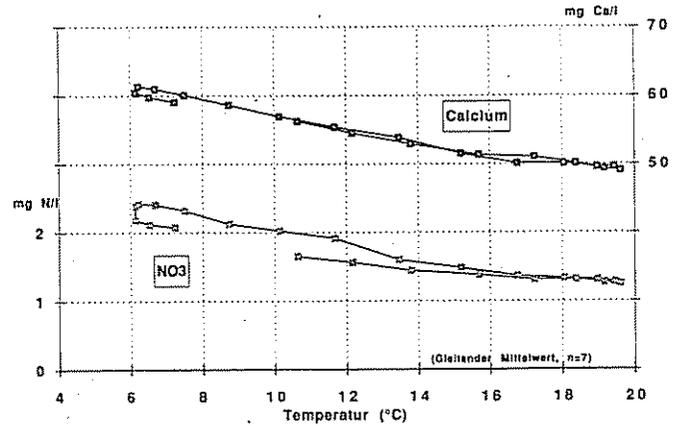
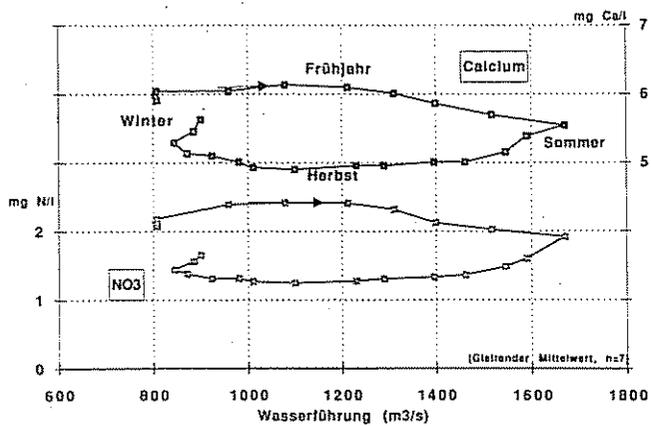


Fig. 4
Jahreszyklisches Verhalten der Calcium- und Nitrat-Konzentrationen in Abhängigkeit der Wasserführung (4a, links) und der Wassertemperatur (4b). Messstation Village-Neuf (Rhein bei Basel), 1988

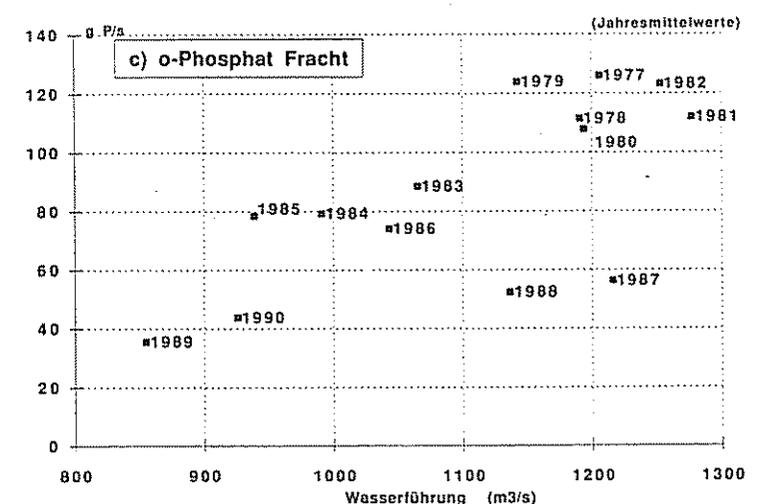
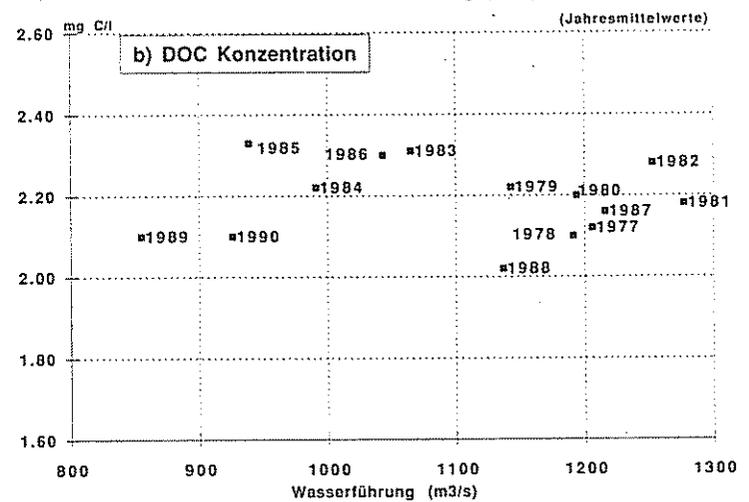
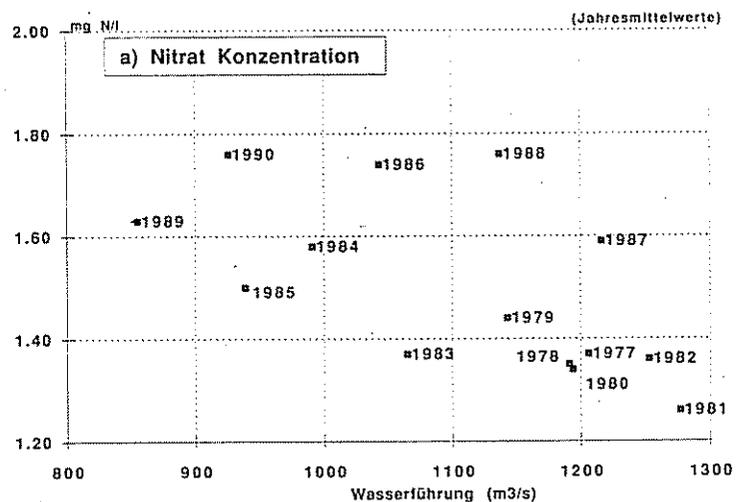
nicht auf eine Änderung in der Wasserführung zurückzuführen ist.

Diese Frage entfällt, wenn der Einfluss der Wasserführung in der Darstellung berücksichtigt wird. Somit können Jahre mit ähnlicher Wasserführung miteinander verglichen werden, was zuverlässigere Abschätzungen für Konzentrations- und Frachtänderungen ergibt. Aus Fig. 5a ist die Zunahme an Nitrat, das den grössten Teil des Gesamtstickstoffs ausmacht, gut abschätzbar. Je nachdem bei welcher Wasserführung (und somit über welcher Zeitspanne) wir den Vergleich durchführen, liegt die Zunahme seit dem Anfang des NADUF-Programms bei der Messstation Village-Neuf um die 20-30%.

Bei diesen Abschätzungen der Veränderungen dürfen andere Einflussparameter nicht ausser acht gelassen werden. Schliesslich ist beim Wasser wie beim Wein: Die Einflussparameter sind zwar jedes Jahr die gleichen, die spezifische Auswirkungen jedoch in jedem Jahr anders. In Fließgewässern kann die Jahreszeit des Auftreten von Hochwässern und die Wassertemperaturen während diesen Perioden, wie auch die Verteilung der Niederschläge im Laufe des Jahres, einen Einfluss auf die mittlere Jahresfracht und Konzentration haben. Bedingt durch solche Unterschiede sind zwei Jahre, trotz gleicher Wasserführung, nicht gleich zu setzen, auch wenn sie sich für Vergleichszwecke meist besser eignen als Jahre mit wesentlich unterschiedlicher Wasserführung.

Die gleiche Darstellungsweise wie bei Fig. 5a ergibt für DOC ein ganz anders Bild (Fig. 5b). Bei

Fig. 5
Darstellung der Jahresmittelwerte der Konzentrationen von Nitrat (a), DOC (b), und der Fracht von o-Phosphat (c) in Abhängigkeit der Jahresmittel der Wasserführung zur semi-quantitativen Abschätzung der Zustandsänderungen (durch Vergleich bei gleicher Wasserführung): Messstation Village-Neuf (Rhein bei Basel).



diesem Parameter zeichnet sich keine wesentliche Änderung in den 15 Jahren ab. Dies ist - trotz Bau von Abwasserreinigungsanlagen - nicht unbedingt zu erwarten: Der Beitrag des DOC aus den Kläranlagen fällt gegenüber der schon im Fluss vorhandenen Konzentration nicht stark ins Gewicht. Beim Phosphat dagegen ist das Verhältnis zwischen den Konzentrationen in Abwasser und Flusswasser viel höher. Aus diesem Grund sind die Auswirkungen phosphatbezogener Gewässerschutzmassnahmen einfacher festzustellen. Die Abnahme des o-Phosphats in der ersten Darstellung (Fig. 1a) ist noch deutlicher in Fig. 5c zu erkennen. Schätzungsweise ist bei dieser Messstelle die Phosphatbelastung um ca. 50% zurück gegangen. Die Entwicklung der anthropogenen Belastung sieht jedoch bei jeder Station anders aus. Wie stark die Zu- oder Abnahme ist, hängt vom Beitrag aus unterschiedlichen Quellen (vor allem Kläranlagen und Landwirtschaft) ab.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Die langjährigen Messreihen des Fließgewässeruntersuchungsprogramms „NADUF“ bilden eine wertvolle Datenbasis für die gewässerschutzrelevante Forschung und Praxis. Die folgenden Fragestellungen sind Beispiele der unmittelbaren Anwendungsbereiche der Auswertungen:

- die Beurteilung des momentanen chemischen Zustands ausgewählter Flüsse
- die Abschätzung der Zustandsänderung
- die Erfolgskontrolle von Gewässerschutzmassnahmen.
- die Abschätzung des durch Fließgewässer bedingten Stofftransports in die Seen bzw. Stoffexports in die umliegenden Länder
- der Einfluss der Wasserführung und Wassertemperatur auf die Konzentration der Inhaltsstoffe
- Ähnlichkeiten und Unterschiede im Verhalten der Einflussparameter Wasserführung und Temperatur.

- [1] Davis, J.S., Fahrni H.P., Liechti P., Spreafico M., Stadler K. und Zobrist J. (1985). Das nationale Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer - eine Standortbestimmung. Gas-Wasser-Abwasser, 65, 123-135
 [2] Hydrologisches Jahrbuch der Schweiz ab 1974, Herausgeber Landeshydrologie-Geologie Bern
 [3] Zobrist, J., H. Bühner, J.S. Davis (1990), Mitteilungen der EAWAG, Nr. 30, 14-18

AUFRETEN UND VERHALTEN VON NTA UND EDTA IN SCHWEIZERISCHEN FLÜSSEN

WALTER GIGER, CHRISTIAN SCHAFFNER, FRANZ GÜNTER KARI,
 HELGA PONUSZ, PETER REICHERT UND OSKAR WANNER

1. EINLEITUNG

Detergentien, d.h. Seifen, Wasch-, Spül- und Reinigungsmittel, gehören zu den klassischen gewässerverschmutzenden Umweltchemikalien, die schon mehrfach zu erkennbaren Auswirkungen und zu messbaren Belastungen geführt haben.

In der ersten Generation von Problemen bewirkten die schlecht abbaubaren waschaktiven Substanzen in den sechziger Jahren massive Schaumentwicklungen in den Kläranlagen und in den Gewässern.

Zur zweiten Generation gehören die in den Detergentien als sogenannte Gerüststoffe (Builder) enthaltenen Tripolyphosphate, die zur Überdüngung der Gewässer beitragen.

Zu den Problemen der dritten Generation gehört die Anreicherung gewisser Detergentienchemikalien oder deren persistenteren Abbauprodukten im Klärschlamm. Auch wurden Abbaustoffe festgestellt, die höhere aquatische Toxizitäten zeigten als die Ausgangsstoffe. Während in den ersten beiden Generationen in der Umwelt Effekte beobachtet wurden und daraus Massnahmen abgeleitet wurden (*Verordnungen über die Abbaubarkeit der waschaktiven Substanzen und über die Herabsetzung der Phosphatgehalte in Detergentien*), beruhen die Erkenntnisse der dritten Generation auf umweltanalytischen Messungen.

Die hohe **Umweltrelevanz der Detergentien** basiert einerseits auf ihrem fast ausschliesslichen Gebrauch mit Wasser und dem daraus folgenden nahezu hundertprozentigen Eintrag ins Abwasser. Andererseits gehören die Detergentien zu den in grossen Mengen verwendeten Zivilisationschemikalien, von denen

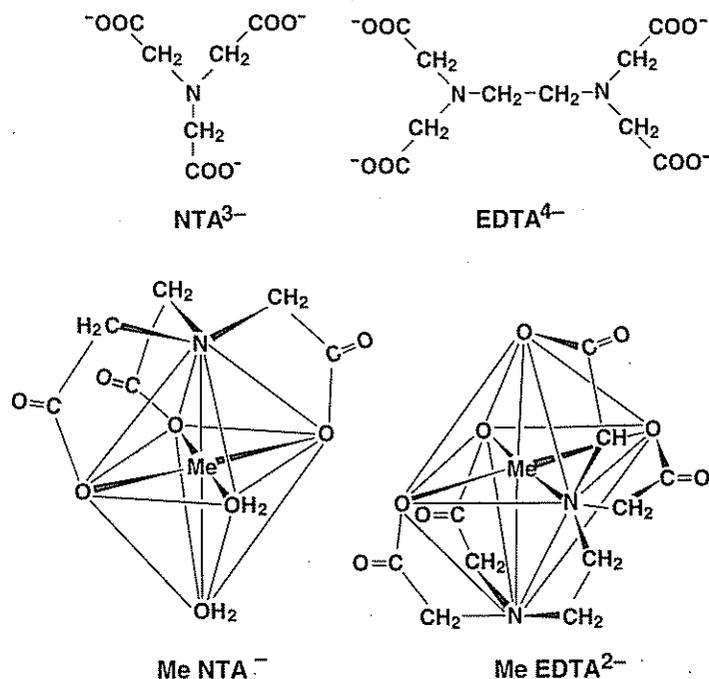


Fig. 1
 Strukturformeln von NTA und EDTA sowie der entsprechenden Metallkomplexe.

zum Beispiel 1990 in der Schweiz 167'732 Tonnen oder 24,8 kg pro Kopf verbraucht wurden. Neben den waschaktiven Substanzen (Tenside) sind die sogenannten Gerüststoffe wichtige Bestandteile der Detergentien, die sowohl das Wasser enthärten als auch die Waschwirkung verstärken.

Der 1965 eingeführte, organische Komplexbildner **Tripolyphosphat** erwies sich als anwendungstechnisch idealer Gerüststoff. Die mit dem Nährstoff Phosphat verknüpften Umweltprobleme der Gewässereutrophierung führten aber in vielen Industrieländern zur Herabsetzung der Phosphatgehalte in Waschmitteln. Es hat sich jedoch keine einheitliche Lösung durchgesetzt, vielmehr hat jedes westeuropäische Land eigene Regelungen*.

Auch ist die Situation keineswegs stabil, sondern es ergeben sich laufend wieder neue Entwicklungen. Nach mehreren Reduktionen der in Waschmitteln zugelassenen Phosphatgehalte seit 1977 (in der *Waschmittelverordnung*) erliess die Schweiz mit der *Verordnung für umweltgefährdende Stoffe* 1986 ein totales Verbot der in Textilwaschmittel enthaltenen Tripolyphosphate, das sogenannte **Phosphatverbot**.

Die ausgezeichneten Wirkungen des Phosphats in Detergentien können nicht durch einen einzigen Stoff ersetzt werden, sondern es wird ein Gemisch von sogenannten Phosphatersatzstoffen verwendet. Chemische Eigenschaften und Funktionen der einzelnen **Phosphatersatzstoffe** sind verschieden, sowohl in Bezug auf ihre Wirkung im Waschprozess (als Komplexbildner, Ionentauscher und Kristallisationshemmer) als auch auf ihre Umweltverträglichkeit. Die einzelnen Phosphatersatzstoffe werden unterschiedlich beurteilt, und nur Zeolith und Citrat wird ein optimales Umweltverhalten attestiert. Insbesondere wird der organische Komplexbildner **Nitrioltriacetat (NTA)** vielerorts kritisch eingestuft, obwohl diese Substanz seit 1973 in Kanada in grossem Umfang im Einsatz ist, und die relativ rasche biologische Abbaubarkeit des NTA gut dokumentiert ist.

Im Zusammenhang mit dem Phosphatverbot setzten sich die EAWAG und das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) zum Ziel, in Feldstudien die Auswirkungen des Phosphat-

Tab. 1
Untersuchungskonzepte für umweltanalytische Feldstudien

<p>(A) Überwachung, Umweltbeobachtung, Monitoring</p> <ul style="list-style-type: none"> - d(Konzentration, Stoffflüsse) = f(Ort, Zeit, Jahreszeit) - kurz-, mittel- und langfristige Abweichungen - evt. Frühwarnung oder Alarmauslösung - Auswirkungen von Umweltschutzmassnahmen (Erfolgskontrolle)
<p>(B) Chemodynamik-Studien, Fate and Behaviour Studies</p> <ul style="list-style-type: none"> - Stoffflussanalysen (Massenbilanzen) - dynamisches Verhalten - in begrenzten Umweltkompartimenten - Erkenntnisse über zugrundeliegende chemodynamische Prozesse (bezüglich Gleichgewichten und Reaktionsgeschwindigkeiten)

verbotes auf die NTA-Gehalte in schweizerischen Fliessgewässern zu überprüfen. Für solche umweltanalytischen Feldstudien stehen zwei prinzipielle Konzepte zur Verfügung, die im folgenden Abschnitt diskutiert werden (Tab. 1).

Anschliessend werden Ergebnisse vorgestellt, die im Laufe der letzten Jahre an der EAWAG und seit 1989 am Institut Bachema im Auftrage des BUWAL durchgeführt worden sind. Frühere Ergebnisse, einschliesslich Studien über das Verhalten in der Kläranlage und in Seen wurden bereits an anderer Stelle publiziert [1-5].

Neben NTA wurde ein weiterer organischer Komplexbildner erfasst, das für enorm viele Anwendungen eingesetzte **Ethylendiamintetraacetat (EDTA)**, das als bekanntermassen schlecht abbaubare Substanz nicht als Phosphatersatzstoff zugelassen ist. NTA und EDTA sind einander chemisch eng verwandt (Fig. 1) und beide sind äusserst gute organische Komplexbildner, die mit Metallkationen starke Komplexe bilden (vgl. anschliessenden Beitrag von Laura Sigg). Neben sehr vielen Verwendungsarten wurde EDTA für lange Zeit in kleinen Konzentrationen als Stabilisator für das Bleichmittel in Waschmitteln eingesetzt. Auch in Reinigungsmitteln wurde EDTA verwendet.

2. KONZEPTE FÜR UMWELTANALYTISCHE FELDSTUDIEN

Traditionellerweise sind die **Monitoringuntersuchungen** hauptsächlich Aufgabe der kantonalen Laboratorien, der Qualitätssicherungslaboratorien der Wasserversorgungen und der eidgenössischen Ämter, während hochschulnahe Forschungsinstitutionen sich vor allem für die chemodynamischen Ansätze interessieren. Das Ziel der Chemodynamikstudien ist die Verbesserung der Kenntnisse über die das Umweltverhalten von Verunreinigungen steuernden physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse.

Von grosser Bedeutung bei den **Chemodynamikstudien** ist die Möglichkeit, die Messergebnisse durch mathematische Simulationsmodelle auszuwerten. Solchermassen können Folgerungen über die Bedeutung und die Geschwindigkeit der verschiedenen chemodynamischen Prozesse abgeleitet werden. Voraussetzung für den Einsatz mathematischer Simulationsmodelle sind gute Kenntnisse der Hydrologie der Gewässersysteme. Besonders attraktiv sind dynamische Belastungsänderungen wie sie bei Stossbelastungen oder bei regelmässigen Schwankungen (z.B. innerhalb der Tagesganglinien) auftreten.

