

J. SCHWOERBEL

### *Abstract*

In nonpolluted running water ecosystems autotrophic and heterotrophic activities seems to be in balance. The amount of consumed primary production by animals is equal or below 1 per cent and the species diversity is high. In organic industrial and sewage waste water polluted ecosystems the heterotrophic activities are much more higher than the activities of photoautotrophic organisms. Bacteria are the common basic nutrients for animal consumers and communities. The species diversity in this polluted ecosystems is low. Further kinds of pollution, especially thermal pollution are discussed.

## **1. Einleitung**

Die fließenden Gewässer sind Vorfluter für Belastungen verschiedenster Art. Anorganische Salze, organische industrielle und kommunale Abwässer aller Art, eine unübersehbare und unkontrollierbare Anzahl von Pestiziden und anderen Schadstoffen, radioaktive Belastungen und Wärmebelastungen werden den Fließgewässern aufgeladen.

Aber Fließgewässer sind Ökosysteme: in ihnen sind Produzenten, Konsumenten und Destruenten als Akteure des Stoff- und Energiehaushaltes in einem ausgewogenen quantitativen Verhältnis zueinander tätig.

Die Frage, die an den Ökologen gerichtet ist, betrifft nicht die Sanierung der Gewässer; das ist nicht seine Aufgabe — sondern betrifft die Auswirkungen der nach Qualität und Quantität spezifischen Belastungen auf das Ökosystem oder — konkreter — auf den Stoff- und Energiehaushalt des Fließgewässers.

Um darauf eine Antwort geben zu können, und sei sie vorläufig auch noch so unvollständig, müssen wir den Stoff- und Energiehaushalt des unbelasteten Fließgewässers kennen.

## **2. Stoff- und Energiehaushalt der Fließgewässer**

### *2.1. Grundlagen*

Vergegenwärtigen wir uns die räumliche und biologische Struktur des Fließgewässers. Jedes Fließgewässer ist vertikal von oben nach unten räumlich strukturiert in a) fließendes Pelagial, b) stationäres Benthon, c) interstitielles Hyporheon. Die biologische Strukturierung umfasst Produzenten, Konsumenten und Destruenten. Stellen wir einen Gebirgsbach einem grösseren Fluss gegenüber, so ist der Bach charakterisiert durch ein weitgehend unbesiedeltes, stark verwirbeltes Pelagial und ein grob strukturiertes Benthon mit einem Verhältnis von Sedimentfläche zu Substratoberfläche von 1:5 — 1:2, d.h. die tatsächliche Substratoberfläche beträgt 2 bis 5 m<sup>2</sup> pro m<sup>2</sup> Sedimentfläche. Hier im Benthon spielt sich ganz überwiegend die Produktion, Konsumation und Destruktion ab. Weiterhin ist in kleinen Fließgewässern das hyporheische Interstitial von grösster Bedeutung als Strömungs- und Temperaturrefugium für Benthosorganismen, als Besiedlungsraum, von dem aus das Benthon

rasch wieder besiedelt werden kann, als Nährstoffregulator für das Gewässer sowie als Speicherraum für Destruenten und zellfreie Enzyme, wie REICHARDT & SIMON (1972) kürzlich zeigen konnten. Das hyporheische Interstitial gehört funktionell zum Fließgewässer und greift tief in seinen Stoff- und Energiehaushalt ein.

Im grösseren Fluss ist die Primär-Produktion auf das bewegte Pelagial und die Uferbereiche beschränkt und die produzierte Biomasse ist damit direkt fast nur für die pelagischen Konsumenten (Zooplankton) zugänglich. Für die benthischen Konsumenten ist dieses Material nur indirekt nach Sedimentation bzw. Zerfall zu Detritus verwertbar. Über das Ausmass und die Bedingungen der Produktion, des Abbaues und der Sedimentation produzierter Biomassen in grossen Fließgewässern wissen wir fast nichts. Auch das Ausmass und die Bedingungen der Konsumation der Algen im bewegten Pelagial durch das Zooplankton kennen wir nicht. Sicher können wir nicht aus den ermittelten Biomassen und den unter Stillwasserbedingungen festgestellten Ingestions- und Umsatzraten der Zooplankter auf die Verhältnisse im Fließgewässer schliessen: unter stark turbulenten Bedingungen können sowohl die Ingestion wie der Umsatz der aufgenommenen Nahrung ganz anders sein als im Stillwasser and das ist in experimentellen Untersuchungen zu klären. — Das Benthos der grossen Flüsse ist feiner strukturiert als in Gebirgsbächen; das Verhältnis von Sedimentfläche zu Substratoberfläche ist 1:2 bis 1:1. — Über das hyporheische Interstitial grosser Fließgewässer und seine Bedeutung für den Stoffhaushalt wissen wir noch nichts (SCHWOERBEL, 1967; 1973), doch werden Untersuchungen darüber im Rahmen der internationalen Arbeitsgemeinschaft Donauforschung nunmehr in Angriff genommen.