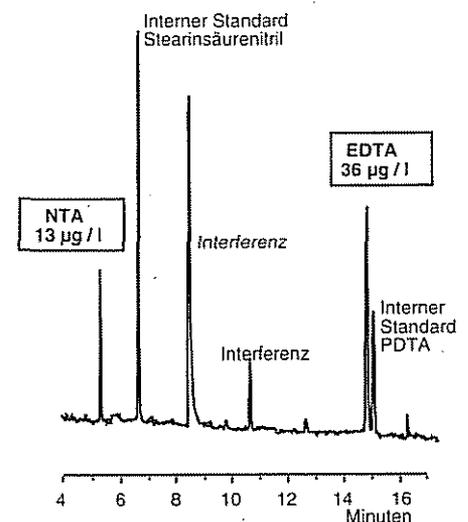


Fig. 2
Gaschromatogramm einer NTA- und EDTA-Bestimmung.

Die Probenaufarbeitung erfolgt durch Eindampfen der Wasserprobe und Derivatisierung von NTA und EDTA zu den Propylestern. Zur Einzelstoffbestimmung werden Kapillargaschromatographie und stickstoffspezifische Flammenionisationsdetektion eingesetzt.

* *Phosphatverbot in CH und N; Reduktion durch Gesetzgebung in I, A, BRD; Reduktion durch freiwillige Massnahmen der Industrie in F, S, SF; Reduktion durch Konsumenten-Einfluss in BRD und NL; keine Reduktion in DK, E, UK, GR. Kanada kennt seit 1973 starke Phosphatlimitierungsvorschriften, und in den USA haben elf Staaten ein Phosphatverbot in Waschmitteln eingeführt.*

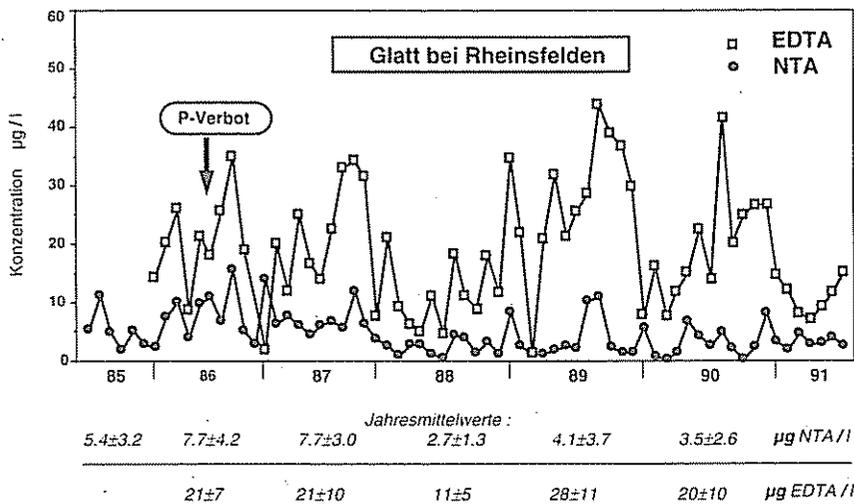


Fig. 3
NTA- und EDTA-Konzentrationen in der Glatt (Kanton Zürich) bei Rheinsfelden. Die Sammelproben wurden im Rahmen des NADUF-Programmes genommen. Die Ergebnisse sind als Monatswerte und Jahresmittelwerte aufgeführt.

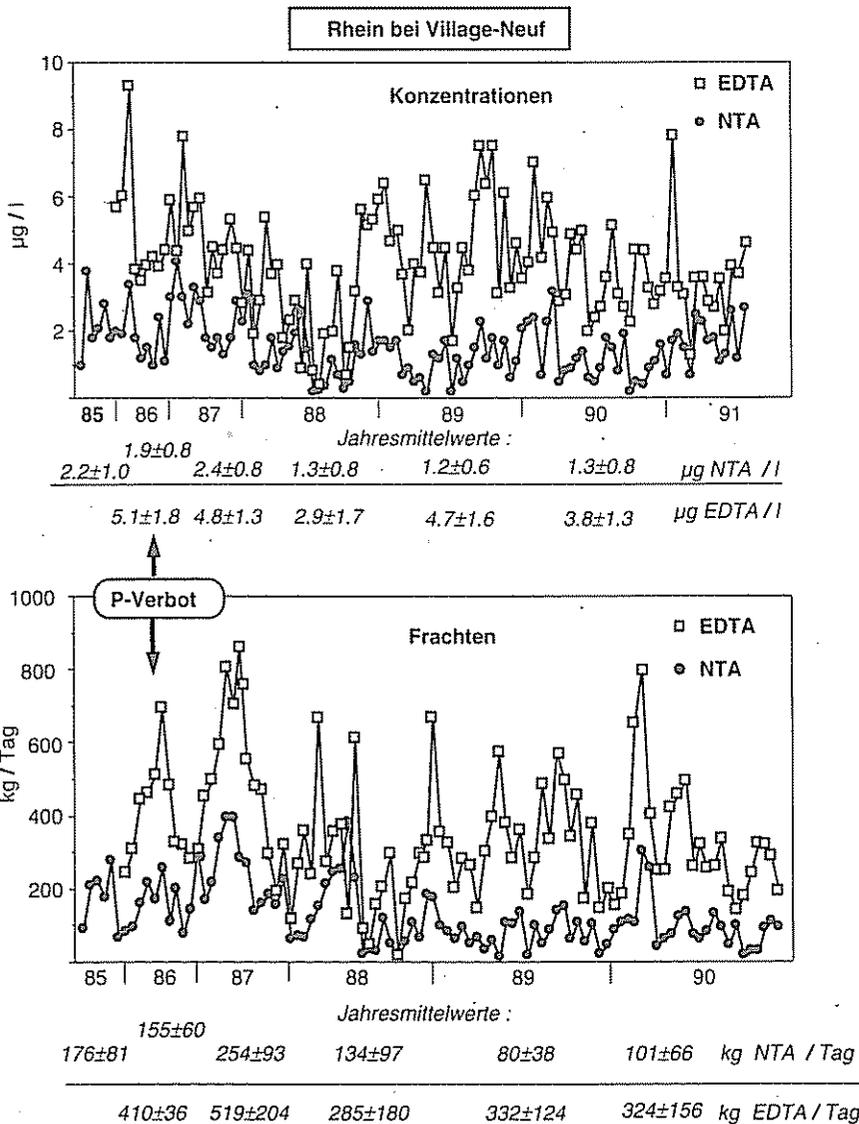


Fig. 4
NTA- und EDTA-Konzentrationen (oben, in µg/l) und Frachten (unten, kg/Tag) im Rhein bei Village-Neuf. Die Sammelproben wurden im Rahmen des NADUF-Programmes genommen. Die Ergebnisse sind als Monatswerte und Jahresmittelwerte aufgeführt. Die NTA-Belastungen zeigen ab 1989 eine abnehmende Tendenz.

3. ANALYTISCHE METHODIK FÜR NTA UND EDTA

Für die Durchführung von umweltanalytischen Feldstudien wird eine analytische Methodik für die qualitative und quantitative Bestimmung der Umweltchemikalien in allen wichtigen festen, wässrigen und gasförmigen Umweltproben typen vorausgesetzt. Im Falle von NTA und EDTA muss angemerkt werden, dass die Bestimmung dieser beiden sehr gut wasserlöslichen (hydrophilen) Verbindungen höhere Anforderungen als für viele andere, schlechter wasserlösliche (lipophile) Substanzen stellt. Für eine gaschromatographische Bestimmung ist eine Derivatisierung der beiden mehrfach negativ geladenen Komplexbildner notwendig. Die Figur 2 zeigt ein resultierendes Gaschromatogramm. Im analytischen Sinne erleichternd wirkt sich die Tatsache aus, dass kein komplexes Substanzgemisch vorliegt, wie dies etwa bei den waschaktiven Substanzen oder bei den polychlorierten Biphenylen und Dioxinen der Fall ist.

4. ERGEBNISSE DER ÜBERWACHUNGSTUDIEN

Das von der EAWAG noch vor dem Phosphatverbot vorgeschlagene Konzept zur Überwachung der NTA-Konzentrationen in schweizerischen Gewässern basierte auf zwei sich ergänzenden Probenahmemethoden in Fließgewässern. Einerseits wurden aus der Glatt bei Rümliang Stichproben aus einem sehr stark durch kommunale Abwässer belasteten Fluss entnommen. Damit sollte eine Situation erfasst werden, die aufgrund der relativ kleinen Verdünnung der Abwassereinträge als "schlimmster Fall" eingestuft werden kann. Andererseits wurden im Rahmen des NADUF-Programmes (vgl. vorangehenden Beitrag von Joan Davis und Jürg Zobrist) aus grösseren Flüssen erhobene Wochensammelproben analysiert. Der fünfte Jahrestag der Inkraftsetzung des Phosphatverbotes am 1. Juli 1986 - gibt uns Anlass für eine Auswertung der NTA- und EDTA-Ergebnisse.

Die Stichproben in der Glatt bei Rümliang ergaben stark schwankende Konzentrationswerte sowohl für NTA als auch für EDTA. Tagesganguntersuchungen zeigten aber, dass die NTA und EDTA-Konzentrationen bei Rümliang sehr durch Tagesgangunterschiede im Ablauf der nur wenig oberhalb gelegenen, stark überlasteten Kläranlage Opfi-

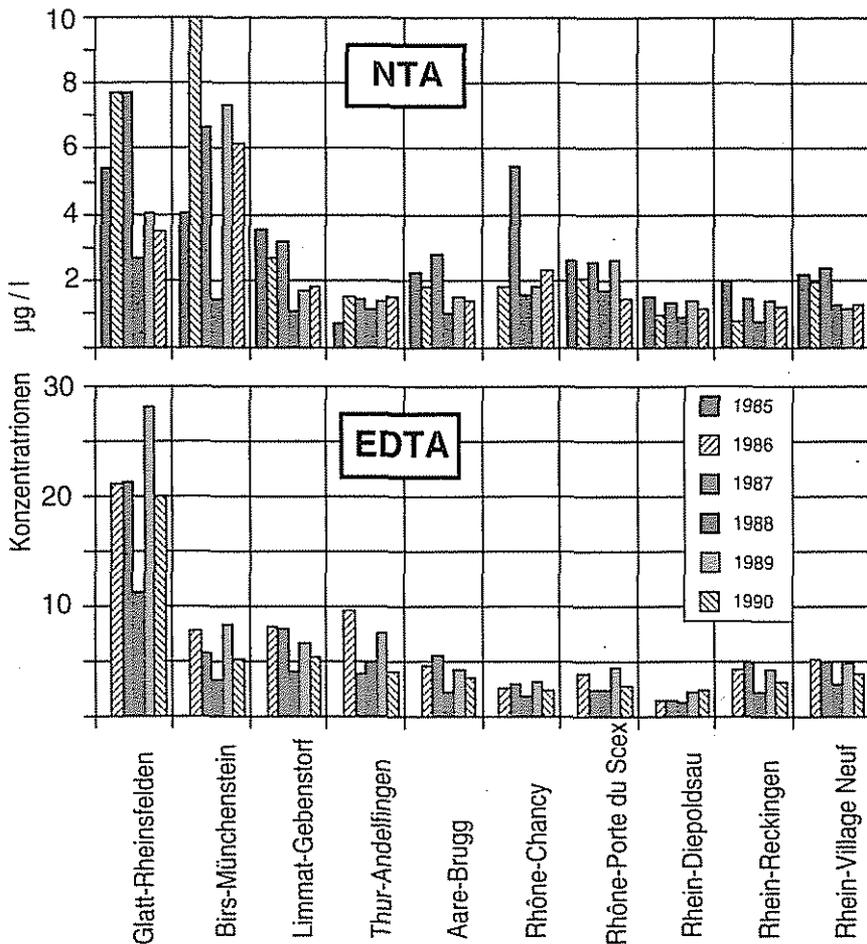


Fig. 5
NTA- und EDTA-Konzentrationen in Schweizer Flüssen. Jahresmittelwerte der Jahre 1985 bis 1990 basierend auf NADUF-Sammelproben.

kon-Glattbrugg beeinflusst werden (vgl. Lage auf Seite 37, Fig. 6 und 7 sowie Ausführungen im nächsten Abschnitt). Diese Resultate weisen einmal mehr auf die Fragwürdigkeit von Überwachungsuntersuchungen hin, die sich auf Stichproben abstützen. Oft können Stichproben die Dynamik der Konzentrationen im Fliessgewässer nicht genügend erfassen.

Von wesentlich grösserer Aussagekraft sind die Ergebnisse der Analysen der NADUF-Proben, die auszugsweise in Fig. 3 bis 5 dargestellt sind. Folgende Aussagen können abgeleitet werden:

- Nach dem Phosphatverbot konnten keine signifikante Zunahmen der NTA-Konzentrationen und -Frachten festgestellt werden. Im Laufe der letzten Jahre wurde mancherorts ein Trend zur Abnahme der NTA-Belastungen gefunden.
- Die EDTA-Gehalte in den schweizerischen Flüssen sind meistens grösser als die entsprechenden NTA-Werte.

- Die NADUF-Proben aus stark belasteten Flüssen enthalten höhere NTA- und EDTA-Konzentrationen als die Proben aus wenig belasteten Fliessgewässern. Die Verunreinigung durch NTA und EDTA sind aber in einzelnen Flüssen unterschiedlich gross.
- Die beispielsweise im Rhein aus der Schweiz exportierten Jahresfrachten von 55 t NTA und 130 t EDTA dokumentieren die Bedeutung der Stoffflüsse via Fliessgewässer für diese Substanzen. Der Vergleich mit den geschätzten Jahresverbrauchszahlen in der Schweiz ergibt für EDTA einen hohen relativen Anteil von 25%, während nur ungefähr 2% des NTA durch den Rhein wegtransportiert werden. Diese Zahlen sind ein klarer Ausdruck für das unterschiedliche Umweltverhalten der beiden Substanzen: NTA wird biologisch gut abgebaut, EDTA hingegen ist biologisch sehr schlecht abbaubar.

5. ERGEBNISSE DER CHEMODYNAMIK-STUDIEN

Im Glattal wurden an den drei Probenahmestellen Rümliang, Niederglatt und Rheinsfelden während eines ganzen Tages einstündige Sammelproben entnommen, um das chemodynamische Verhalten von NTA und EDTA in einem den Fluss hinunterfliessenden Wasserpaket, d.h. in der sogenannten fließenden Welle, beobachten zu können. Die Glatt ist gut für solche Studien geeignet, weil die Hauptbelastung aus dem dichtbesiedelten oberen Glattal eingetragen wird. Im Unterlauf der Glatt wird dann nur noch relativ wenig zusätzliches Abwasser in die Glatt abgegeben. Unmittelbar vor den NTA- und EDTA-Messungen wurden mittels Zugabe eines fluoreszierenden Farbstoffes die hydraulischen Verhältnisse in der Glatt ermittelt.

Die bei der obersten Station (Rümliang) gemessenen NTA- und EDTA-Konzentrationen wurden als Input-Funktion in das Modellierungsprogramm eingegeben, und anschliessend wurden Simulationsrechnungen mit unterschiedlichen Halbwertszeiten für die Elimination der Stoffe ausgeführt. Auf diese Art können die gemessenen Konzentrationen mit den berechneten Werten verglichen werden.

Im Juli 1991 ergaben die NTA-Werte bei Rümliang einen ausgeprägten Tagesgang mit Minimalwerten von ca. 5 µg/l zwischen 10 und 12 Uhr, und mit Maximalwerten von 65 µg/l um 19 Uhr (Fig. 6). In deutlich reduziertem Mass konnte dieser Tagesgang auch bei den Stationen Niederglatt und Rheinsfelden beobachtet werden. Die in der Fig. 6 eingezeichneten Linien zeigen die berechneten Konzentrationswerte, unter der Annahme, dass der biologische Abbau mit einer Abbauphalbwertszeit von 0.35 Tagen (ca. 8 Std) das Verhalten von NTA bestimmt. Für die Messstation Niederglatt ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen mit den berechneten Werte. Von Niederglatt bis Rheinsfelden weisen die Messwerte auf einen schnelleren Abbau hin, als dies im oberen Flussteil beobachtet wurde. Man findet ebenfalls für den unteren Teil der Glatt eine bessere Übereinstimmung, wenn die Berechnungen mit einem Modell ausgeführt werden, in dem berücksichtigt wird, dass der biologische Abbau des NTA hauptsächlich an der Flussole stattfindet. Analog ausgeführte Untersuchungen im Sommer 1989 und im Winter 1991 hatten zu gleichen Resultaten geführt. Die Ergebnisse der Winter-

untersuchung zeigten, dass die biologische Abbaubarkeit des NTA in der Glatt bei niedrigeren Temperaturen nicht herabgesetzt wird.

Die Figur 7 zeigt die Ergebnisse für EDTA, wobei die Resultate der Modellrechnungen ohne Abbau eingetragen sind. Daraus lässt sich ableiten, dass in der Glatt eine Elimination des EDTA erfolgt, weil die gemessenen Werte deutlich unterhalb der berechneten Konzentrationen liegen. Aus der Literatur ist bekannt, dass der Eisen-EDTA-Komplex photochemisch abgebaut werden kann (Photolyse). Auch haben erste Voruntersuchungen mit Proben aus dem Ablauf der Kläranlage Opfikon-Kloten und mit Glattwasser ergeben, dass ein Teil des EDTA schnell photolysiert wird. Das Ziel der Doktorarbeit von F.G. Kari an der EAWAG ist die Abschätzung der Geschwindigkeit des in der Glatt ablaufenden photochemischen Abbaus des EDTA. Hierfür sollen die hier präsentierten umweltanalytischen Feldstudien vervollständigt und durch Laborexperimente ergänzt werden.

6. SCHLUSSEFOLGERUNGEN UND AUSBLICK

Das in der Schweiz seit fünf Jahren geltende Phosphatverbot für Textilwaschmittel hat zu keiner Erhöhung der NTA-Gehalte in schweizerischen Fließgewässern geführt. Aufgrund der internationalen Harmonisierung in Europa ist zu erwarten, dass der Einsatz von NTA als Phosphatersatzstoff zurückgehen wird. Erste Hinweise auf den Rückgang der NTA-Restkonzentrationen in den Gewässern sind bereits feststellbar.

Die schlechte biologische Abbaubarkeit des EDTA führt zu höheren Gehalten in den Gewässern, so dass für EDTA weitere Einsatzbeschränkungen angestrebt werden sollten. Chemodynamische Untersuchungen in der Glatt zeigen jedoch deutlich, dass ein signifikanter photochemischer Abbau abläuft.

Für die hydrophilen Umweltchemikalien NTA und EDTA hat sich die Kombination von Überwachungs- und Chemodynamik-Felduntersuchungen bewährt. Die beiden sich ergänzenden Untersuchungskonzepte sollten auch für weitere Umweltchemikalien eingesetzt werden.

Die Chemodynamikstudien an der Glatt werden in verdankenswerter Weise durch ein Doktorandenstipendium der Gottlieb Daimler- und Karl Benz-Stiftung unterstützt.

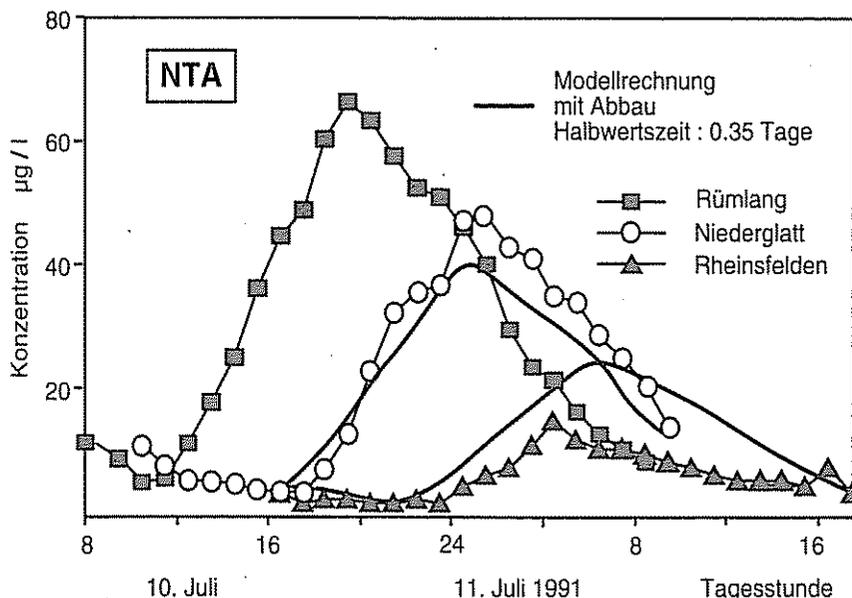


Fig. 6

Tagesganglinien der NTA-Konzentrationen in der Glatt (Kanton Zürich).

Die Messungen erfolgten an einstündigen Sammelproben. Die grossen Konzentrationsunterschiede bei Rümlang gehen auf den Tagesgang der NTA-Restkonzentrationen im Ablauf der überlasteten Kläranlage Opfikon-Glattbrugg zurück. Die Messwerte der obersten Station (Rümlang) wurden als Inputfunktion für die mathematischen Simulationsrechnungen verwendet.

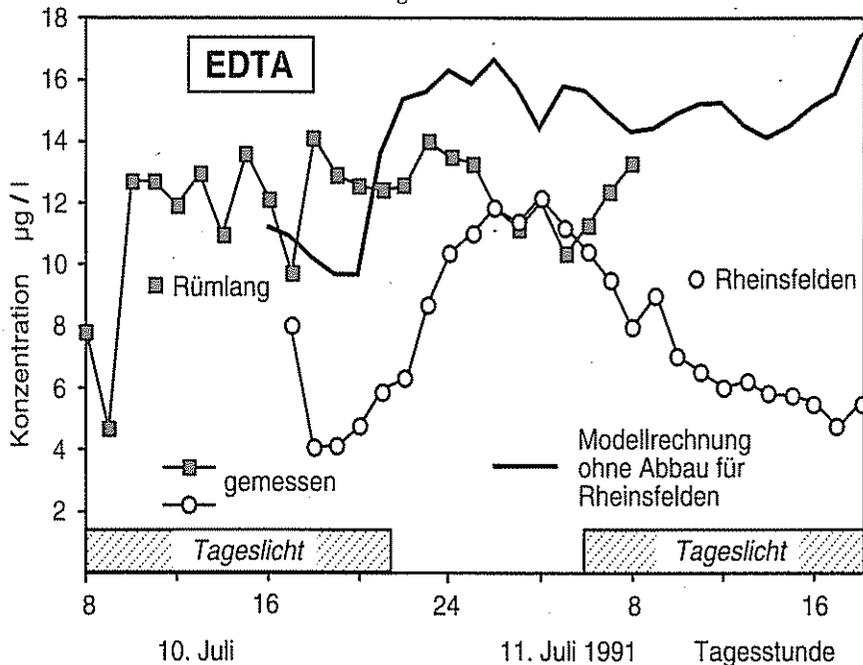


Fig. 7

Tagesganglinien der EDTA-Konzentrationen in der Glatt (Kanton Zürich).

Gleiche Probenahme und Simulationsansatz wie für Fig. 6.

- [1] Alder A.C., Siegrist H., Gujer W. and Giger W. (1990): Behaviour of NTA and EDTA in Biological Wastewater Treatment, *Water Research*, 24, 733-742.
- [2] Siegrist H., Alder A., Gujer W. und Giger W. (1988): Verhalten der organischen Komplexbildner NTA und EDTA in Belebungsanlagen, *Gas - Wasser - Abwasser*, 68, 101-109.
- [3] H. Rossknecht (1991): Die Entwicklung der NTA- und EDTA-Konzentrationen im Bodensee und in einigen Bodensee-Zuflüssen von 1985 bis 1990, Bericht der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 41, 1-19
- [4] Houriet, J.P. (1990 und 1988): Entwicklung der Konzentrationen des Waschmittelposphatersatzstoffes „NTA“ in den Gewässern. *Umwelt Schweiz (BUWAL-Bulletin)*, 3/90, 28-39 und *BUS-Bulletin*, 1/88, 42-53.
- [5] Müller, E.. (1986): Entwicklung der NTA-Konzentrationen in den Schweizer Gewässern. *BUS-Bulletin*, 3/86, 4-9.

SCHWERMETALLE IN FLIESSGEWÄSSERN

Laura Sigg

Schwermetalle (wie Pb, Zn, Cd, Cu) stellen eine besondere Kategorie von chemischer Gewässerbelastung dar; ihre Einträge in die Gewässer sind zu einem grossen Teil anthropogenen Ursprungs, aus verschiedenen Quellen. Die chemischen Formen, in denen sie im Wasser vorkommen, sind für das Schicksal und die Auswirkungen der Schwermetalle von entscheidender Bedeutung. Deshalb werden hier in erster Linie die chemischen Zusammenhänge, die die Verteilung der Schwermetalle in Gewässern beeinflussen, diskutiert. Insbesondere wird die Verteilung der Metallionen zwischen Lösung und Schwebstoffen betrachtet.

1. KONZENTRATIONEN VON SCHWERMETALLEN IN FLIESSGEWÄSSERN UND QUALITÄTSZIELE

In Tabelle 1 sind einige Beispiele für aktuelle Konzentrationen von Metallen in Fließgewässern zusammengestellt und verschiedenen Ansätzen für Qualitätsziele gegenübergestellt. Die Qualitätsziele für Schwermetalle in der Verordnung über Abwassereinleitungen von 1975 liegen bekanntlich sehr hoch; sie sind damals nicht nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten festgelegt worden. In der Melimexuntersuchung [1], die vor einigen Jahren an der EAWAG durchgeführt wurde, ist gezeigt worden, dass die Konzentrationen entsprechend der Verordnung von 1975 schädliche Effekte auf Organismen ausüben. In vielen Untersuchungen wurden die toxischen Effekte geringer Metallkonzentrationen auf empfindliche Organismen gezeigt, z.B. auf Algen. Neue Ansätze für Qualitätsziele, die insbesondere in den Niederlanden ausgearbeitet wurden [2], beruhen auf ökotoxikologischen Gesichtspunkten. Auch für empfindliche Organismen sollten sich keine negativen Effekte

aufgrund der vorhandenen Konzentrationen ergeben; dazu wurden die niedrigsten chronischen "no effect level" für jedes Element aufgrund der vorhandenen Literatur hergeleitet. Je nach Element beruhen diese Werte auf die toxischen Effekte auf Algen, Daphnien oder Fische. Als Qualitätsziele sollten gelöste Metallkonzentrationen angegeben werden, da nur diese unmittelbar für die Organismen zur Verfügung stehen. Allerdings sind für die biologischen Effekte die chemischen Formen (chemische Spezies) von grosser Bedeutung; auch totale gelöste Konzentrationen sind deshalb nur beschränkt aussagekräftig. Als weiterer Gesichtspunkt können die natürlichen geogenen Werte (d.h. durch den Gesteinsuntergrund bestimmt) herangezogen werden, bzw. aktuelle Werte in wenig belasteten Gewässern. Die Werte, die für die Revision der Verordnung zur Diskussion stehen, beruhen

Tab. 1

Konzentrationen in Fließgewässern und Qualitätsziele in µg/l (*=gelöst und **=gesamt)

Gemessene Konzentrationen: Sammelproben NADUF: Jahresmittelwerte: Rhein Village-Neuf (VN) 90, Rhein Rekingen (Rek) 90, Birs Münchenstein 89; Stichproben; Medianwert: Glatt Rü: Rümplang 1986/87; Tiefenprofile 1983/84 im Zürichsee. Unbelastete Gewässer: Referenz [3]; Schätzung aus verschiedenen Gewässern; Rhein NL für unbelasteten Rhein in NL aus Sedimentdaten berechnet [Rheinkommission].

Qualitätsziele: QZ 75=Verordnung CH 1975; QZ NL 89= Bericht aus Niederlanden [2]; QZ neu =Vorschläge für Revision der Verordnung
#: nur organische Zinnverbindungen
-: keine Ziele
?: in Diskussion

Element	Gemessene Konzentrationen in µg/l							Qualitätsziele in µg/l		
	Schweizerische Gewässer						Unbelastete Gewässer			
	Sammelproben NADUF (Jahresmittelwerte)			Stichproben (Medianwert)		Tiefenprofile			QZ 75*	QZ NL 89*
Rhein VN 90**	Rhein Rek 90**	Birs 89**	Glatt Rü *	Glatt Rü **	ZH-See **	Ref. [3] *	Rhein (NL) *			
As							1.5	10	12	5
Ba								500	-	?
Pb				0.3	1.4	0.02-0.1	<0.2	50	1.3	1
Cd	0.13	0.12	0.25	0.07	0.10	0.01	<0.05	5	0.025	0.03
Cr(III)								50		
Cr _{gesamt}	0.7	0.4				0.2-0.5	<0.1	-	2.5	-
Cr(VI)								10	-	2
Fe	100					5-20		1000	-	-
Co								50	-	?
Cu	2.7	2.0	3.7	2.6	3.7	0.4-0.8	<0.5	10	1.3	2
Ni	3.1	2.1					<0.3	50	7.5	5
Hg	0.01						<0.02	1	0.005	0.01
Ag								10	-	?
Zn	11	7	145	11	14	1-3	<5	200	6.5	5
Sn								500	#	?

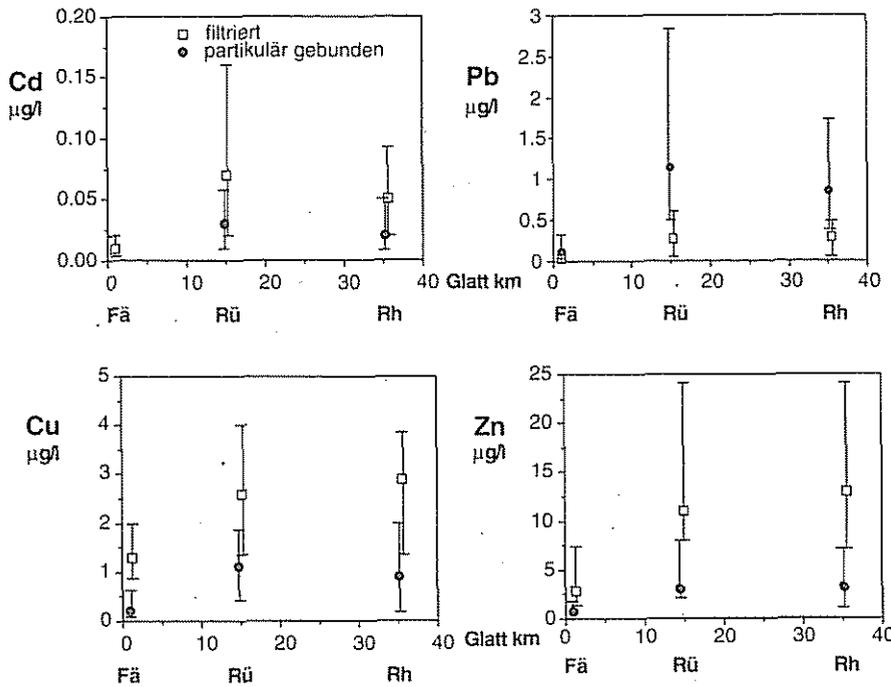


Fig. 1
Konzentrationen von Cd, Cu, Pb und Zn in filtrierten Proben und in den Schwebstoffen in der Glatt in Fällanden (Fä, Seeausfluss), Rümli (Rü) und Rheinfelden (Rh); Medianwerte aus 17 Stichproben (1986-1988).

auf den Angaben im niederländischen Bericht und auf Konzentrationen in unbelasteten Gewässern; sie liegen viel tiefer als die Werte in der Verordnung 1975. Quecksilber stellt besondere Probleme, da es sich um ein hochtoxisches Element handelt, das auch in den Organismen und in der Nahrungskette akkumuliert werden kann. Neue Qualitätsziele liegen hier um einen Faktor 100 unter dem alten Wert.

Zum Vergleich mit den Qualitätszielen sind als Mittelwerte gemessene Konzentrationen in verschiedenen Gewässern angegeben, im Zürichsee in der Wassersäule, in der Glatt in filtrierten Stichproben. Die Werte im Rhein in Village-Neuf und Rekingen und in der Birs bei Münchenstein sind Jahresmittelwerte aus dem NADUF-Programm, die allerdings auch an Schwebstoffen gebundene Metalle einschliessen. Die Birs ist ein Beispiel eines stark mit Metallen belasteten Flusses, insbesondere mit Zink und Kupfer. Die Konzentrationen in unbelasteten Gewässern beruhen auf Angaben in [3] und aus der Rheinkommission. Gemessene Werte liegen häufig im Bereich der neuen Qualitätsziele oder etwas darüber. Bei der Anwendung dieser neuen Qualitätsziele müsste die Schwermetallbelastung an verschiedenen Fließgewässern neu beurteilt werden. Bei höheren Werten müssten die Quellen von Schwer-

metallen im Einzelfall überprüft werden. Für verschiedene Elemente sind keine genügenden Angaben über Konzentrationen in Fließgewässern erhältlich, so z. B. für Co, Ag, Ba.

2. VERTEILUNG VON METALLEN ZWISCHEN SCHWEBSTOFFEN UND WASSER

Die Verteilung zwischen gelösten Metallen und Metallen, die an Partikeln gebunden sind, ist von grosser Bedeutung, da die Ablagerung in den Sedimenten und der Transport der Metalle davon abhängig sind. Metallionen in Lösung stehen in Wechselwirkung zu den partikulären Schwebstoffen und können vor allem durch Adsorption (d.h. Bindung an den Oberflächen) daran gebunden werden. Durch Sedimentation der Partikel werden Metallionen in den Sedimenten eingelagert; durch Resuspension der Sedimente und Rücklösung können Metalle eventuell wieder aus den Sedimenten ins Wasser gelangen. In bezug auf die Aufnahme durch Organismen stehen nur die Metallionen in Lösung unmittelbar zur Verfügung. Ebenfalls können nur gelöste Metallionen direkt mit dem Wasser ins Grundwasser infiltrieren. Metallkonzentrationen in Lösung umfassen wieder eine Vielzahl von chemischen Formen, nämlich freie Metallionen, anorganische

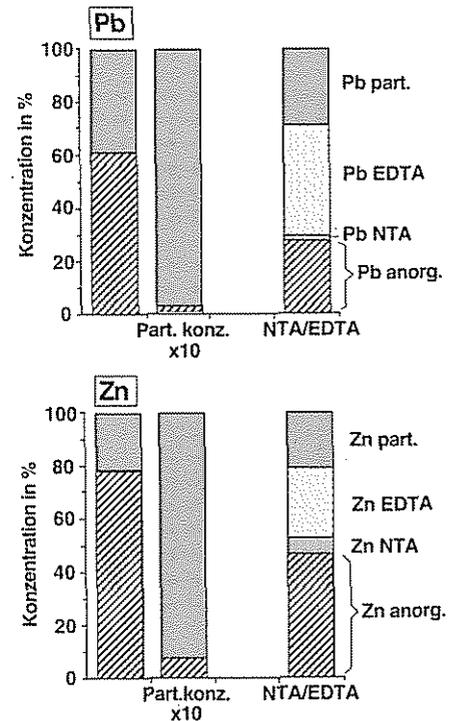


Fig. 2
Berechnete Verteilung (im Gleichgewicht) von Pb und Zn in partikulärer Form (Pb und Zn part.), Pb und Zn in anorganischen Komplexen (Pb und Zn anorg.) und EDTA- und NTA-Komplexe, für typische Konzentrationsverhältnisse in der Glatt.

Im ersten Beispiel wird eine Schwebstoffkonzentration von 3.5 mg/l angenommen, im zweiten wird sie 10x erhöht. Im dritten Beispiel werden EDTA = $7.2 \cdot 10^{-8} M$ und NTA = $3.8 \cdot 10^{-8} M$ zugegeben, bei 3.5 mg/l Schwebstoffen. Aus [5].

Komplexe, organische Komplexe mit natürlichen Stoffen wie den Huminsäuren und Komplexe mit synthetischen Komplexbildnern wie NTA und EDTA. Ueber die Quellen und die aktuellen Konzentrationen dieser beiden Komplexbildner wird im Beitrag W. Gigers berichtet. Hier wird nur auf ihre Bedeutung für die Schwermetalle eingegangen, da diese Komplexbildner im Verdacht stehen, vermehrt Schwermetalle in die Gewässer einzubringen.

In Fig. 1 sind einige Resultate aus einer Untersuchung in der Glatt dargestellt, bei der die Konzentrationen in Stichproben separat in filtrierten Proben und in Schwebstoffen gemessen wurden. Der Anstieg der Metallkonzentrationen entlang der Glatt vom Seeausfluss bis zur Mündung in den Rhein ist deutlich zu sehen. Von Zn und Cu sind im Mittel ca. 20-30% an Schwebstoffen gebunden, der Rest in Lösung. Für Pb ergibt sich ein anderes Bild; der grössere Anteil von Blei ist nämlich an Schweb-

% Pb
in Lösung

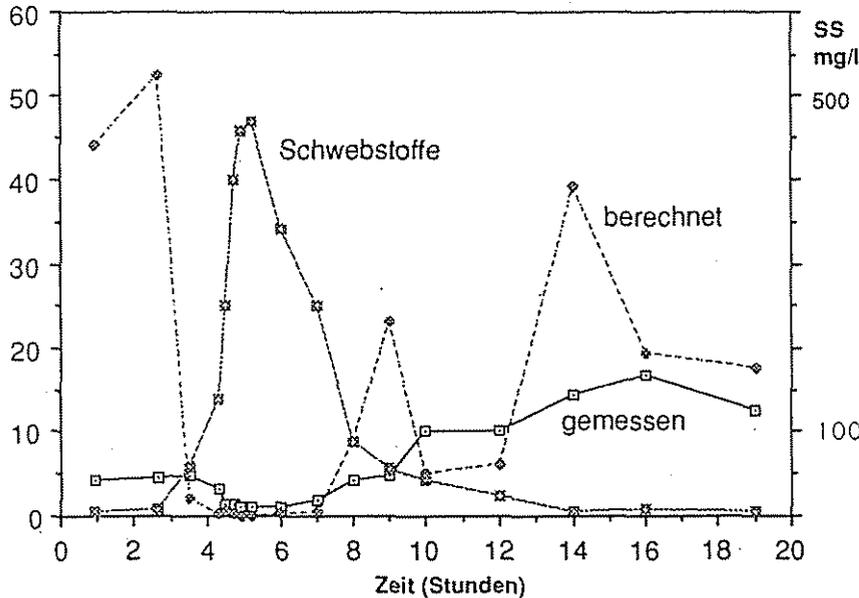


Fig. 3

Anteil von Pb in Lösung während eines Regenerereignisses in der Glatt; gemessen in filtrierten Proben [6], berechnet aufgrund der Bindung von Pb an den Schwebstoffoberflächen (B. Müller, interner Bericht).

stoffen gebunden.