## 2.2. Photoautotrophe Produktion

An klaren Strahlungstagen dringen etwa  $4 \text{ kcal/m}^2 \text{ min}$  durch das (flache) Wasser in die produzierende Benthazone der Gebirgsbäche ein. Die dominierenden Produzenten sind hier Aufwuchsalgen. Nach Messungen verschiedener Autoren werden davon etwa 1% für die Bruttoproduktion verwertet. Etwa 50% der Bruttoproduktion wird von den Produzenten veratmet; die verbleibende Nettoproduktion ist zu 80% partikulär, zu etwa 20% gelöst, d.h. etwa 40% der Bruttoproduktion stehen potentiell den Primärkonsumenten an Aufwuchsalgen zur Verfügung. Nach Untersuchungen mit Aufwuchsplatten betrug in dem von meiner Arbeitsgruppe genauer untersuchten Gebirgsbach der standing stock an Algenbiomasse rund  $7 \text{ g TG/m}$  Fließsstrecke bzw.  $24 \text{ kcal/m}^2$  Sedimentfläche. Die tatsächliche Substratoberfläche pro  $\text{m}^2$  ist etwa 5 mal grösser, sodass das Nahrungsangebot/ $\text{m}^2$  Benthos mehrfach höher ist als aufgrund der Platten ermittelt.

Die Produktion an Aufwuchsalgen wird in mehrfacher Weise von der Wasserbewegung beeinflusst, wie z.B. BACKHAUS (1967) hervorgehoben hat: 1. Erleichterung der Ionenaufnahme durch Beeinflussung des Konzentrationsgefälles von aussen nach innen ("eutrophierende Wirkung der Strömung" nach RUTTNER); 2. Wirkung auf die Zusammensetzung der Algengesellschaft; 3. Steigerung der Photosyntheserate; 4. Steigerung der Respirationsrate.

Die Endwerte der Nettoproduktion — und nur diese ist für die Konsumenten wichtig — sind das Resultat aus soziologischer Auslese, Nährstoffversorgung, erhöhter Assimilationsrate und gesteigerter Respiration.

Das alles gilt für kleine Fließgewässer. In grösseren Flüssen wird fast ausschliess-

lich im Pelagial durch Phytoplankton produziert; die gemessenen Werte liegen maximal bei  $2,2\text{gC/m}^3$  Tag im Sommer. Die Kompensationstiefe liegt je nach Trübung in 1–2 m Tiefe, d.h. am Grund wird keine Nettoproduktion mehr geleistet und die trophische Versorgung der Benthosbiozönose erfolgt durch Sedimentation. Auch für das Phytoplankton gilt, dass die Bruttoproduktion in bewegtem Wasser höher ist als im Stillwasser, wie KOWALCZEWSKI & LACK (1971) mit in-situ Experimenten zeigen konnten.

Die Produktion von Makrophyten in Fließgewässern kann die von Aufwuchsalgen und Phytoplankton weit übertreffen. So sind beispielsweise von EDWARDS & OWENS (1962)  $6,3\text{gC/m}^2$  Tag gemessen worden. Für den Stoff- und Energiefluss im Gewässer ist von Bedeutung, dass diese Produktion nicht direkt konsumiert werden kann, und erst nach dem Zerfall zu Detritus den Konsumenten zugänglich wird. Hier verläuft der Energiefluss also zunächst über die Destruenten; beim Phytoplankton und dem Aufwuchs ist das nicht der Fall.