Diese Verteilung zwischen gelöster und partikulärer Phase muss als das Resultat von chemischen Wechselwirkungen verstanden werden. Dazu wird die Konkurrenz zwischen Bindung an den Oberflächen und Bindung an Komplexbildnern in Lösung betrachtet. Um diese Wechselwirkungen zu quantifizieren, stellt sich vor allem das Problem, die Wechselwirkungen mit den natürlichen Partikeloberflächen quantitativ zu definieren. Zu diesem Zweck wurden folgende Untersuchungen durchgeführt [4, 5]. Schwebstoffe wurden aus der Glatt gewonnen, und Laborexperimente zur Bindung von Zn und Pb wurden durchgeführt. Dadurch konnte die Bindungsstärke an den Oberflächen dieser Schwebstoffe, sowie die Bindungskapazität quantifiziert werden. Es zeigten sich dabei nur geringe Unterschiede in der Bindungsstärke an Partikeln, die zu verschiedenen Zeiten und an verschiedenen Stellen aus der Glatt entnommen wurden. Diese Resultate erlauben nun, die Verteilung dieser Metalle zwischen Lösung und Schwebstoffen für verschiedene Fälle zu berechnen, unter der Annahme des Gleichgewichts der verschiedenen Reaktionen. Dabei interessieren insbesondere die Effekte der Schwebstoffkonzentration und der Komplexbildner in Lösung. Als Beispiel ist in Fig.2 eine typische Verteilung für Zn und Pb bei relativ tiefen Partikelkonzentrationen dargestellt. Wenn nun bei gleicher totaler Konzentration von Zn und Pb eine zehnfache Erhöhung der Partikelkonzentration auftritt, verschiebt sich die Verteilung stark zugunsten der partikelgebundenen Metallionen. Ein Beispiel für diesen Effekt wurde bei einem Regenerereignis in der Glatt gemessen. Hier hat sich über einige Stunden die Konzentration der Schwebstoffe sehr stark erhöht (vgl. Beitrag O. Wanner); ebenfalls hat sich die totale Konzentration von Pb (inklusive Pb an Schwebstoffen) erhöht. Der Anteil des Pb in Lösung aber wurde in Gegenwart der hohen Konzentration an Schwebstoffen erniedrigt (Fig.3). Dieser Effekt kann aufgrund der Berechnungen mit der Bindung an den Oberflächen nachvollzogen werden;

d.h. die Zunahme der Schwebstoffkonzentration entspricht einer Zunahme der Anzahl Bindungsstellen an den Oberflächen. Die Übereinstimmung zwischen berechneten und gemessenen Werten ist wegen der zahlreichen Annahmen bei der Berechnung beschränkt

3. ROLLE DER KOMPLEXBILDNER NTA UND EDTA

Die Einträge von NTA und EDTA liefern zusätzliche Komplexbildner ins System, die bei diesen Wechselwirkungen berücksichtigt werden müssen. Insbesondere stellt sich hier die Frage, inwiefern diese Komplexbildner zusätzlich Metalle in Lösung halten können. Typische Konzentrationen von NTA und EDTA in Fließgewässern liegen im Bereich 10^{-8} bis 10^{-7} M. Dieser Konzentrationsbereich entspricht demjenigen der Metalle Zn und Cu und liegt höher als die typischen Konzentrationen von Cd und Pb (im Bereich 10^{-10} - 10^{-9} M, bzw. 10^{-9} - 10^{-8} M). Im Vergleich dazu liegen die Konzentrationen der Hauptionen Ca und Mg, die auch an NTA und EDTA gebunden werden, um Größenordnungen höher (10^{-4} - 10^{-3} M).

Um die Effekte dieser NTA und EDTA-Konzentrationen abzuschätzen, muss ein sehr komplexes chemisches System betrachtet werden (Fig.4). NTA

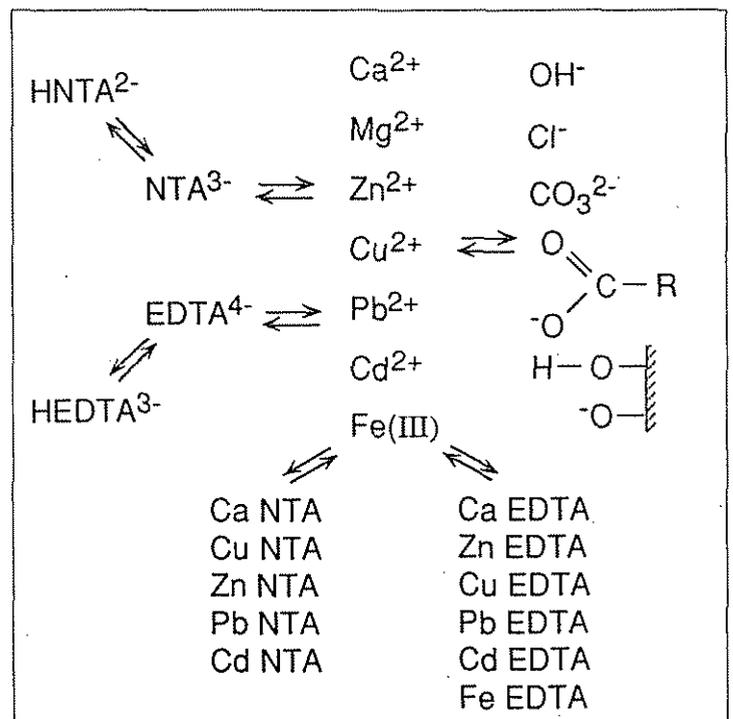


Fig. 4

Welche Wechselwirkungen sind zwischen den Schwermetallen und den Komplexbildnern NTA und EDTA zu erwarten? Ein Schema.

und EDTA können nämlich mit allen vorhandenen Kationen, insbesondere auch mit Hauptkationen wie Ca und Mg Komplexe bilden. Andererseits gehen diese Kationen Bindungen mit verschiedenen anderen Komplexbildnern in Lösung und mit den Partikeloberflächen ein. Alle diese Reaktionen müssen bei Gleichgewichtsberechnungen über die Verteilung der NTA- und EDTA-Spezies gleichzeitig berücksichtigt werden. Da die NTA- und EDTA-Spezies nicht direkt bestimmt werden, können Gleichgewichtsberechnungen Anhaltspunkte über die Bindung verschiedener Elemente mit NTA und EDTA geben, aber viele Annahmen (vor allem bezüglich der Bindung an natürlichen organischen Liganden) müssen getroffen werden. Erschwerend kommt hinzu, dass bei EDTA in gewissen Fällen die Austauschreaktionen zwischen verschiedenen Metallen nur langsam ablaufen, so dass das Gleichgewicht erst nach langen Zeiten erreicht würde. Mit diesen Einschränkungen werden hier einige Beispiele für solche Gleichgewichtsberechnungen vorgestellt. Für einen typischen Fall, mit den Konzentrationen, die etwa

in der Glatt vorkommen, wird das folgende Resultat erhalten (Fig. 5): NTA wird hauptsächlich an Ca gebunden und nur zu einem geringen Anteil an Schwermetallen; EDTA hingegen wird nur zu einem geringen Anteil an Ca gebunden und hauptsächlich an Zn, auch an Cd. Dieses Beispiel zeigt, dass Unterschiede in den Bindungstendenzen zwischen NTA und EDTA bestehen und dass bei EDTA eine stärkere Tendenz zur Bindung an Schwermetallen besteht.

Die Verteilung von Zn und Pb in Fig. 2 kann nun auch unter dem Einfluss von NTA und EDTA berechnet werden. Mit mittleren Konzentrationen von EDTA und NTA in der Glatt verschiebt sich die Verteilung von Zn und Pb etwas zugunsten der gelösten Spezies. Dabei ist der Einfluss von NTA gering, derjenige von EDTA wesentlicher. Für viele Auswirkungen sind allerdings die freien Metallkonzentrationen massgebend, die aber in Gegenwart von Komplexbildnern abnehmen. Diese Zusammenhänge, insbesondere der Einfluss von EDTA auf die Bindung von Metallen an Sedimenten, müssen noch genauer erarbeitet werden.

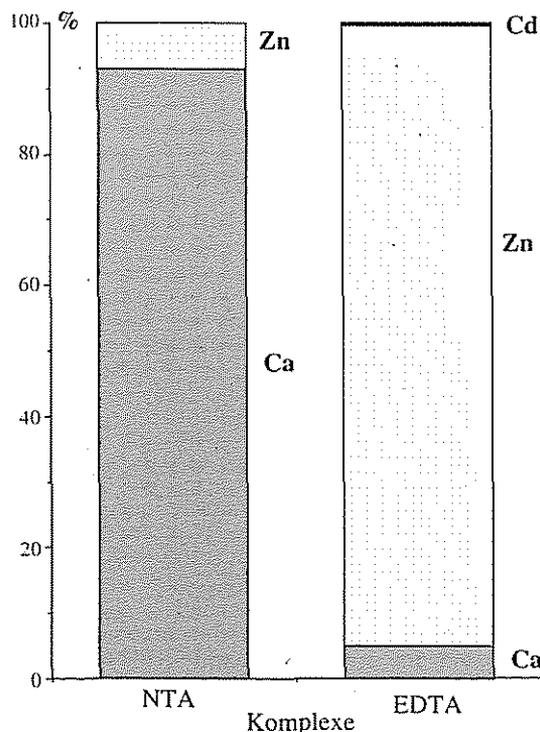


Fig. 5

Berechnete Verteilung (im Gleichgewicht) von NTA und EDTA auf die Komplexe mit verschiedenen Kationen. Berechnet mit: $NTA = 1 \times 10^{-7} M$, $EDTA = 5 \times 10^{-8} M$, $Ca = 1.5 \times 10^{-3} M$, $Zn = 2.5 \times 10^{-7} M$, $Cu = 2.5 \times 10^{-8} M$, $Cd = 1.10^{-9} M$, $pH = 7.8$. Komplexbildung von Cu und Zn mit natürlichen organischen Liganden ($1.5 \times 10^{-7} M$) wurde ebenfalls berücksichtigt.

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN UND ZUSAMMENFASSUNG

Schwermetalle sind als Folge von anthropogenen Einleitungen in vielen Fließgewässern im Vergleich zu natürlichen Konzentrationen in erhöhten Konzentrationen vorhanden (z. B. Zn, Cu, Pb). Neue Ansätze für Qualitätsziele für Schwermetalle in Fließgewässern beruhen auf den Effekten auf empfindliche Organismen; tiefe Konzentrationen werden deshalb angestrebt, deren Bestimmung hohe Anforderungen an analytische Methoden stellt.

Die Verteilung zwischen partikulärer und gelöster Phase resultiert aus den chemischen Wechselwirkungen an den Schwebstoffen und in Lösung; sie kann als Konkurrenz zwischen Bindung an Oberflächen und Wechselwirkungen mit gelösten Liganden verstanden werden. Einfache Ansätze zeigen, dass die Schwebstoffkonzentration von Bedeutung ist; bei Hochwassersituationen mit sehr hohen Schwebstoffkonzentrationen sind die totalen und partikulären Metallkonzentrationen stark erhöht, während der Anteil der gelösten Konzentrationen abnimmt.

Der Einfluss der Komplexbildner NTA und EDTA auf die Schwermetalle muss im Rahmen der komplexen Wechselwirkungen zwischen Metallionen, löslichen Komponenten, Schwebstoffen und Sedimenten betrachtet werden und kann nicht auf einfache Weise beurteilt werden. Die aktuellen Konzentrationen von NTA dürften kaum einen Einfluss auf die Metallkonzentrationen und auf ihre Bindung an Schwebstoffen haben. Der Einfluss der vorhandenen EDTA-Konzentrationen könnte wesentlicher sein und muss noch näher abgeklärt werden.

- [1] Gächter, R. Schweiz. Z. Hydrol. 41, 169-176 (1979).
- [2] "Chancen für Wasserorganismen", Eine ökologische Fundamentierung der Qualitätsziele für Wasser und Sediment. Bericht D.B.W. / RIZA Nr. 89.016, Lelystad, 1989.
- [3] Wachs, B. Gas, Wasser, Abwasser 130, 277-284 (1989).
- [4] Müller, B. Diss. ETHZ Nr. 8988 (1989).
- [5] Müller, B., Sigg, L. Aquatic Sci. 52, 75-92 (1990).
- [6] Gujer, W., V. Krejci, R. Schwarzenbach und J. Zobrist. Gas, Wasser, Abwasser 62, 298-311 (1982).

WASSERQUALITÄT BEI REGENWETTER MODELLIERUNG DES PARTIKELTRANSPORTES

OSKAR WANNER UND PETER REICHERT

1. BEDEUTUNG DER PARTIKEL

Feine organische Partikel sind als Energie- und Nahrungsquelle von grosser Bedeutung für die Fliesswasserbiozönose. Partikel spielen auch eine wichtige Rolle als Träger von Verunreinigungssubstanzen, die an den Partikeloberflächen adsorbieren. Durch die Ablagerung von organischen und anorganischen Partikeln an der Gewässersohle kann die Versorgung der dort lebenden Organismen mit Sauerstoff beeinträchtigt, der Wasseraustausch zwischen fliessender Welle und Untergrund verändert und der Lebensraum der Bewohner des sog. Hyporheal (siehe Beitrag von Andreas Frutiger) vernichtet werden. Zwischen der Mächtigkeit der Feinsedimente und der Emergenz der Fische und zwischen der Kolmation der Flussole und der Anzahl Fische in ihrem ersten Lebensjahr ist ein quantitativer Zusammenhang festgestellt worden (siehe Beispiel Wigger-Buechwigger im Beitrag von Armin Peter). Wegen der Abschwemmung von Trockenwetterdepositionen und der mit dem Abfluss steigenden Schleppkraft des Wassers nehmen die Partikelfrachten bei Regenereignissen nicht nur im Gewässer selber, sondern auch in den Zuflüssen, stark zu. Die Wechsel zwischen Trockenwetterperioden und Regenereignissen sind daher für den Partikelhaushalt in Fliessgewässern von besonderer Bedeutung.

Mit "Partikel" wird hier die Gesamtheit der ungelösten Stoffe bezeichnet. Es wird also keine Unterscheidung nach Korngrössen gemacht und nur sehr beschränkt zwischen organischen und anorganischen Partikeln differenziert. Hingegen wird zwischen Partikeln in der fliessenden Welle (Total der suspendierten Stoffe, TSS) und den an der Gewässersohle abgelagerten Partikeln unterschieden. Basierend auf diesen sehr vereinfachenden Annahmen ist ein mathematisches Modell erarbeitet worden, das den Austausch von Partikeln zwischen Sohle und fliessender Welle, sowie den advektiven Transport der Partikel im Fliessgewässer beschreibt. Dieses Modell stellt ein Arbeitsinstrument dar zur Auswertung von Felddaten und zur Quantifizierung der einzelnen, für

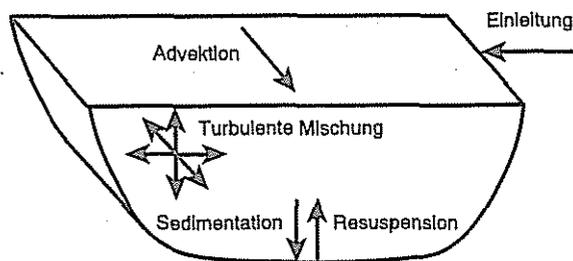


Fig. 1
Für den Partikeltransport in einem schweizerischen Mittellandfluss wesentliche Prozesse

die Partikeldynamik in Fliessgewässern wesentlichen Prozesse. Das Modell eignet sich jedoch nicht zur detaillierten Untersuchung der diesen Prozessen zugrunde liegenden Mechanismen, die sehr komplex und noch weitgehend unerforscht sind.

2. MODELLIERUNG DES PARTIKELTRANSPORTES

2.1 Für den Partikeltransport wesentliche Prozesse

Abbildung 1 zeigt die im Modell berücksichtigten Prozesse. Diese umfassen den advektiven Transport und die turbulente Mischung in der fliessenden Welle, die Sedimentation und die Resuspension der Partikel. Der Partikeleintrag ins Gewässer wird mittels punktförmigen oder diffusen seitlichen Zuflüssen beschrieben. Im Modell nicht berücksichtigt werden der Partikeleintrag über die Wasseroberfläche (Laubfall, Trocken- und Nassdeposition), die Produktion von Biomasse und der Abbau von partikulärem organischem Material im Gewässer, sowie der Geschiebetrieb an der Gewässersohle. Dies bedeutet, dass das Modell nur in solchen Situationen anwendbar ist, in denen der Einfluss der im Modell nicht berücksichtigten Prozesse auf die Partikeldynamik klein ist gegenüber dem Einfluss der berücksichtigten Prozesse. In den Fliessgewässern des schweizerischen Mittellandes, die eine geringe Sohlenneigung aufweisen und hauptsächlich aus zivilisatorischen Quellen belastet sind, sind solche Situationen gegeben, falls im interessie-

renden Zeitraum keine dramatischen Ungleichgewichte zwischen Produktions- und Abbauprozessen auftreten.

2.2 Mathematisches Modell des Partikeltransports

Die mathematische Beschreibung des Partikeltransports erfolgt mit einem eindimensionalen, instationären Modell. Die Modellierung der Strömung basiert auf den St. Venant Gleichungen, diejenige des Transports auf der eindimensionalen Transportgleichung mit zusätzlicher Berücksichtigung der Rückhalteeffekte in den Uferzonen des Gewässers [1].

Die mathematische Beschreibung der Sedimentation geht davon aus, dass die Rate dieses Prozesses gleich ist dem Produkt von Konzentration und Sinkgeschwindigkeit der suspendierten Partikel dividiert durch die Wassertiefe. In der Literatur wird eine Formel angegeben [2], mit der die Sinkgeschwindigkeit berechnet werden kann als Funktion des Durchmessers, der Form und der Dichte der Partikel, sowie der physikalischen Parameter des Wassers. Mit dieser Formel werden für feine anorganische Partikel mit Durchmessern von $10\ \mu\text{m}$ bis $1\ \text{mm}$ Sinkgeschwindigkeiten in der Grössenordnung von 10^{-1} bis $10^1\ \text{ms}^{-1}$ berechnet. Für feine organische Partikel ist die Formel nicht anwendbar, weil hier die Sinkgeschwindigkeit wesentlich bestimmt ist durch chemisch-physikalische Wechselwirkungen der Partikel untereinander und mit anderen Wasserinhaltsstoffen; experimentell ist für Algenzellen eine mittlere Sinkge-

schwindigkeit von $5 \times 10^{-6} \text{ ms}^{-1}$ gemessen worden.

Die mathematische Beschreibung der Resuspension der feinen, an der Flusssohle abgelagerten Partikel basiert auf der Beobachtung, dass dieser Prozess erst dann einsetzt, wenn die Reibungskraft des Wassers einen gewissen kritischen Wert überschreitet. Diese Beobachtung wird so interpretiert, dass starke chemisch-physikalische Bindungskräfte zwischen den Oberflächen der feinen Partikel den Ablagerungen unterhalb einer kritischen mechanischen Belastungsgrenze eine gewisse Festigkeit geben. Über dieser Grenze wird die Resuspensionsrate als proportional zur Menge der Partikel im Sediment und zur Differenz zwischen aktueller und kritischer Sohlenschubspannung angenommen.