### 2.3. Konsumation

Weidegänger konsumierten in Bächen etwa 1% der Produktion an Aufwuchsalgen (COFFMAN, 1971; SCHWOERBEL, 1972; SCHWENK & SCHWOERBEL, 1973). Wieviel der Nettoproduktion im einzelnen konsumiert wird hängt ab von 1) der Greifbarkeit der Nahrung, 2) der Technik der Nahrungsaufnahme und 3) der Assimilierbarkeit der Nahrung, d.h. der Enzymausstattung des Verdauungsapparates. Über die Ausnutzung der aufgenommenen Nahrung, deren Inkorporation und Veratmung wissen wir erst wenig. So hat TRAMA (1957) den Energiehaushalt der Larve der Eintagsfliege *Stenonema pulchellum* mit  $^{32}\text{P}$ -markierten Algen studiert und ähnliche Untersuchungen haben BURKY (1971) an *Ferissa rivularis*, McDIFFETT (1970) an der Larve von *Pteronarcys scotti* (Plecopt.), PRUS (1971) an *Asellus aquaticus* aus Fließgewässern sowie SCHWENK & SCHWOERBEL (1973) an *Ancyclus fluviatilis* durchgeführt.

Während Weidegänger etwa 1% der Produktion an Algen konsumieren, nehmen Filtrierer, das sind hauptsächlich Simulienlarven, weniger als 1‰ der Detritusfracht in Gebirgsbächen auf, bezogen auf die gesamte Wassermasse über einer benthischen Flächeneinheit. Die Detritusfracht ist jedoch auch in stark verwirbelten Bächen quantitativ geschichtet, wie H. WETZLAR (1973) gemessen hat: in der Boden-Wasser-Kontaktzone, also dort, wo in Bächen die ja festsitzenden Filtrierer Nahrung aufnehmen, ist die driftende Detrituskonzentration etwa 500 mal höher als in mittlerer Tiefe und 2000 mal höher als direkt unter der Oberfläche. Für die Herkunft dieses Detritus sind drei Quellen wichtig: 1) die submersen Wasserpflanzen, 2) allochthone Detrituseinschwemmungen und 3) Fallaub, das im Gewässer zu Detritus zerfällt. Die Destruenten des Fallaubs sind überwiegend Pilze, die aus dem Wasser gelöste Nährstoffe assimilieren und den Konsumenten des Fallaub-Detritus verfügbar machen (KAUSHIK & HYNES, 1971).

In grossen Fließgewässern wird die Detritusfracht überwiegend von planktischen Primärkonsumenten und – via Sedimentation – von der Bodenfauna verwertet, doch wissen wir darüber nichts Genaues.

### 2.4. Dekomposition (Destruktion)

Die Zusammensetzung und Aktivität der Destruenten in Fließgewässern ist, mit

Ausnahme einiger spezieller Gebiete, wie den Ästuaren, noch weitgehend unbekannt. In nicht belasteten Fließgewässern sind die Bakterien offenbar an die Oberfläche fester Substrate gebunden. So sind in Gebirgsbächen die Absolutwerte der Heterotrophenkeimzahlen mit durchschnittlich 4,4 Tausend gering; bei hoher Nährstoffkonzentration nimmt die Anzahl im Freiwasserbereich sprunghaft zu. Die fallaubzersetzen Pilze sind schon erwähnt worden.

Selbstverständlich sind die Destruenten mehr als nur Akteure des mikrobiellen Abbaues. Jeder Detritusfresser konsumiert mit dem Detritus eine mehr oder weniger grosse Menge an Bakterien und Pilzen. Aus dem marinen Bereich ist bekannt, dass Detritusfresser nur den Mikroorganismenaufwuchs bei der Darmpassage der Partikel verwerten, die Detritusteilchen aber unverändert wieder abgeben (FENCHEL, 1972). Wieweit dies auch in Fließgewässern der Fall ist, wissen wir nicht. Sicher aber werden auch in nicht belasteten Fließgewässern Bakterien und Pilze konsumiert und mit ihnen indirekt auch ein Teil der gelösten organischen Fracht. Die Mikroorganismen in Fließgewässern sind ebenso wie im See und im Ozean als Zubringer gelöster organischer Stoffe in die Konsumentengruppe ein wichtiges Glied im Stoffhaushalt. Das wird in organisch belasteten Fließgewässern von besonderer Bedeutung.