3. EICHUNG DES MODELLS FÜR DIE GLATT

3.1 Das Gewitter vom 10. Juli 1981 über Zürich

Nach einer fünfwöchigen Periode ohne massive Niederschläge ging am Abend des 10. Juli 1981 über Zürich ein heftiges Gewitter nieder. Während dieses Gewitters wurden auf der Kläranlage (ARA) Zürich-Glatt, in der Glatt bei Glattfelden, sowie an weiteren Stellen eine grosse Zahl von Wasserproben genommen und Qualitätsparameter gemessen [3]. Die hier präsentierte Untersuchung des Partikeltransports in der Glatt basiert weitgehend auf den in der damaligen Messkampagne erhobenen Daten. Dieser Datensatz ist für eine Auswertung mittels eines mathematischen Modells sehr geeignet, weil er äusserst umfangreich ist, und weil die simultan für eine ganze Reihe von Qualitätsparametern aufgenommenen Zeitreihen wegen der grossen Abflussdynamik während des Gewitters einen sehr hohen Informationsgehalt haben. Zudem wird die Modellrechnung für die zwischen Zürich und Glattfelden in der Glatt ablaufenden Prozesse beträchtlich dadurch erleichtert, dass der Regenwettereintrag damals fast punktförmig und ausschliesslich im Raum Zürich erfolgte (Fig. 2). Die von einem kleineren Gewitter über Bülach stammende Hochwasserwelle war beim Eintreffen der Hochwasserwelle aus Zürich bereits wieder abgeklungen.

Tabelle 1 enthält eine Zusammenstellung von Felddaten, die als Eingabe- und Zielgrössen für die Modellierung

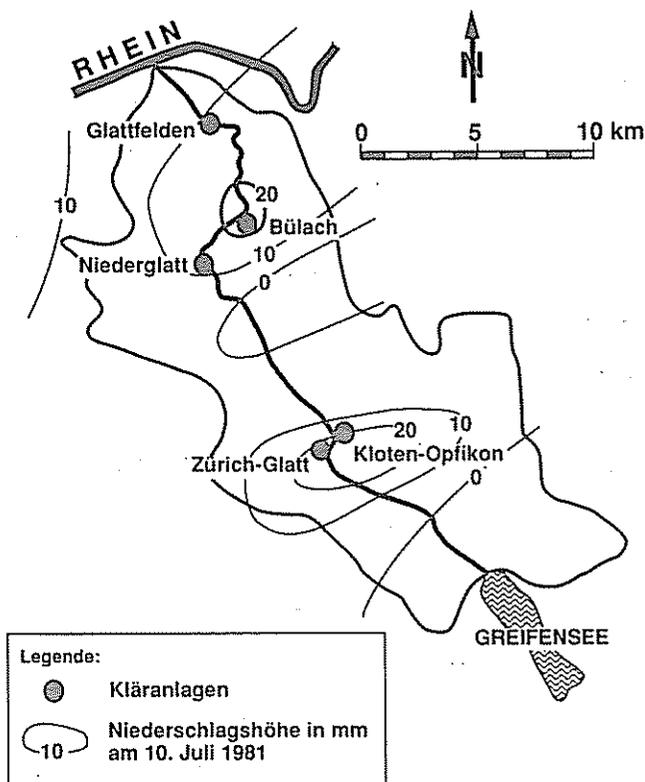


Fig. 2
Das Gewitter vom 10. Juli 1981 im Glattal

des Partikel- und Bleitransports verwendet wurden. Blei ist in die Untersuchung mit einbezogen worden, weil dieses Schwermetall zum grössten Teil in einer an Partikel gebundenen Form vorliegt, und sein Transport damit sehr eng mit dem Partikeltransport verknüpft ist. Tabelle 1 zeigt, dass die Fracht der suspendierten Partikel bei Trockenwetter zur Hauptsache aus Quellen oberhalb von Zürich stammt, von denen der Greifensee den grössten Anteil bildet. Die Partikelfracht aus der ARA Zürich-Glatt

stieg infolge des Gewitters stark an; die Menge der Partikel, die während des Regens aus dieser ARA in die Glatt eingeleitet wurde, ist aber dennoch sehr klein gegenüber derjenigen, die in diesem Zeitraum in der Glatt bei Glattfelden gemessen wurde. Für das Blei stellt bei Trockenwetter die ARA Zürich-Glatt die Hauptquelle dar. Für das Regenwetter stieg die eingeleitete Bleimenge hier so stark an, dass sie die bei Glattfelden gemessene Bleimenge noch überstieg. Die in Tab. 1 aufgeführten Trockenwet-

Tab. 1
Partikel- und Bleibelastung der Glatt

	Suspendierte Partikel [kg]	Totales Blei [kg]
Mittlere Tagesfracht für Trockenwetter 1981		
- Glatt oberhalb von Zürich	6700 [4,5]	0,5 [4,6]
- ARA-Ablauf Zürich-Glatt	590 [5]	0,8 a) [7]
- ARA-Abläufe zwischen Zürich und Glattfelden	310 [5]	0,1 [6]
Totale Fracht für das Gewitter vom 10.7.1981		
- Ablauf + Entlastung ARA Zürich-Glatt b)	2700 [3]	19,5 [3]
- Glatt bei Glattfelden c)	58000 [3]	15,3 [3]

a) Korrektur mit [8] auf die Situation von 1981
b) Summiert über 1,5 Stunden
c) Summiert über 6 Stunden

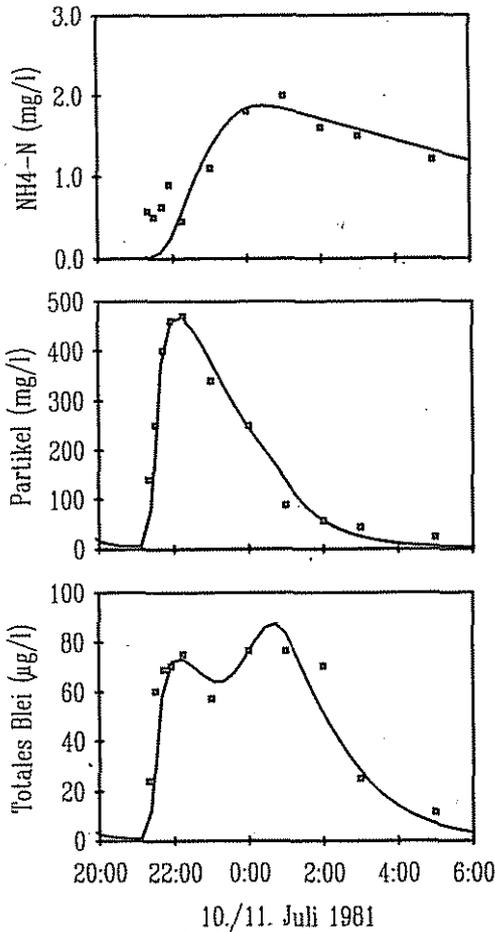


Fig. 3
Gemessene (Quadrate) und berechnete Konzentrationszeitreihen (durchgezogene Kurven) für Ammonium, suspendierte Partikel und totales Blei in der Glatt bei Glattfelden

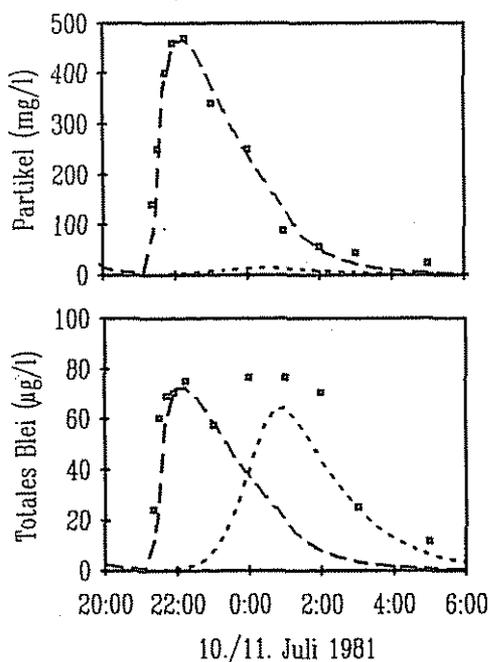


Fig. 4
Gemessene (Quadrate) und berechnete Konzentrationszeitreihen für totales Blei und suspendierte Partikel in der Glatt bei Glattfelden, aufgeteilt in den aus dem Sediment stammenden (lang gestrichelt) und in den in Zürich eingetragenen Anteil (kurz gestrichelt)

terdaten stammen aus verschiedenen Jahren und mussten daher teilweise auf die Situation von 1981 korrigiert werden. Auch wenn die Zahlen damit eine Unsicherheit aufweisen, erlauben sie doch die Unterscheidung von wesentlichen und unwesentlichen Quellen und Massenströmen.

3.2 Bestimmung der Modellparameter

Damit, dass die Modellstruktur bereits festgelegt ist, beschränkt sich die Aufgabe der Eichung des Modells für die Glatt darauf, die Werte der Modellparameter zu bestimmen. Trotz der relativ einfachen Beschreibung der einzelnen Prozesse müssen insgesamt acht Parameterwerte gefunden werden, was nur dadurch möglich ist, dass verschiedene Parametergruppen in unabhängigen Modellrechnungen bestimmbar sind. Diese Strategie lässt sich am Beispiel von Ammonium illustrieren. Da Ammonium in gelöster Form vorliegt, ist sein Transport nur von der Hydraulik abhängig und unabhängig von der Sedimentation und Resuspension. Durch die Anpassung der für Glattfelden berechneten Ammonium-Konzentrationszeitreihe an die Messwerte (Fig. 3), können die Werte der hydraulischen Parameter des Modells bestimmt werden. In weiteren Modellrechnungen können nun noch die Parameterwerte gefunden werden, welche die Sedimentation und die Resuspension quantifizieren. Wie für das Ammonium sind in Fig. 3 auch für die suspendierten Partikel und für das Blei die an die gemessenen Daten angepassten, berechneten Konzentrationszeitreihen dargestellt. Die Abbildung zeigt, dass die Felddaten mit dem verwendeten Partikeltransportmodell recht gut reproduziert werden können. Die eigentlichen Resultate der Modellrechnungen indessen sind die Werte, die für die Sinkgeschwindigkeit der Partikel, die Geschwindigkeitskonstante der Resuspension und die kritische Schubspannung an der Flusssohle gefunden wurden, und mit denen sich nun diese Prozesse diskutieren lassen.

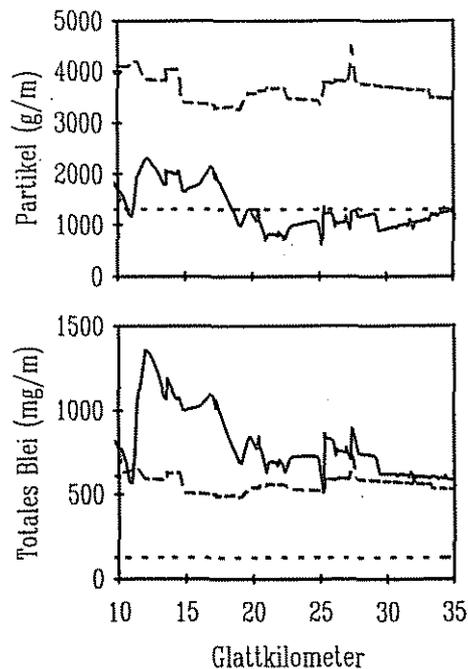


Fig. 5
Berechnete Längsprofile für Partikel und totales Blei im Sediment der Glatt zwischen Zürich und Glattfelden, vor (kurz gestrichelt) und nach der Trockenwetterperiode vom Juni 1981 (lang gestrichelt) und nach dem Gewitter vom 10. Juli 1981 (durchgezogen)

4. MODELLRECHNUNGEN FÜR DIE GLATT

4.1 Partikeltransport bei Regenwetter

In Fig. 4 sind wie in Fig. 3 die berechneten und gemessenen Konzentrationen der suspendierten Partikel und von totalem Blei in der Glatt bei Glattfelden aufgetragen. Der einzige Unterschied zwischen den zugrunde liegenden Modellrechnungen besteht darin, dass für die in Fig. 4 dargestellten Modellrechnungen einmal die aus der ARA Zürich-Glatt stammende Partikel- und Bleifracht und einmal die bei Beginn des Gewitters an der Flussole vorhandenen Partikel- und Bleimenge gleich null gesetzt wurden. Abbildung 4 zeigt, dass der grösste Teil der in der Glatt bei Glattfelden gemessenen Partikel von der Flussole resuspendiert worden ist. Die Abbildung zeigt auch, dass die Hochwasserwelle, durch welche die Resuspension der Partikel ausgelöst wird, Glattfelden rund 2,5 Stunden vor dem in Zürich eingeleiteten Wasser passiert, wodurch die Aufteilung in die beiden Anteile überhaupt erst möglich wird.

Aus den Rechnungen für das Blei ist dies noch klarer ersichtlich, da hier die aus der ARA Zürich-Glatt und aus dem Sediment stammenden Frachten von gleicher Grössenordnung sind. Da gemäss den Daten von Tab. 1 jedoch aus dieser ARA während des Gewitters mehr Blei in die Glatt eingeleitet als in Glattfelden abgeführt wurde, muss nach dem Regen eine erhöhte Bleimenge im Sediment vorhanden gewesen sein. Der Verlauf der Konzentration des gelösten Bleis während des Gewitters, wie er aus Fig. 3 des Beitrags von L. Sigg ersichtlich ist, lässt sich anhand der beiden Diagramme von Fig. 4 erklären: Während der aus dem Sediment stammende Anteil des Bleis sein Maximum hat, ist auch die Konzentration der suspendierten Partikel hoch; diese vermögen viel Blei zu binden, sodass wenig Blei in Lösung ist, trotz sehr hoher Konzentrationswerte des totalen Bleis. Während das in Zürich eingetragene Blei seine Maximalwerte erreicht, ist die Partikelkonzentration niedrig, und dementsprechend ist nun die Konzentration des gelösten Bleis höher.

4.2 Partikeltransport bei Trockenwetter

Die grosse Menge der während des Gewitters von der Flussole resuspendierten Partikel muss dort in der voran-

gegangenen Trockenwetterperiode abgelagert worden sein. Diese umfasste einen Zeitraum von fünf Wochen, während derer in der Glatt nur sehr kleine Abflussspitzen zu verzeichnen waren. Mit einer Modellrechnung, die auf den Trockenwetterdaten von Tab. 1 und der für das Regenereignis bestimmten Sinkgeschwindigkeit der Partikel von $4 \times 10^{-5} \text{ ms}^{-1}$ basierte, wurde der Aufbau der Partikelablagerungen an der Flussole nachgerechnet. Diese Rechnung ergab eine sehr grosse Ablagerung von Partikeln direkt unterhalb von Zürich und eine rasche Elimination der Partikel aus der fliessenden Welle, was den im Längsverlauf nicht stark ändernden, in der Glatt gemessenen Partikelkonzentrationen [9] überhaupt nicht entspricht. Mit einer Sinkgeschwindigkeit für die Trockenwetterperiode von $2 \times 10^{-6} \text{ ms}^{-1}$ dagegen baute sich eine Partikelablagerung auf, mit der sich das Regenereignis ohne weiteres modellieren liess (Fig. 5). Ein Vergleich mit den weiter oben angegebenen Zahlenwerten für Sinkgeschwindigkeiten deutet darauf hin, dass in Trockenwetterperioden eher feines organisches Material, während Regenereignissen auch dichtere, anorganische Partikel in der Glatt abgelagert werden. Der aus Fig. 5 ersichtliche, dauernde Anstieg der Bleikonzentration im Sediment dürfte darauf zurückzuführen sein, dass die Rücklösung gebundenen Bleis im Sediment und der Austausch zwischen Porenwasser und fliessender Welle mangels Angaben über die Raten dieser Prozesse im verwendeten Modell nicht berücksichtigt werden konnte.

Aus Fig. 5 geht im weiteren hervor, dass die während des Gewitters vom 10. Juli 1981 in der Glatt beobachteten Phänomene zu einem guten Teil durch Prozesse bestimmt waren, die während der vorangegangenen Trockenwetterperiode abliefen. Die auf Resuspension zurückzuführenden Frachten von Partikeln und von an die Partikel gebundenen Verunreinigungssubstanzen können also viel grösser sein als die Frachten, die während des Regens über Kläranlagen und Hochwasserentlastungen in das Gewässer gelangen. Die Häufigkeit des Wechsels zwischen Trockenperioden und Regenereignissen ist daher eine für die Wasserqualität bei Regenwetter wichtige Einflussgrösse.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass mit dem vorgestellten Modell für den Partikeltransport die während eines Gewitters in der Glatt erhobenen Daten befriedigend analy-

siert werden konnten, und dass aus den Modellrechnungen ein paar interessante, aber noch experimentell zu verifizierende Hypothesen über Quellen, Massenströme, Art und Verteilung der Partikel in der Glatt resultierten. Wegen der Rolle der Partikel als Träger von Verunreinigungssubstanzen kann ihre Dynamik von grosser Bedeutung für die Wasserqualität in einem fliessenden Gewässer sein. In die Diskussion der Auswirkungen von Massnahmen im Einzugsgebiet auf die Wasserqualität bei Regenwetter müssen die Prozesse, die bei Trockenwetter im Gewässer ablaufen, mit einbezogen werden.

- [1] Reichert, P. und Wanner, O. (1991): Enhanced One-Dimensional Modeling of Transport in Rivers. J. Hydr. Engrg. 117(9), 1165-1183.
- [2] Zanke, U. (1982): Grundlagen der Sedimentbewegung. Springer-Verlag, Berlin.
- [3] Gujer, W. et al. (1982): Von der Kanalisation ins Grundwasser - Charakterisierung eines Regenereignisses im Glattal. Gas-Wasser-Abwasser 62, 298-311.
- [4] Bühler, H. et al. (1985): Die Belastung des Greifensees mit Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff, geochemischen Stoffen und Schwermetallen in den Jahren 1977/78. Schriftenreihe der EAWAG I, EAWAG, Dübendorf.
- [5] Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (1981): Datenbank Gewässerschutz. BÜWAL, Bern.
- [6] EAWAG (1979/80): Regionale Abwassertechnische Studie Glattal, Teile I bis III. Bericht zuhanden der Direktion der öffentlichen Bauten des Kantons Zürich, Zürich.
- [7] Alder, A. et al. (1990): Behaviour of NTA and EDTA in Biological Wastewater Treatment. Wat. Res. 24(6), 733-742.
- [8] Candinas, T. (1989): Anforderungen und Kriterien für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. Umwelt-Information 2, 25-29. Schweiz. Vereinigung für Umweltschutz und Lufthygiene, Zürich.
- [9] Zobrist, J. et al. (1976): Charakterisierung des chemischen Zustandes des Flusses Glatt. Gas-Wasser-Abwasser 56, 89-119.

FLÜSSE ALS OBJEKTE VIELFÄLTIGER NUTZUNG IN ENTWICKLUNGSLÄNDERN

ROLAND SCHERTENLEIB

1. EINLEITUNG

Während wir uns in der Schweiz den "Luxus" leisten können, bei der Nutzung von Fliessgewässern vermehrt ökologische und ideelle Aspekte in den Vordergrund zu stellen, sieht die globale Situation wesentlich anders aus. Insbesondere in den Entwicklungsländern¹ (EL), wo heute 3/4 der Weltbevölkerung leben, stehen die Flüsse primär als Objekte vielfältiger Nutzung im Zentrum des menschlichen Interesses ganz im Sinne von Parakrama Bahu, dem Grossen König von Sri Lanka aus dem 12. Jahrhundert: "Not a drop of rain shall flow to the ocean without benefitting man...". Dies ist sicher verständlich wenn man bedenkt, dass ein grosser Teil der Bevölkerung in EL in Gebieten mit sehr kleinen bzw. höchst unregelmässig fallenden Niederschlagsmengen lebt, und dass heute weltweit immer noch mehr als 1,2 Milliarden Leute keinen Zugang haben zu einer qualitativ und quantitativ genügenden Trinkwasserversorgung.

Im vorliegenden Artikel wird die relative Bedeutung der wichtigsten Nutzungsarten sowie das Spannungsfeld zwischen Urbanisierung/Industrialisierung aufgezeigt und diskutiert. Die heutige Situation in den EL wird verglichen mit der Entwicklung in den Industrieländern.

2. WICHTIGSTE NUTZUNGSARTEN UND DEREN BEDEUTUNG

2.1. Nutzung zur Bewässerung landwirtschaftlicher Böden

Rein quantitativ gesehen ist die Bewässerung landwirtschaftlicher Böden die wichtigste Art der Nutzung von Flusswasser (Tab. 1). Die Anteile des in Haushalt und Gewerbe, in der Industrie bzw. zur Bewässerung verwendeten Wassers unterscheidet sich von Land zu Land zwar wesentlich (primär in Abhängigkeit des Klimas und des Industrialisierungsgrades), weltweit wird aber der weitaus grösste Anteil des genutzten Wassers zu Bewässerungszwecken verwendet. Tab. 2 zeigt jene Länder mit den gesamthaft grössten Landwirtschaftsflächen, welche regelmässig bewässert werden. Dabei fällt auf, dass fast die Hälfte der gesamten bewässerten Landwirtschaftsfläche auf die drei EL Indien, China und Pakistan ent-

¹ Der Ausdruck "Entwicklungsland" wird in diesem Artikel benutzt als bestmögliche Umschreibung jener Länder mit einem tiefen (<\$ 600) und "mittleren" (\$ 600-6000) Bruttosozialprodukt pro Kopf und Jahr; es soll damit nicht besagt werden, dass diese Länder sich gleichartig entwickeln und dass die Länder mit einem höheren BSP einen in jeder Beziehung erstrebenswerten Entwicklungsstand erreicht haben.

Tab. 1

Wasserverbrauch für verschiedene Sektoren (in Prozenten) [1]

	Haushalt u. Gewerbe.	Industrie	Bewässerung
Weltweit	11	9	80
USA	10	49	41
UdSSR	8	29	63
UK	23	76	1
Spanien	7	22	72
Schweiz	30	65	5
Argentinien	9	18	73
Venezuela	37	4	59
Mexiko	5	7	88
Türkei	7	9	85
Indien	3	4	93
Algerien	13	6	81
Ghana	44	3	54
Uganda	43	0	57

fällt. In Indien allein müssen rund 55 Millionen Hektaren bewässert werden, was rund einem Drittel der gesamten Landwirtschaftsfläche dieses Landes entspricht. Fig. 1 zeigt, wie sich der Wasserbedarf in Indien für die verschiedenen Sektoren seit 1970 entwickelt hat und wie die Prognosen für die nächsten zehn Jahre aussehen. Daraus ist unter anderem ersichtlich, dass im Jahre 2000 die Menge des zur Bewässerung benötigten Oberflächenwassers etwa gleich gross sein wird wie jener Teil des Gesamtabflusses der realistischerweise genutzt werden kann. Dies bedeutet, dass in Zukunft die mehrmalige Verwendung von Wasser sowie die Wiederverwendung von Abwasser an Bedeutung stark zunehmen werden.

2.2. Gewinnung von Trink- und Brauchwasser

Für das direkte Überleben und die Hygiene weiter Bevölkerungsschichten steht die Nutzung der Flüsse zur Gewinnung von Trinkwasser im Vordergrund. In diesem Zusammenhang muss daran erinnert werden, dass ein relativ grosser Anteil der Bevölkerung in EL bis heute keinen Zugang hat zu einer Trinkwasserversorgung, die den minimalen quantitativen und qualitativen Anforderungen genügt (Fig. 2). Bekanntlich lebt heute rund die Hälfte der Erdbevölkerung in den ländlichen Gebieten der Entwick-

Tab. 2

Bewässerte Landwirtschaftsflächen [2]

	Bewässerte Landwirtschaftsfläche [in 1'000 ha]	Anteil an gesamter Landwirtschaftsfläche [in %]
Weltweit	250'200	17
Indien	55'000	33
China	46'000	48
Pakistan	16'000	77
Mexiko	5'300	21
Ägypten	3'200	100
Thailand	3'200	16
USA	19'000	10
UdSSR	21'000	9

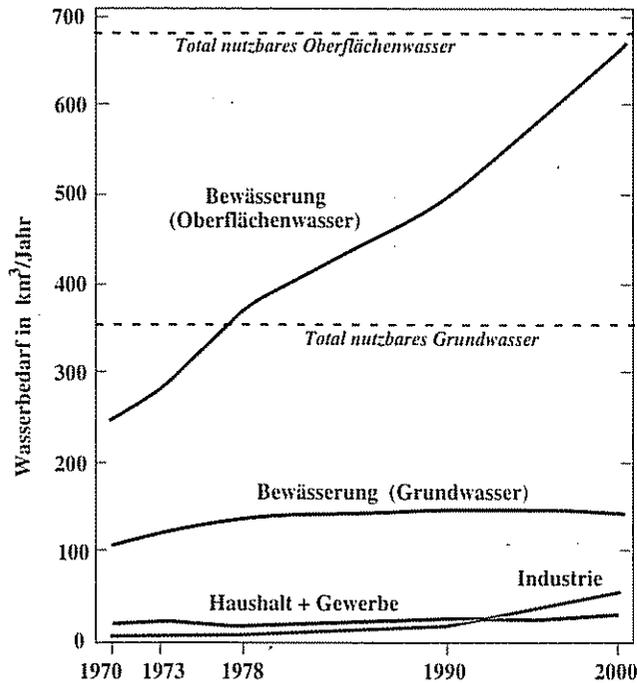


Fig. 1
Entwicklung des Wasserbedarfes in Indien für diverse Sektoren

lungsländer. Von diesen schätzungsweise 2'658 Millionen Menschen haben nur etwa 1'670 Millionen (63%) Zugang zu einer genügenden Wasserversorgung. Von der städtischen Bevölkerung in EL verfügen nur etwa 1'088 Millionen (82%) über genügend sicheres Trinkwasser. Als Massstab wird in dieser Statistik nicht etwa der Wasserverbrauch wie er heute im Haushalt von Industrieländern üblich ist (200-300 l pro Kopf und Tag) verwendet, sondern "genügend" heisst in diesem Zusammenhang, dass mindestens 40-50 l Wasser pro Kopf und Tag zur Verfügung stehen.

Die Bedeutung der Flüsse zur Gewinnung von Trink- und Brauchwasser wird in den nächsten Jahren noch stark zunehmen. Dies hängt vor allem zusammen mit der gewaltigen Urbanisierung, die in den letzten Jahren in praktisch allen EL eingesetzt hat (Fig 3). Während im Jahre 1950 nur 11% der Weltbevölkerung in städtischen Gebieten von EL lebten, waren es 1985 bereits 24% und die Prognosen sehen so aus, dass im Jahre 2025 fast die Hälfte der Weltbevölkerung (d.h. ca. 4 Milliarden Menschen) in städtischen Agglomerationen von EL leben werden. Diese Entwicklung führt u.a. zu einer starken Zunahme des Bedarfes an Trink- und Brauchwasser. In der Folge werden viele Städte, die sich heute noch mit Grundwasser versorgen können, in Zukunft vermehrt oder sogar ausschliesslich auf Flusswasser zur Trinkwassergewinnung angewiesen

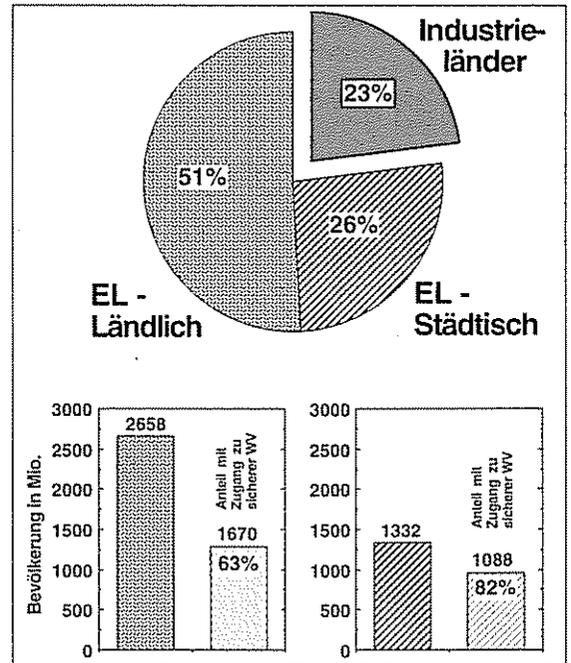


Fig. 2
Verteilung der Weltbevölkerung und Anteil der Bevölkerung in Entwicklungsländern mit "sicherer" Wasserversorgung

sein. Neben der Tatsache, dass bereits heute eine beträchtliche Anzahl von Millionen-Städten in EL ihr Trink- und Brauchwasser fast ausschliesslich aus Flusswasser gewinnen (z.B.. New Delhi, Shanghai, Bombay), gibt es weltweit eine ganze Reihe von eindrücklichen Beispielen von Übernutzung des Grundwassers mit z.T. dramatischen Konsequenzen. So ist beispielsweise in Manila der Grundwasserspiegel seit 1955 um

über 120 m abgesunken und liegt heute fast 100 m unter dem Meeresspiegel. Ebenfalls infolge Übernutzung fällt der Grundwasserspiegel in den rund 40'000 Brunnen im Gebiet der Stadt Peking um 1 bis 3 m pro Jahr. Gleiches wird berichtet von Mexiko-City, Lima und weiteren Städten. Bei Küstenstädten wie Dakar, Jakarta, Lima, Manila, Bangkok führt das Absinken des Grundwasserspiegels zu einer Infiltration von Meerwasser

Milliarden

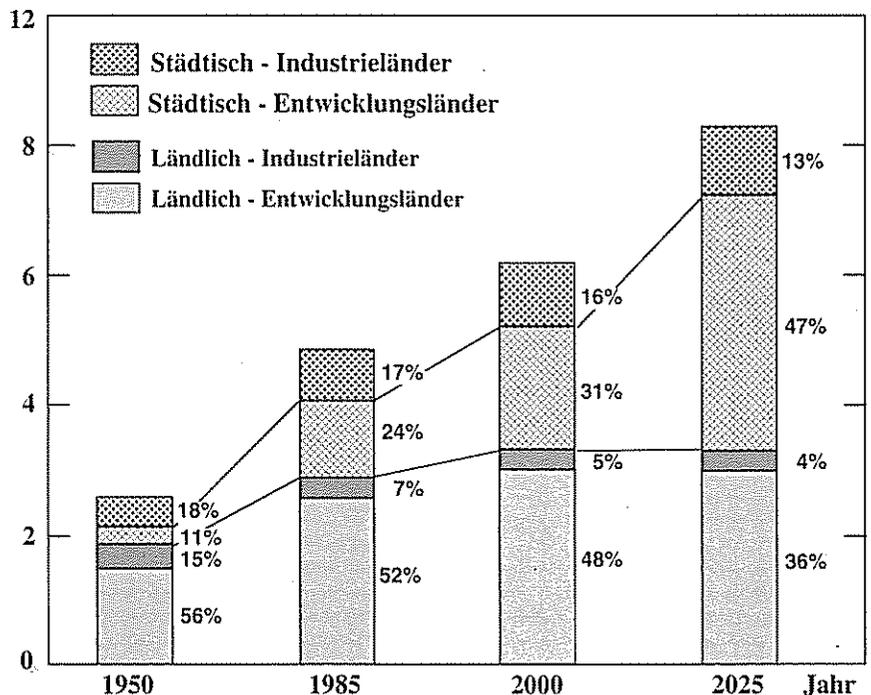


Fig. 3
Entwicklung der Weltbevölkerung

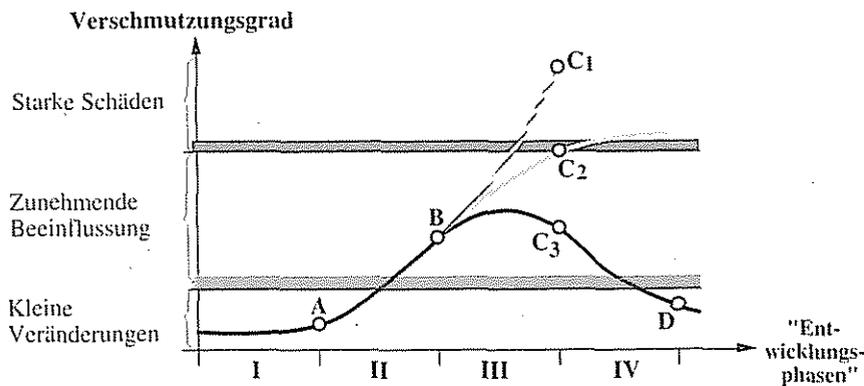


Fig. 4
Konzeptionelles Modell über Entwicklung der Gewässerverschmutzung

und zu einem Anstieg des Salzgehaltes im Grundwasser, so dass dieses als Trinkwasser praktisch nicht mehr genutzt werden kann.

Dies hat für die betroffenen Städte und Länder grosse finanzielle Konsequenzen, da die Aufbereitung von Flusswasser wesentlich aufwendiger ist als diejenige von Grundwasser. Dies noch umso mehr, als in diesen Städten mit dem kommunalen und industriellen Abwasser grosse Schmutzstofffrachten in die Flüsse eingeleitet werden.

2.3. Nutzung der Flüsse zur Aufnahme von kommunalen und industriellen Abwässern

Bekanntlich fällt der weitaus grösste Teil des Trink- und Brauchwassers wieder als verschmutztes Abwasser an. Die Abwässer werden in der Regel in Oberflächengewässer geleitet und je nachdem welche Massnahmen getroffen werden, kommt es dann zu mehr oder weniger starken Problemen im Gewässer. In einem konzeptionellen Modell lässt sich die historische Entwicklung der Verschmutzung von Flüssen etwa folgendermassen darstellen [6]:

In einer ersten Phase (Fig. 4; Punkt A) sind die Veränderungen im Fluss noch gering und die Zunahme der Verschmutzung ist direkt abhängig von der Bevölkerungszunahme. Diese Situation ist typisch für eher ländliche Gesellschaften. In einer zweiten Phase (A-B) kommt es zu einer exponentiellen Zunahme der Verschmutzung infolge Industrialisierung. Je nach Art und Umfang der getroffenen Gegenmassnahmen kommt es dann zu einer Entwicklung zu C1, C2, oder C3. Im Fall von C1 wurden keine Gegenmassnahmen getroffen, bei C2 wurden beschränkte Gegenmassnahmen getroffen und mit noch weiteren Gegenmassnahmen kann der Punkt C3 erreicht werden. Nur mit noch weitergehenden Massnahmen besteht die

Chance, in den Bereich D zu gelangen. Bekanntlich postuliert die Schweizerische Gewässerschutzgesetzgebung den Bereich D (naturnaher Zustand) als Qualitätsziel für die Fliessgewässer.

An Hand dieses einfachen Modelles soll im Folgenden aufgezeigt werden, wo heute die Hauptunterschiede liegen zwischen den heutigen Industrieländern im Norden, den sich rasch industrialisierenden Ländern ("Schwellenländer") im Süden, und den wirtschaftlich am wenigsten entwickelten Ländern. Der

Hauptunterschied liegt in der zeitlichen Abfolge des Auftretens der Probleme infolge verschiedener Verschmutzungsarten (Fig 5). Bekanntlich sind in den heutigen Industrieländern die Gewässerschutzprobleme infolge häuslichen Abwassers zu Ende des letzten und dann vor allem zu Beginn dieses Jahrhunderts manifest geworden. Durch den Bau von mechanischen Kläranlagen war es möglich, die exponentielle Kurve erst einmal zu brechen. Eine Umkehr war aber erst möglich durch den Bau von mechanisch-biologischen Kläranlagen. Heute sind wir in der Schweiz bezüglich leicht abbaubarer organischer Substanzen recht nahe des Bereichs D in Fig 4. In der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts traten dann die ersten Gewässerschutzprobleme im Zusammenhang mit industriellen Abwässern auf. Auch hier konnte man die exponentiell ansteigende Kurve brechen und sogar eine gewisse Umkehr einleiten durch den Bau von Industriekläranlagen einerseits und durch betriebsinterne Massnahmen andererseits. Wie sich die Situation in der Schweiz bezüglich Phosphor entwickelt

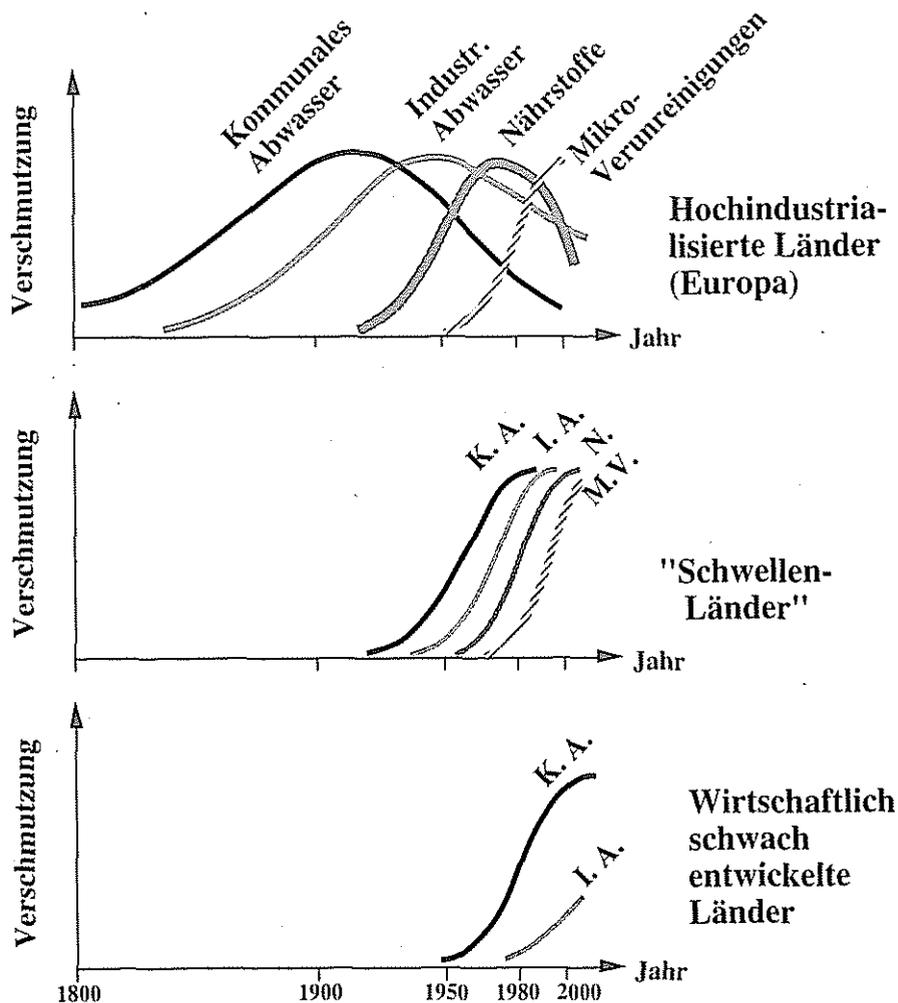


Fig. 5
Zeitliche Abfolge der Gewässerverschmutzung in verschiedenen Ländertypen

hat ist ebenfalls bekannt. Dank weitergehenden Reinigungsstufen in den Kläranlagen und dank dem P-Verbot konnte in den 70er und 80er Jahren die Zunahme der Phosphorbelastung gestoppt und sogar eine Umkehr eingeleitet werden.