### 3. Belastete Fließgewässer

*3.1. Belastung durch kommunale und nichttoxische organische Industrieabwässer*  
Welche Auswirkungen haben die sog. Belastungen auf das Ökosystem des Fließgewässers? Die nichttoxischen organischen Abwässer unterliegen in Fließgewässern einem mehr oder weniger raschen Abbau, den wir global Selbstreinigung nennen. Energetisch gesehen wird bei dem Prozess der Selbstreinigung die in den organischen Stoffen des Abwassers gebundene Energie durch Organismen freigesetzt, die diese Stoffe direkt oder indirekt aufnehmen und veratmen. Nach wenigen Stunden Fließzeit kann diese Freisetzung der Energie vollzogen sein; die Endprodukte sind mineralisierte energiearme Verbindungen, die über die Produzenten in den Stoffkreislauf einbezogen werden. An der Selbstreinigung wirken demnach alle Organismen mit; aber was sind "Indikatororganismen" und was zeigen sie an?

In den letzten Jahren sind zahlreiche experimentelle Analysen über die Indikatoreigenschaften von Bakterien und Pilzen, Algen und Makrophyten, Ciliaten und Makrobenthos durchgeführt worden: mit Ausnahme der Bakterien und Pilze alle ohne Erfolg, wenn man mit "Erfolg" den Nachweis einer spezifischen Indikatoreigenschaft und nicht ein komplexes Reaktionsgeschehen meint. Mit Ausnahme der Bakterien und Pilze, also den substratspezifischen Destruenten und vielleicht der Ciliaten sind alle anderen "Indikatororganismen", welche die Gesamtsituation, die sich zusammensetzt aus Menge und Qualität der Nährstoffe, den spezifischen chemischen Bedingungen und dem Sauerstoffangebot, entweder tolerieren oder nicht mehr bzw. noch nicht tolerieren und davon scheint das Vorhandensein oder Fehlen dieser "Indikatororganismen" abzuhängen. Auch die experimentellen Untersuchungen an Algen, wie sie neuerdings besonders von FJERDINGSTAD (1964), BACKHAUS (1968) und FRIEDRICH (1973) durchgeführt worden sind, haben einen geringen Indikatorwert für diese Gruppe ergeben. Das gilt gleichermassen auch für "Indikatorbiozöosen". Zur Charakterisierung eines Belastungszustandes reicht die biologi-

sche Indikation nicht aus und muss durch eine integrierte chemische, bakteriologische und biologische Beweisaufnahme ersetzt werden.

Die Biomassen der Destruenten und eigener anderer Gruppen (Ciliaten, Nematoden, Tubificiden, Chironomidenlarven) sind der Konzentration an organischen gelösten und festen Nährstoffen entsprechend hoch. REICHARDT & SIMON (1972) konnten in einem mit Brauereiabwässern belasteten Gebirgsbach zeigen, dass für die aeroben heterotrophen Bakterien die biochemischen Aktivitätsmuster nicht immer eine enge Koppelung an die aktive Biomasse zeigen, z.B. nicht für die alkalischen Phosphatasen und Maltasen. Während im Verlaufe der Selbstreinigung die Biomassen der Bakterien entsprechend dem Konzentrationsgefälle der Nährstoffe exponentiell abnehmen, zeigen die Aktivitäten grössere Schwankungen und Unregelmässigkeiten. Eine besondere Bedeutung kommt dabei dem hyporheischen Interstitial zu: hier reichern sich durch Einschwemmungen Bakterien und organische Partikel an; die Interstitialräume sind nährstoffreiche Areale intensiver Destruktion. Offenbar können zugleich aber auch zellfreie enzymatische Aktivitäten hier gespeichert werden. Eine strenge Koppelung der Aktivitäten der Selbstreinigung an die aktive Bakterienbiomasse besteht jedenfalls nicht (REICHARDT & SIMON, 1972).

Die Stoffwechselbilanz in organisch belasteten Fließgewässern ist immer heterotroph, weil die photoautotrophen Aktivitäten mehr oder weniger von heterotrophen überlagert sind wie der Bewuchs auf künstlichen Substraten (Abb. 1) sowie die Tagesgangkurven des Sauerstoffs im Gewässer zeigen (Abb. 2). Eine auf rein heterotropher Basis aufbauende makrozoische Biozönose ist in Abb. 3 dargestellt (vgl. SCHWOERBEL, 1972). Alle Akteure wirken an der Freisetzung der organisch gebundenen Energie mit.

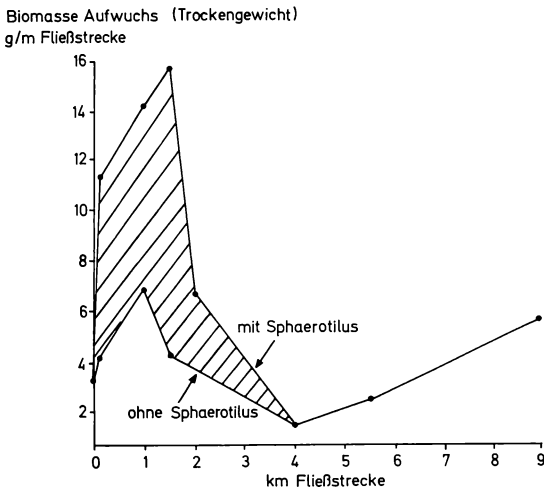


Abb. 1: Biomasse von photoautotrophen (Algen) und heterotrophen (Bakterium *Sphaerotilus*) Mikroorganismen im Verlauf eines Baches. Zuleitung organischer Stoffe dicht unterhalb km 0. Schraffiert *Sphaerotilus*-Biomasse (nach T. GRADL).

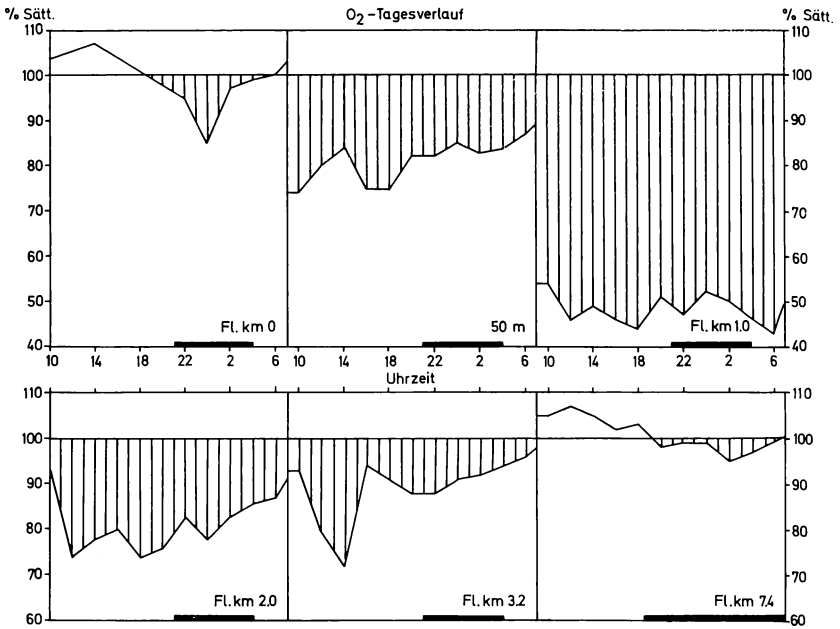


Abb. 2: Tagesgang des Sauerstoffs im Bach in O<sub>2</sub>-Sättigung. Links oben oberhalb der Zuleitung organischer Nährstoffe. Untersättigung (schraffiert) durch heterotrophe (Respirations-)Prozesse, Übersättigung durch photoautotrophe Bioaktivität. Rechts unten Untersuchung zu einer anderen Jahreszeit. Dunkelzeiten durch schwarze Balken markiert (nach U. FRANKE).

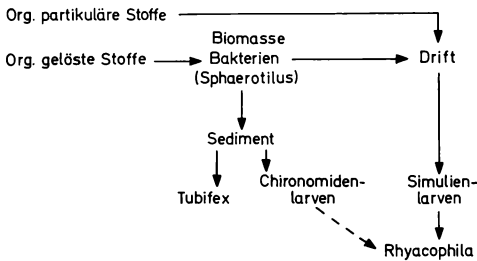


Abb. 3: Schema einer rein heterotrophen Produktionskette von den gelösten und partikulären organischen Stoffen bis zu karnivoren Sekundärproduzenten.