Vergleichen wir nun die Situation in der Schweiz oder in anderen Industrieländern mit derjenigen in den sich rasch industrialisierenden EL, so stellen wir fest, dass bei den letzteren all diese Probleme praktisch gleichzeitig (innerhalb von 20-30 Jahren) akut auftreten. Wie wir im nächsten Kapitel sehen werden, hat der Verschmutzungsgrad in den grossen Flüssen der EL im grossen und ganzen zwar noch keinen alarmierenden Stand erreicht. Dies könnte sich aber rasch ändern, falls nicht entsprechende Massnahmen getroffen werden. Massnahmen sind erforderlich sowohl im Bereich der kommunalen wie auch der industriellen Abwasserreinigung.

2.4. Weitere wichtige Nutzungsarten

Die Nutzung von Flüssen zur Stromproduktion und als Transportwege ist für manche EL ebenfalls von grosser Bedeutung. Es würde aber den Rahmen dieses Artikels sprengen, näher auf diese Art diese Nutzungsarten einzugehen, umso mehr als sie nur indirekt einen Einfluss haben auf die Trinkwassergewinnung (z.B. Verschmutzung des Flusswassers durch Schiffsmotoren).

3. WASSERQUALITÄT IN EINIGEN AUSGEWÄHLTEN FLÜSSEN

In diesem Kapitel wird die Wasserqualität von insgesamt 40 Flüssen (10 in Afrika, 14 in Lateinamerika, 11 in Südost-Asien inkl. Indien, 5 in "Western Pacific" inkl. China) verglichen mit der Qualität des Wassers im Ober-, Mittel- und Unterlauf des Rheins [7][8]. Bei den dargestellten Daten handelt es sich um Durchschnittswerte und die Messstellen liegen im allgemeinen nicht direkt unterhalb von Abwassereinleitungen. Dies bedeutet, dass lokal zum Teil sehr viel höhere Schmutzstoffkonzentrationen auftreten können und erfahrungsgemäss effektiv auch auftreten.

Unter den ausgewählten Flüssen befinden sich sowohl solche mit relativ kleinen mittleren Abflüssen (100-200 m³/sec) wie auch solche mit mittleren Abflüssen von über 10'000 m³/sec (Fig. 6). Die Temperaturen in den ausgewählten Flüssen liegen fast ausschliesslich zwischen 20 und 30 Grad; es handelt sich also meist um Flüsse in tropischen Gebieten.

Betrachtet man den Sauerstoffgehalt bzw. den gemessenen Biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅)(Fig. 6), so stellt man fest, dass abgesehen von einigen Ausnahmen die Sauer-

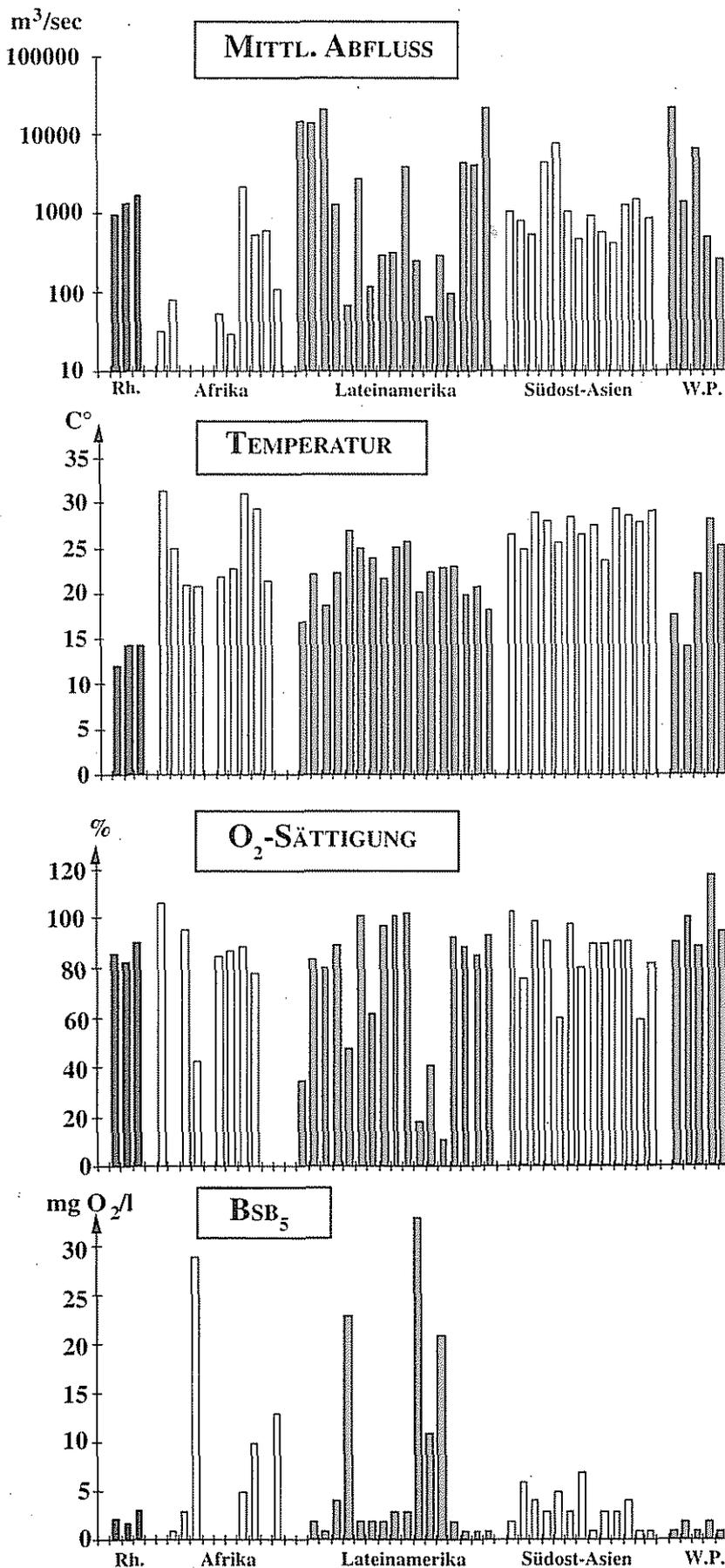


Fig. 6
Mittlerer Abfluss, Temperatur, Sauerstoffsättigung und Biochemischer Sauerstoffbedarf ausgewählter Flüsse

stoffsituation recht gut aussieht. Dies mag überraschen wenn man einerseits die hohen Bevölkerungszahlen kennt und andererseits weiss, dass in den meisten EL bis heute praktisch keine Kläranlagen bestehen. Die wahrscheinlichste Erklärung liegt darin, dass nur in einem ganz kleinen Teil der Städte in EL Kanalisationsnetze bestehen. Gemäss einer kürzlich von der UNO veröffentlichten Statistik [5] verfügen mehr als 30% der städtischen Bevölkerung in EL über keine hygienische Fäkalienentsorgung, geschweige denn über einen Kanalisationsanschluss. Schätzungsweise werden die Fäkalien von über 85% der städtischen Bevölkerung in EL an Ort und Stelle (Latrinen) "entsorgt" und gelangen somit nur zu einem kleinen Teil in die Fließgewässer. Mit dem weiteren Ausbau der Kanalisationsnetze würde sich diese Situation wohl dramatisch verändern, wenn nicht auch gleichzeitig entsprechende Abwasserreinigungsanlagen gebaut und betrieben werden. Dass dazu die nötigen finanziellen Mittel vorhanden sein werden ist mehr als fraglich.

Bei praktisch allen Beobachtungsstellen wurde eine hohe bis sehr hohe Konzentration von Fäkalcoli gemessen, was darauf hindeutet, dass praktisch alle Flüsse mehr oder weniger durch Fäkalien kontaminiert sind (Fig. 7). Dies überrascht keinen der weiss, dass beim Fehlen von geeigneten Entsorgungseinrichtungen die Flussufer beliebte Orte zum Defäkieren darstellen. Diese Kontamination hat zur Folge, dass in ländlichen Gebieten Flusswasser in der Regel ebenfalls aufbereitet werden muss, bevor es als Trinkwasser genutzt werden kann.

Ein interessantes Bild zeigen die gemessenen Schwermetallkonzentrationen (Fig 8). Hier zeigt sich deutlich, dass in den sich rasch industrialisierenden Ländern Lateinamerikas und Asiens zum Teil sehr hohe Konzentrationen gemessen wurden. Da es sich bei den dargestellten Werten um Totalkonzentrationen (gelöst und partikulär) handelt, ist allerdings die ökologische Bedeutung der erhöhten Konzentrationen schwer zu beurteilen. Sicher sind sie aber ein weiteres Indiz dafür, dass grosse Mengen von industriellem Abwasser praktisch ungereinigt in die Flüsse gelangen.

4. DRINGLICHSTE ERFORDERNISSE UND MASSNAHMEN

Auf Grund der geschilderten Situation erscheinen für EL im Bereich Wasserversorgung, Abwasserreinigung bzw. Gewässerschutz folgende Massnahmen als vordringlich:

4.1. In städtischen Agglomerationen

In Anbetracht des exponentiellen Wachstums der Städte und der bereits heute zum Teil dramatischen Übernutzung des

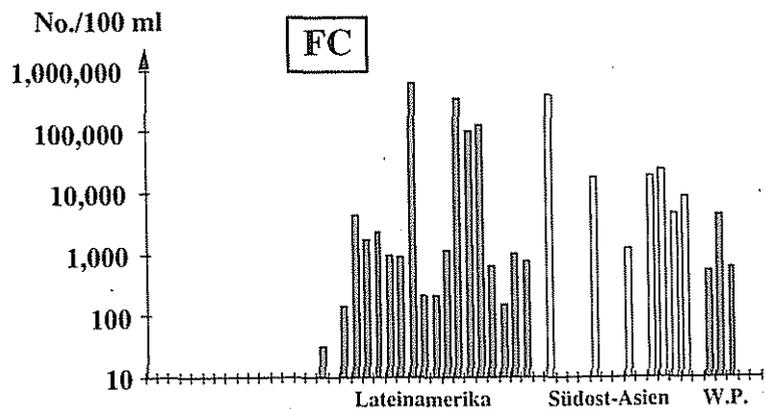


Fig. 7
Konzentration von Fäkal-Coli Bakterien

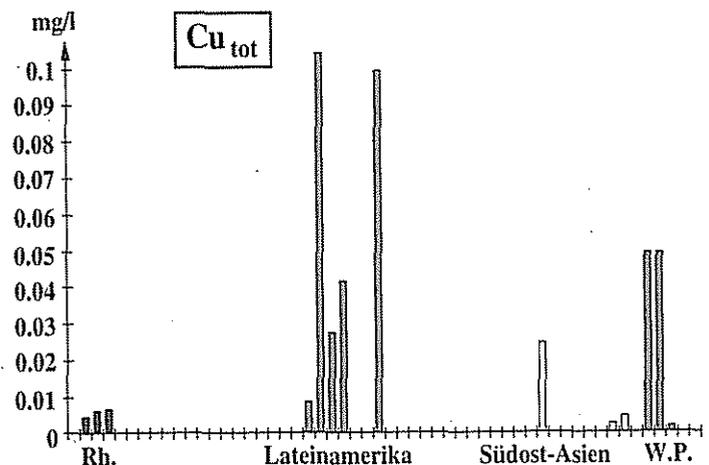
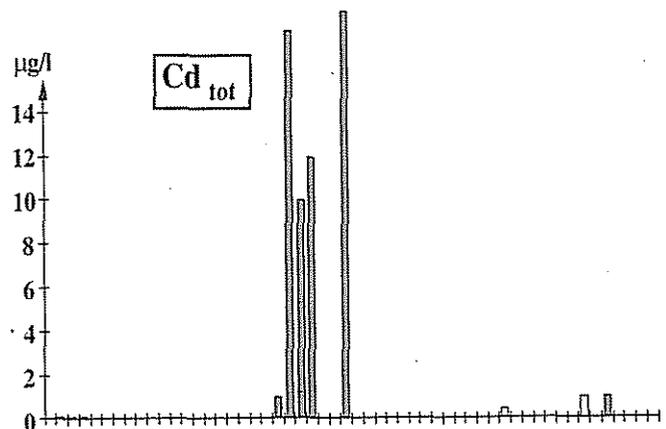
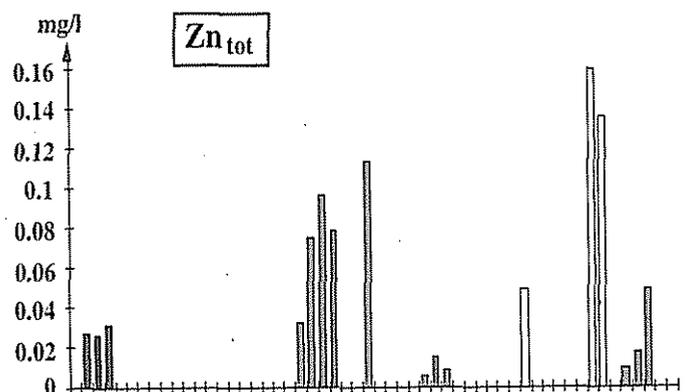


Fig. 8
Schwermetallkonzentrationen

Grundwassers ist ein besseres und auf die mittel- und langfristigen Bedürfnisse ausgerichteteres Management der vorhandenen Wasserressourcen (Grund- und Oberflächenwasser) unbedingt erforderlich. Dies schliesst vor allem auch eine Tarifpolitik ein, die Wassersparmassnahmen in der Industrie fördert.

☞ Vor allem die Reinigung des Industrieabwassers muss vorangetrieben werden. Neben ökologischen Überlegungen ist dies eine unabdingbare Voraussetzung dafür, dass Flusswasser auch in Zukunft mit wirtschaftlich "vernünftigem" Aufwand zu Trinkwasser aufbereitet werden kann. Primär wegen der starken Verschmutzung durch Industrieabwasser, musste beispielsweise die Stadt Shanghai in den letzten Jahren ihre Wasserfassungen mit hohen finanziellen Kosten immer weiter flussaufwärts verlegen.

☞ Gegen den sofortigen Bau von umfassenden Kanalisationsnetzen in Städten von EL sprechen nicht nur die gewaltigen Kosten sondern ebenfalls die Tatsache, dass damit die Verschmutzung der Fliessgewässer dramatisch zunehmen würde. Die Entwicklung und Anwendung von Alternativen zum traditionellen "westlichen" Konzept der Siedlungsentwässerung sind daher ebenfalls erforderlich.

4.2. In ländlichen Gebieten

☞ Hier geht es primär um die Frage, wie mit einfachen Massnahmen Flusswasser zu hygienisch genügendem Trinkwasser aufbereitet werden kann. Im Vordergrund stehen somit die Entwicklung bzw. Anwendung von einfachen Aufbereitungstechnologien, welche einerseits den sehr beschränkten Möglichkeiten der Dorfbewohner angepasst sind und andererseits den grossen Schwankungen an Trübstoffkonzentrationen in tropischen Flüssen Rechnung tragen.

5. ROLLE UND BEITRÄGE DER EAWAG

Mit ihrem breiten interdisziplinären Wissen kann die EAWAG zweifellos einen wichtigen Beitrag leisten bei der Entwicklung von Lösungsansätzen für

die in den EL auftretenden Probleme. Sie kann es allerdings nur sinnvoll tun, wenn sie bereit ist, sich mit den von der Schweiz zum grössten Teil sehr unterschiedlichen Randbedingungen (ökonomisch, klimatisch, sozio-kulturell) eingehend auseinanderzusetzen. Dies ist auch der Sinn und Zweck für das Bestehen eines Fachbereichs ("Siedlungshygiene in Entwicklungsländern") an der EAWAG, der sich praktisch ausschliesslich mit Wasser-, Abwasser- und Abfallproblemen in EL beschäftigt. Dabei arbeitet die Gruppe in engem Kontakt einerseits mit Organisationen in EL selber, und andererseits mit bilateralen und multilateralen Entwicklungsorganisationen, welche im Wassersektor tätig sind.

Zu den Arbeitsschwerpunkten der Gruppe gehört die Untersuchung von einfachen Technologien zur Aufbereitung von Trinkwasser in ländlichen Gebieten. In diesem Zusammenhang wurde in den letzten Jahren an der EAWAG der horizontaldurchflossene Kiesfilter wissenschaftlich untersucht und weiterentwickelt. Mit diesem Verfahren ist es möglich, ohne Einsatz von Chemikalien den Schwebstoffgehalt in einem Rohwasser soweit zu reduzieren, dass das Wasser anschliessend ohne Probleme in einem Langsamsandfilter zu bakteriologisch einwandfreiem Trinkwasser aufbereitet werden kann. In einem anderen Projekt untersuchen wir zur Zeit die Möglichkeiten, bakteriologisch verunreinigtes Wasser mittels Sonnenlicht zu Trinkwasser aufzubereiten.

In einem anderen Arbeitsschwerpunkt beschäftigt sich die Gruppe mit Hygiene-Fragen im Zusammenhang mit der Wiederverwendung von Abwasser und Fäkalien in der Landwirtschaft. In enger Zusammenarbeit mit der Weltgesundheitsorganisation (WHO) und dem Tropeninstitut in London wurden neue, auf epidemiologischen Studien basierende Richtlinien zur Wiederverwendung von Abwasser ausgearbeitet. Die bisherigen Richtlinien basierten praktisch ausschliesslich auf theoretischen Risiken und waren derart restriktiv, dass damit in vielen Ländern eine Wiederverwendung von Abwasser nicht möglich war, oder dass die Richtlinien einfach missachtet wurden. In der Folge sieht die Praxis in vielen EL noch heute so aus, dass rohes Abwasser und Fäkalien praktisch ohne Vorsichtsmassnahmen in der

Landwirtschaft und in der Fischzucht verwendet werden.

Die Gruppe beschäftigt sich ebenfalls mit möglichen Alternativen zum traditionellen Konzept der Siedlungsentwässerung mittels Schwemmkanalisation. Hier geht es beispielsweise um Fragen, wie Fäkalien an Ort und Stelle (on-site) entsorgt werden können ohne unzulässige Gefährdung des Grundwassers, oder ob und wie Fäkalabwasser getrennt vom "grauen" Waschabwasser entsorgt werden kann und soll. Es geht auch um die Entwicklung von Konzepten zur integrierten Entsorgung von flüssigen und festen kommunalen Abfällen.

Bei der Bearbeitung dieser Fragen arbeitet die Gruppe eng zusammen mit anderen Abteilungen der EAWAG. Ein grosser Teil der Projekte wird mitfinanziert durch die Direktion für Entwicklungszusammenarbeit und Humanitäre Hilfe (DEH) sowie durch ausländische Organisationen der Entwicklungszusammenarbeit

- [1] The World Resources Institute, (1988): World Resources 1988-89
- [2] Brown, Lester R., et al. (1990): State of the World. Worldwatch Institute, Washington.
- [3] Sigurdson, J., (1977): Water Policies in India and China: *Ambio*, 6; No. 1
- [4] Bandyopadhyay, J., (1989): Riskful Confusion of Drought and Man-Induced Water Scarcity: *Ambio*, 18; No. 5
- [5] United Nations (1990): Achievements of the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade 1981-1990; Report of the Economic and Social Council, New York.
- [6] Meybeck, M., et al. (1990): Global Environment Monitoring System: Global Freshwater Quality. Published by WHO/UNEP.
- [7] GEMS: Global Environmental Monitoring System (1990): GEMS/Water Data; Summary 1985-1987. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Canada
- [8] Internationale Kommission zum Schutze des Rheins (1990): Zahlen- tafeln der physikalisch-chemischen Untersuchungen des Rheinwassers für das Jahr 1989.