Eine interessante Frage ist, ob der Energiefluss in dieser Biozönose grösser oder gleichgross ist wie in einer Biozönose, deren Basis photoautotroph ist. Der strukturelle Unterschied ist, dass in jener Biozönose wenige Arten viel Biomasse hervorbringen, in dieser vielleicht ebensoviel Biomasse von vielen Arten aufgebaut wird. Meiner Ansicht nach ist der Energiefluss in beiden Biozönosen gleich hoch, aber im einem Fall (heterotrophe Basis) wird der Energiefluss durch wenige grosse Kanäle,

im anderen (photoautotrophe Basis) durch viele enge geschleust. Die Energie wird in der artenreichen Biozönose des nicht belasteten Gewässers viel stärker disproportioniert; das gilt sowohl für die gebundene Energie (Stofftransport) wie für die abfließende Energie (Metabolismus). Jedenfalls wird im Verlaufe der Selbstreinigung die organisch gebundene Energie freigesetzt und die Basis der makrozoischen Biozönosen im Fließgewässer wird in zunehmendem Ausmass photoautotroph. Die Gesamtbilanz zwischen Heterotrophie und Autotrophie wird dabei wieder ausgeglichen, wie Abb. 2 zeigt.

Keinesfalls also, und das zeigen alle neueren Untersuchungen, genügt zur Kennzeichnung einer organischen Belastung der chemische Zustand und die Ermittlung pathogener Keime im Gewässer. Für den Stoff- und Energiefluss ist damit nichts ausgesagt. Die allein ausschlaggebende stoffwechselfeldynamische Situation ergibt sich aus der Nährstofffracht, der Menge und Aktivität der mikrobiellen Destruenten, dem Verhältnis von heterotropher: autotropher Aktivität und der Zusammensetzung der Biozönosen. Welchen Platz in diesem Gefüge die "Indikatororganismen" und "Indikatorbiozönosen" haben, muss diskutiert werden.

### 3.2. Andere Belastungsqualitäten

Industrielle anorganische und organische Abwässer werden überwiegend in grössere Fließgewässer abgeleitet. Sie enthalten Gifte und Schadstoffe, die das mikrobielle Selbstreinigungspotential schädigen sowie die Photosynthese des Phytoplanktons hemmen und damit die für die Selbstreinigung so notwendige biogene Sauerstoffproduktion vermindern. Subtoxische Schadstoffe wie Schwermetalle werden in pelagischen und benthischen Nahrungsketten angereichert.

Gleiches gilt für Pestizide und Herbizide: sie hemmen die Photosynthese (GEIKE, 1972; RENSEN, 1971; BATTERTON *et al.*, 1971; GILLBERG, 1971; VENKATRAMAN, 1972) und können in Nahrungsketten akkumuliert werden.

Von Radionukliden gelangen  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{89}\text{Cr}$ ,  $^{90}\text{Cr}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$  und  $^3\text{H}$  in die Gewässer und man findet in den niedrigsten Gliedern der Trophiekette die höchsten Konzentrationsfaktoren.  $^{60}\text{Co}$  ist in Algen 2500–2600, in Invertebraten 300, in Fischen 25 mal konzentriert;  $^{137}\text{Cs}$  ist in Algen bis 25000, in Detritusfresern bis 11000, in Herbivoren bis 600, in Karnivoren bis 800 und in Fischen bis 1200mal konzentriert.

Die Wärmebelastung der Fließgewässer ist ein sehr komplexes Ereignis: die Auswirkungen hängen von den Abflussverhältnissen, den normalen Temperaturverhältnissen, der Wassermasse und anderen Faktoren ab. Konventionelle Kraftwerke leiten 30–40 Mcal/sec, Kernkraftwerke je nach Kühltechnik 41–54 Mcal ab. Durch die Wärmemenge von 1 Mcal wird 1 m<sup>3</sup> Wasser um 1° erwärmt. Eine Energieproduktion von 1000 MWatt liefert pro Sekunde 50 m<sup>3</sup> Wasser von 30° C. Die wichtigsten biologischen Folgen der Erwärmung sind:

1. Veränderung des Sauerstoffhaushaltes durch a) Erniedrigung des Sättigungswertes und dadurch physikalische O<sub>2</sub>-Verluste; b) im biologischen Bereich: Steigerung des O<sub>2</sub>-Bedarfs durch erhöhten Stoffwechsel. Der mikrobielle O<sub>2</sub>-Bedarf für den Abbau der organischen Stoffe erfordert zusätzlich 16%/Grad Tag; bei einer Temperaturerhöhung von 10° C kann demnach mit einer Erhöhung des BSB<sub>1</sub> um 160% gerechnet werden (KNÖPP, 1958). Die Aufwärmung bewirkt demnach eine Einschränkung der Belastbarkeit des Vorfluters. Im Hinblick auf thermische Adaptationen müssen weitere Untersuchungen folgen. c) Durch die Erwärmung werden die hete-

rotrophen Prozesse stärker gefördert; dadurch tritt eine stärkere O<sub>2</sub>-Belastung und eine Verminderung der biologischen O<sub>2</sub>-Produktion ein.

2. Im Phytoplankton und wahrscheinlich im Periphyton tritt eine Verschiebung der Populationszusammensetzung von einer Kieselalgenpopulation zu einer Grünalgen/Blaualgenpopulation ein, da Kieselalgen ein Wachstumsoptimum < 25° C, Grün- und Blaualgen > 25° C haben.

3. Durch höhere Produktion im bewegten Pelagial stärkere Sedimentbildung und dadurch höhere O<sub>2</sub>-Belastung im Benthos und Hyporheal und Rückwirkungen auf die Fauna.

4. Vermehrung pathogener (thermophiler) Keime.

5. Auftreten wärmeliebender Tiere: Süßwasserschwämme, Schnecken, Muscheln, einige Oligochaeten u. andere Organismen werden die Fließgewässer stärker besiedeln.

6. Umstellung der Fischbesiedlung von Salmoniden auf Cypriniden.

#### 4. Ausblick

Überall sehen wir die tiefgreifenden Veränderungen im Stoffhaushalt der aquatischen Ökosysteme, die durch Belastungen aller Art verursacht werden. Der Mechanismus dieser Veränderungen, die kausalen Zusammenhänge zwischen Ursache und Wirkung sind uns grösstenteils noch unbekannt und erfordern umfangreiche und präzise experimentelle Arbeit. Diese Notwendigkeit langwieriger Grundlagenforschung einerseits und andererseits die raschen ad hoc Entscheidungen, die angesichts der sich rasant verschlechternden Umweltsituation gefordert werden, bringen den Ökologen in eine wirklich beklemmende Situation. Wie der Einzelne in diesem Dilemma auch entscheidet: Die Ökologie darf sich nicht von vordergründigen Sachzwängen abhängig machen, wenn sie sich als Wissenschaft behaupten will.

#### LITERATUR

- BACKHAUS, D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. I. Voruntersuchungen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 30: 364–399.
- BATTERTON, J.C., BOUSCH, G.M. & MATSUMURA, F. (1971): Growth response of blue-green algae to aldrin, dieldrin, endrin and their metabolites. *Bull. environm. toxicol.* 6: 589–594.
- BURKY, A.J. (1971): Biomass turnover, respiration, and interpopulation variation in the stream limpet *Ferissa rivularis* (SAY). *Ecol. Monogr.* 41: 235–251.
- COFFMAN, W.P., CUMMINS, K.W. & WUYCHECK, J.C. (1971): Energy flow in a woodland stream ecosystem: I. Tissue support trophic structure of the autumnal community. *Arch. Hydrobiol.* 68: 232–276.
- EDWARDS, R.W. & OWENS, M. (1962): The effects of plants on river conditions. IV. *J. Ecol.* 50: 207–220.
- FENCHEL, T. (1972): Aspects of decomposer food chains in marine benthos. *Verh. dt. zool. Ges.* 65: 14–23.
- FJERDINGSTAD, E. (1964): Pollution of streams estimated by benthonic phytomicroorganisms and ecological factors. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 49: 63–131.
- FRIEDRICH, G. (1973): Ökologische Untersuchungen an einem thermisch anomalen Fließgewässer (Erft/Nierrhein). *Schriftenreihe Landesanst. Gewässerkr. Gewässerschutz NRW* 33: 1–125.
- GEIKE, F. (1972): Wirkung von 2,4,5-Trichlorphenoxyessigsäure auf den Chlorophyllgehalt von *Chlorella pyrenoidosa*. *Z. Pflanzenkr.* 12: 677–685.



- GILLBERG, B.O. (1971): On the effects of some pesticides on Rhizobium and isolation of pesticide-resistant mutants. *Arch.Microbiol.* 75: 203–208.
- KAUSHIK, N.K. & HYNES, H.B.N. (1971): The fate of the dead leaves that fall into streams. *Arch.Hydrobiol.* 68: 465–515.
- KNÖPP, H. (1958): Experimentelle Untersuchungen über die Schädigung von Selbstreinigungsvorgängen durch Abwassergifte. *Dt.Gew.Mitt.* 2: 79–83.
- KOWALCZEWSKI, A. & LACK, T.J. (1971): Primary production and respiration of the phytoplankton of the river Thames and Kennet at Reading. *Freshwat.Biol.* 1: 197–212.
- McDIFFET, W.F. (1970): The transformation of energy by a stream detritivore, *Pteronarcys scotti* (Plecoptera). *Ecology* 51: 975–988.
- PRUS, T. (1971): The assimilation efficiency of *Asellus aquaticus* (Crustacea, Isopoda). *Freshwat.Biol.* 1: 287–305.
- REICHARDT, W. & SIMON, M. (1972): Die Mettma – ein Gebirgsbach als Brauereivorfluter. Mikrobiologische Untersuchungen entlang eines Abwasser-Substratgradienten. *Arch.Hydrobiol.Suppl.* 42: 125–138.
- RENSEN, J.S. VAN. (1971): Action of some herbicides in photosynthesis of *Scenedesmus*, as studied by their effects on oxygen evolution and cyclic photophosphorylation. *Meded.Landb.Hogesch.Wageningen* 71: 1–80.
- SCHWENK, W. & SCHWOERBEL, J. (1973): Untersuchungen zur Ernährungsbiologie und Lebensweise der Flussmützenschnecke *Ancylus fluviatilis* (O.F. Müller 1774; Gastropoda Basommatophora). *Arch.Hydrobiol.Suppl.* 42: 190–231.
- SCHWOERBEL, J. (1967): Die stromnahe phreatische Fauna der Donau (hyporheische Fauna). *Limnologie der Donau*, ed. R. LIEPOLT, Lief. 3: 284–294.
- SCHWOERBEL, J. (1972): Produktionsbiologische Aspekte in Fließgewässern. *Verb.dt.zool.Ges.* 65: 57–64.
- SCHWOERBEL, J. (1973): Wechselbeziehungen zwischen Grund- und Oberflächengewässern. Hauptreferat 17. Jahrestagung Int.Arbeitsgem.Donauforschung Pressburg 1973.
- SINGH, R.N. (1973): Effect of pesticides on blue-green algae. *Arch.Mikrobiol.* 89: 317–320.
- TRAMA, F.B. (1957): The transformation of energy by an aquatic herbivore *Stenonema pulchellum* (Ephemeroptera). Ph.D.Diss.Univ.Mich.: 1–80.
- VENKATRAMAN, G.S. & RAJYALKSHMI, B. (1972): Relative tolerance of nitrogen-fixing blue-green algae to pesticides. *Indian J.Agr.Sci.* 42: 119–121.
- WETZLAR, H. (1973): Untersuchungen an zwei Schwarzwaldbächen über Biomassen des Detritus, der allochthonen Landtiere und der autochthonen Benthosorganismen in der Oberflächen- und submersen Drift sowie im Sediment. Diplomarbeit Univ.Freiburg: 1–72.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. J. SCHWOERBEL, Limnologisches Institut der Universität Freiburg.  
775 Konstanz-Egg. Mainaustr. 212.

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie](#)

Jahr/Year: 1974

Band/Volume: [3\\_1974](#)

Autor(en)/Author(s): Schwoerbel Jürgen

Artikel/Article: [Belastung-, Stoff- und Energiefluss in Fließgewässern 107-115](#)