NEUES ZUR EAWAG UND IHREN MITARBEITERINNEN

DIREKTIONSWECHSEL 1992

Am 2.10.1991 hat der Schweizerische Bundesrat Herrn Prof. **Alexander J.B. Zehnder** zum ordentlichen Professor für Umweltbiotechnologie an der ETH Zürich und zum **Direktor der EAWAG** gewählt. Herr Zehnder wird sein Amt am **1. April 1992** antreten.

Alexander J.B. Zehnder, geboren am 21. Februar 1946, von Zürich, ist zurzeit Professor für Mikrobiologie und Vorsteher des Departementes für Mikrobiologie an der Universität in Wageningen, Niederlande. Seine Dissertation "Ökologie der Methanbakterien" entstand an der Abteilung für Biologie an der EAWAG unter dem damaligen Leiter Prof. Karl Wuhrmann. Von 1977 bis 1979 war er wissenschaftlicher Mitarbeiter am Dept. of Bacteriology an der Universität von Wisconsin, Madison (USA), von 1979 bis 1980 Assistenzprofessor am Dept. of Civil Engineering, Stanford University, Stanford (USA), und von 1980 bis 1982 Mitarbeiter der EAWAG und Lehrbeauftragter der ETHZ und der Universität Zürich.

ERNENNUNGEN

Dr. **Paul Brunner** ist seit 1. 10.91 ordentlicher Professor für Abfallwirtschaft an der technischen Universität Wien im Institut für Wassergüte.

Dr. **Walter Giger** wurde zum Honorarprofessor der Fakultät für Bio- und Geowissenschaften der Universität Karlsruhe ernannt.

Dr. **Janet Hering**, ehemalige Mitarbeiterin von Prof. Stumm, wurde als Assistenzprofessorin an der Universität von Kalifornien (UCLA, Los Angeles, USA) im Dept. of Civil and Environmental Engineering berufen.

Dr. **Paul Tratnyek**, ehemaliger Mitarbeiter von Prof. Hoigné, wird als Professor of Environmental Science and Engineering am Oregon Graduate Institute of Science and Technology unterrichten.

Dr. **Peter Baccini** wurde als ordentlicher Professor für Stoffhaushalt und Entsorgungstechnik an der ETHZ gewählt.

Dr. **Bernhard Wehrli** wurde zum Assistenzprofessor für Aquatische Chemie an der ETHZ gewählt.

Dr. **Josef Zeyer** wurde zum ordentlichen Professor für Bodenbiologie am Institut für terrestrische Oekologie an der ETHZ gewählt.

Dr. **Barbara Sulzberger** wurde zur Präsidentin der Schweizerischen Gesellschaft für Photochemie und Photophysik für die Jahre 1992 und 1993 ernannt.

PUBLICATIONS DE L'EAWAG

Les publications peuvent être obtenues sur demande, jusqu'à épuisement du stock, à la bibliothèque de l'EAWAG (tél. 01-823 5031)

PUBLIKATIONEN DER EAWAG

Solange Vorrat sind Separata auf Anfrage bei der Bibliothek der EAWAG (Tel 01-823 5031) erhältlich

1538

Capel, P.D., Leuenbèrger, C., Giger, W.: Hydrophobic Organic Chemicals in Urban Fog. *Atmospheric Environment* 25A, 1335-1346 (1991)

1539

Beer, J., Finkel, R.C., Bonani, G., Gäggeler, H., Görlach, U., Jacob, P., Klockow, D., Langway, C.C., Neftel, A.: Seasonal Variations in the Concentration of ^{10}Be , Cl, NO_3^- , SO_4^{2-} , H_2O_2 , ^{210}Pb , ^3H , Mineral Dust, and d^{18}O in Greenland Snow. *Atmospheric Environment* 25A, 899-904 (1991)

1540

Häner, A., Mason, C.A., Hamer, G.: The Influence of Low Molecular Weight Carboxylic Acids on Biomass Yield Minimization During Aerobic Thermophilic Sludge Biotreatment. In: "Int. Sympos. Environ. Biotechnology, Oostende, 22-25 April 1991. Proc. Vol.1". Verachtert, H., Verstraete, W. (Eds.) Royal Flemish Soc. of Engineers 1991; 239-241.

1541

Kohler, H.P., Heitzer, A., Hamer, G.: Improved Unstructured Model Describing Temperature Dependence of Bacterial Maximum

Specific Growth Rates. In: "Int. Sympos. Environ. Biotechnology, Oostende 22-25 April 1991. Proc. Vol.2". Verachtert, H., Verstraete, W. (Eds.) Royal Flemish Soc. of Engineers 1991; 511-514.

1542

Fent, K., Hunn, Judith: Phenyltins in Water, Sediment, and Biota of Freshwater Marinas. *Environ. Sci. Technol.* 25, 956-963 (1991)

1543

Behra, Renata, Gall, R.: Calcium/Calmodulin-Dependent Phosphorylation and the Effect of Cadmium in Cultured Fish Cells. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C, 191-195 (1991)

1544

Hamer, G., Egli, T.: Feedstocks. In: "Biotechnology: The Science and the Business". Moses, V., Cape, R.E. (Eds.) Harwood Academic Publ., New York 1991; 211-224.

1545

Suter, D., Banwart, S., Stumm, W.: Dissolution of Hydrous Iron(III) Oxides by Reductive Mechanisms. *Langmuir* 7, 809-813 (1991)

1546

Bitzi, U., Egli, T., Hamer, G.: The Biodegra-

dation of Mixtures of Organic Solvents by Mixed and Monocultures of Bacteria. *Biotechnol. Bioengng.* 37, 1037-1042 (1991)

1547

Karthein, R., Motschi, H., Schweiger, A., Ibric, Slavica, Sulzberger, Barbara, Stumm, W.: Interactions of Chromium(III) Complexes with Hydrous $\text{d-Al}_2\text{O}_3$: Rearrangements in the Coordination Sphere Studied by Electron Spin Resonance and Electron Spin-Echo Spectroscopies. *Inorg. Chem.* 30, 1606-1611 (1991)

1548

Huggenberger, P., Wildi, W.: La tectonique du massif des Bornes (Chaînes Subalpines, Haute-Savoie, France). *Eclogae geol. Helv.* 84, 125-149 (1991)

1549

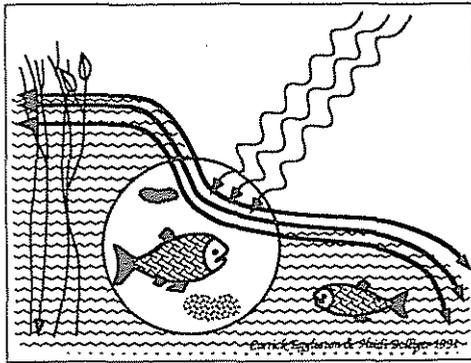
Kerr, J. A.: Expert Evaluation of Kinetic Data for Use in Atmospheric Modelling Studies. (russian) *Uspekhi. Khimii* 59, 1627-1653 (1990) (Orig. russisch)

1550

Zobrist, J., Jaques, C.: Probenahme und Analytik atmosphärischer Depositionen. In: "Luftschadstoffe und ihre Erfassung". Wern-

- er Jutzi (Hrsg.) Verlag der Fachvereine, Zürich, 1991; 17-37.
- 1551
Sigg, Laura, Behra, P., Johnson, Annette, Ruprecht, Heidi: Die aquatische Chemie der Atmosphäre. In: "Luftschadstoffe und Lufthaushalt in der Schweiz". Evi Schüpbach, H. Wanner (Hrsg.) Verlag der Fachvereine, Zürich, 1991; 43-56.
- 1552
Ruchti, J., Wanner, O., Reichert, P.: BIOSIM: Simulation of the Dynamics of Mixed Culture Biofilm Systems. Environmental Software 6, 29-33 (1991)
- 1553
Genoni, G. P.: Increased Burrowing by Fiddler Crabs *Uca rapax* (Smith)(Decapoda : Ocypodidae) in Response to Low Food Supply. J.Exp. Biol. Ecol. 147, 267-285 (1991)
- 1554
Hamer, G., Heitzer, A.: Polluted Heterogeneous Environments: Macro-scale Fluxes, Micro-scale Mechanisms, and Molecular Scale Control. In: "Environmental Biotechnology for Waste Treatment". G.S. Sayler et al. (Eds.) Plenum Press, New York, 1991; 233-248.
- 1555
Genoni, G. P., Pahl-Wostl, Claudia: Scope for Change in Ascendency, a New Concept in Community Ecotoxicology for Environmental Management. In: "Terrestrial and Aquatic Ecosystems: Perturbation and Recovery". O. Ravera (Ed.) Ellis Horwood Ltd., Chichester 1991; 69-75.
- 1556
Fent, K., Hunn, Judith., Sturm, M.: Organotins in Lake Sediment. Naturwissenschaften 78, 219-221 (1991)
- 1557
Siegenthaler, C., Sturm, M.: Die Häufigkeit von Ablagerungen extremer Reuss-Hochwasser. Die Sedimentationsgeschichte im Urnersee seit dem Mittelalter. Mitt. Bundesamt f. Wasserwirtschaft Nr. 4, 127-139 (1991)
- 1558
Siegenthaler, C., Sturm, M.: Slump Induces Surges and Sediment Transport in Lake Uri, Switzerland. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 955-958 (1991)
- 1559
Uehlinger, U.: Räumliche und zeitliche Verteilung der Periphytonbiomasse in einem voralpinen Fluss. In: "DGL, Deutsche Ges. f. Limnologie e.V., Jahrestagung 1990 in Essen". Frank GmbH, München 1990; 441-445.
- 1560
Schilling, W.: Starkregenauswertung nach ATV/DVGW-Empfehlungen von 1985. VSA Verbandsbericht 393, (1988)
- 1561
Einfalt, R., Schilling, W., Semke, M.: Räumlich aufgeschlüsselte Niederschlagsvorhersagen für operationelle Anwendungen in der Stadtentwässerung. Wasser & Boden 42, 310-312;328-329 (1990)
- 1562
Schilling, W., Kollatsch, D. T.: Reduction of Combined Sewer Overflow Pollution Loads by Detention of Sanitary Sewage. Water Sci. Technol. 22, 205-212 (1990)
- 1563
Schilling, W.: Rainfall Data for Urban Hydrology: What do We Need?. In: "Int. Workshop on Urban Rainfall and Meteorology, St. Moritz, Switzerland, 1990". J. Niemczynowicz (Ed.) University of Lund, Lund 1990; 1-16.
- 1564
Voigt, D., Schilling, W.: Abflusssteuerung und Speicherbewirtschaftung - Entwicklungsstand und Anwendungen. In: "ATV-Fortbildungskurs G/1 „Kanalisation“ in Fulda & Magdeburg, 1991". Abwassertechn. Vereinigung, St. Augustin 1991; 18.1-18.20.
- 1565
Schilling, W.: Real Time Control of Urban Drainage Systems: From Suspicious Attention to Wide-Spread Application. In: "Adv. Water Resources Technology". G. Tsakiris (Ed.) Balkema, Rotterdam 1991; 561-576.
- 1566
Neugebauer, K., Schilling, W., Weiss, J.: A Network Algorithm for the Optimum Operation of Urban Drainage Systems. Water Sci. Technol. 24, 209-216 (1991)
- 1567
Mason, C. A.: Physiological Aspects of Growth and Recombinant DNA Stability in *Saccharomyces cerevisiae*. Antonie van Leeuwenhoek 59, 269-283 (1991)
- 1568
Kemmler, Judith, Wanner, Ursula, Egli, T., Snozzi, M., Hamer, G.: Abbau von Nitrotriacetat durch zwei verschiedene Enzyme in einem denitrifizierenden Bakterium. GWF Wasser-Abwasser 132, 345-346 (1991)
- 1569
Wersin, P., Höhener, P., Giovanoli, R., Stumm, W.: Early Diagenetic Influences on Iron Transformations in a Freshwater Lake Sediment. Chemical Geology 90, 233-252 (1991)
- 1570
Egli, T., Mason, C. A.: Mixed Substrates and Mixed Cultures. In: "Biology of Methylo-trophs". I. Goldberg, J. S. Rokem (Eds.), Butterworth-Heinemann, Boston 1991; 173-201.
- 1571
Genoni, G. P., Pahl-Wostl, Claudia: Measurement of Scope for Change in Ascendency for Short-Term Assessment of Community Stress. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48, 968-974 (1991)
- 1572
Hoigné, J.: Mécanismes et cinétiques des réactions de l'ozone et des composés dissous. In: "Ozone et Ozonation des Eaux". 2e éd. W. J. Masschelein (Ed.) Lavoisier, Paris 1991; 68-72.
- 1573
Bader, H., Hoigné, J.: Méthode de dosage de l'ozone en solution aqueuse basée sur la décoloration des dérivés de l'indigo. In: "Ozone et Ozonation des Eaux". 2e éd. W. J. Masschelein (Ed.) Lavoisier, Paris 1991; 201-205.
- 1574
Furger, G.: "Von der Geologie zum Stofftransportmodell". Diss. ETHZ, Nr. 9356, 1990.
- 1575
Beutler, Ruth: "Biologie und Oekologie der Makroinvertebraten im Ausfluss eines eutrophen Sees (Glatt, Kanton Zürich) und die Verwertung der Partikelfracht durch die Filtrierer". Diss. ETH Nr. 9497, Zürich, 1991.
- 1576
Boller, M.: "Denitrifikation in den Kläranlagen Rorbas, Zürich-Werdhölzli und Winterthur-Hard". VSA-Verbandsbericht Nr. 412, Zürich, 1989.
- 1577
Boller, M., Gross, A., Zimmermann, H.: Aerob-thermophile Schlammstabilisierung mit Reinsauerstoff. Gas-Wasser-Abwasser 71, 455-469 (1991)
- 1578
von Piechowski, A. M. J.: "Der Einfluss von Kupferionen auf die Redoxchemie des atmosphärischen Wassers. Kinetische Untersuchungen". Diss. ETHZ Nr. 9512, 1991.

INHALT
FLIESSGEWÄSSER ALS DYNAMISCHE ÖKOSysteme
UND OBJEKTE VIELFÄLTIGER NUTZUNG



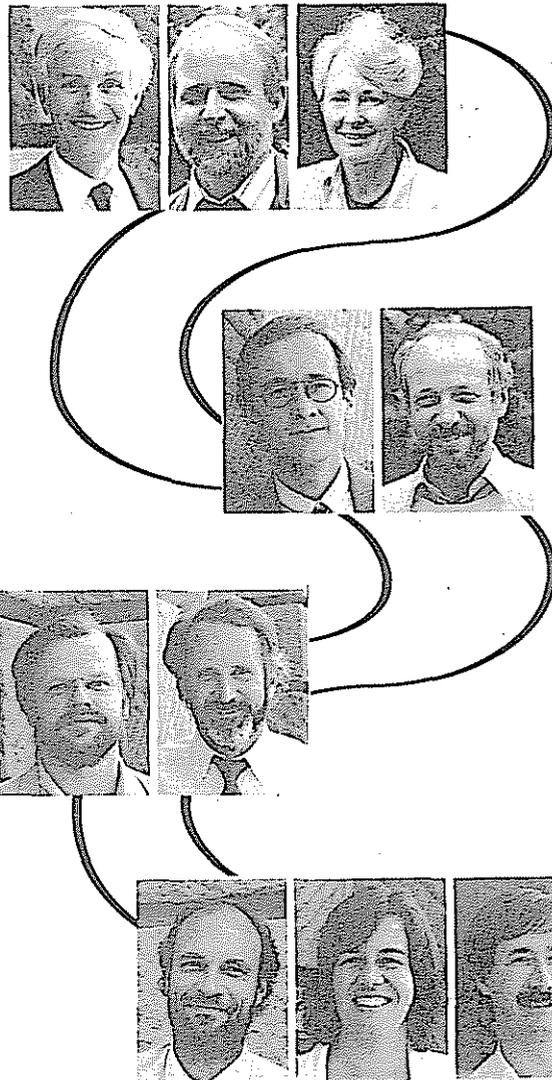
- 1 Aspekte eines umfassenden Fließgewässer-Schutzes, **Ueli Bundi**
- 4 Ökosystem "Fließgewässer", **Andreas Frutiger**
- 9 Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche, **Armin Peter**
- 14 Die Auswirkungen technischer Eingriffe auf die Invertebratenfauna alpiner Fließgewässer, **Jürg Bloesch**
- 18 Gewässerschutz bei Regenwetter – Fallstudie Fehraltorf/ZH, **Jörg Lange, Sonja Gammeter, Vladimir Krejci und Wolfgang Schilling**
- 24 Entwicklung des chemischen Zustandes der schweizerischen Flüsse, **Joan Davis und Jürg Zobrist**
- 27 Auftreten und Verhalten von NTA und EDTA in schweizerischen Flüssen, **Walter Giger, Christian Schaffner, Franz Günter Kari, Helga Ponusz, Peter Reichert und Oskar Wanner**
- 32 Schwermetalle in Fließgewässern, **Laura Sigg**
- 36 Wasserqualität bei Regenwetter – Modellierung des Partikeltransportes, **Oskar Wanner und Peter Reichert**
- 40 Flüsse als Objekte vielfältiger Nutzung in Entwicklungsländern, **Roland Schertenleib**

NEUES ÜBER DIE EAWAG
UND IHRE MITARBEITERINNEN

46 Ernennungen; Publikationen 1538- 1578

Anmeldetalon für ein Abonnement:

NeuabonnentInnen willkommen! Zweimal jährlich erscheinen die Mitteilungen der EAWAG in deutsch und französisch und einmal jährlich in englisch.



Die Vorträge an der Tagung "Fließgewässer als dynamische Ökosysteme und Objekte vielfältiger Nutzung" vom 10. September 1991 hielten (von links nach rechts): Jürg Bloesch, Ueli Bundi, Joan Davis, Andreas Frutiger, Walter Giger, Armin Peter, Roland Schertenleib, Wolfgang Schilling, Laura Sigg und Oskar Wanner.

Impressum:
Herausgeberin, Vertrieb und © by: EAWAG, 8600 Dübendorf/ Schweiz (1991); Gedruckt auf Original-Umweltschutzpapier (Widmer-Walty AG, 4655 Oftringen)
Redaktion: Diana Hornung

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.

<p>An die Bibliothek (Tel.01-823 5031), EAWAG, CH - 8600 Dübendorf</p> <p><input type="checkbox"/> Adressänderung; NeuabonnentIn <i>Changement d'adresse; nouveau abonnement</i></p> <p>Bitte senden Sie mir die Mitteilungen der EAWAG an folgende Adresse. <input type="checkbox"/> <i>Veillez m'envoyer régulièrement les Nouvelles de l'EAWAG à l'adresse suivante.</i></p> <p><input type="checkbox"/> Bitte schicken Sie mir folgende Publikationen: <i>Veillez m'envoyer les publications suivantes:</i></p> <p>_____</p> <p>Datum und Unterschrift/ Date et signature</p> <p>_____</p>	<p>Adresse:</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>_____</p> <p>Bevorzugte Ausgabe/Edition préférée:</p> <p><input type="checkbox"/> deutsch/français <input type="checkbox"/> english</p>
---	---