

Verh.Dtsch.Zool.Ges. 1980, 38–47, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1980

Stoffhaushalt und Organismenbesiedlung in belasteten Gewässern

Chemical characteristics and benthic fauna of polluted waters

H. BICK

Institut für Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde der Universität, Melbweg 42,
D-5300 Bonn 1

PRIVATE LIBRARY
OF WILLIAM L. PETERS

Abstract

Environmental impacts on aquatic ecosystems caused by human activities, e. g. alterations of the aquatic habitat by any engineering work, thermal pollution, and pollution by sewage or industrial wastes, as well as the basic terms burden on the environment, ecological balance, and capacity are discussed.

Chemical characteristics and composition of the benthic fauna of unpolluted and polluted brooklets respectively located in urban areas are described. The environmental factors controlling each community are discussed. Representative portions of the particular foodwebs are figured. Special reference is given to ciliated protozoa. Finally some aspects of the results of human impacts on the fauna of the Rhine are presented in short.

Unter Belastungen sollen Einwirkungen des Menschen auf Ökosysteme verstanden werden. Dazu gehören erstens bauliche Eingriffe wie Begradigungen und Ausbau von Bächen oder Befestigung der Ufer, Vertiefung der Schiffahrtsrinne, Kanalisierung, Anlage von Staustufen bei Flüssen. Grundwasserabsenkungen können erhebliche Auswirkungen auf Quellen und kleine Fließgewässer haben. Derartige Eingriffe finden sich in großer Zahl im Bereich von Siedlungen und Industriegebieten, aber auch in intensiv land- oder forstwirtschaftlich genutzten und sogar in naturnahen Räumen. Die Eingriffe haben oft zu vollständiger Umstrukturierung eines Gewässerökosystems geführt, mindestens aber zu starken Veränderungen; ökologische Belange wurden in der Vergangenheit häufig gar nicht berücksichtigt und auch gegenwärtig werden aus Sicht des Ökologen noch Fehler gemacht.

Eine zweite Belastungskategorie für Gewässer stellt die Abwärmzufuhr durch Einleiten von aufgeheiztem Kühlwasser dar, woraus direkte und indirekte Einwirkungen auf Stoffhaushalt und Organismenbesiedlung resultieren können. Abwärmeprobleme treten gegenwärtig insofern auf, als in einzelnen Gewässerbereichen deutliche Überschreitungen der vorgegebenen oberen Belastungsgrenze zu beobachten sind. Insgesamt gesehen, tritt aber die Abwärmebelastung zur Zeit gegenüber anderen Störgrößen an Bedeutung deutlich zurück. In abwasserbelasteten Gewässern ist wegen der Beanspruchung des Sauerstoffhaushaltes eine übermäßige Abwärmzufuhr im Sommer störender als im Winter, wo eine gewisse Aufheizung zu verbesserter Abbauleistung im Gewässer führen kann. Allerdings treten dabei auch ökologische Nachteile durch Schädigung von einzelnen Organismenarten auf.

Eine dritte, sehr wesentliche und oft in den Auswirkungen dominierende Belastung stellt der anthropogene Stoffeintrag im Gewässer dar, auf dessen Folgen hier ausführlich eingegangen wird. Es sei besonders betont, daß die drei genannten Belastungstypen häufig in Kombination auftreten und sich gegenseitig wirkungsmäßig verstärken.

Der Mensch nutzt Gewässer seit langem zur Beseitigung von Abfällen und Abwasser. Bei dieser Nutzung als Vorfluter wurde in vielen Fällen keine Rücksicht auf konkurrierende Nutzungen wie Trinkwassergewinnung und Fischerei genommen, so daß zahlreiche Konflikte entstanden. Typische Beispiele sind die Kontamination von Trinkwasser durch abwasserbürtige pathogene Keime oder Infektionsstadien von Parasiten, die auch heute noch in vielen Ländern eine Rolle spielt, und das Auftreten von Fischsterben nach Abwasserbelastung, das wir auch in der Bundesrepublik Deutschland noch erleben. Soweit es sich bei den in ein Gewässer eingebrachten Abwässern um abbaubare, d. h. von Organismen angreifbare Stoffe handelt, können sie in einem gewissen Umfang ohne sichtbare Schäden verarbeitet werden. Die natürliche Selbstreinigungskraft der Gewässer, d. h. die vereinigte Abbauleistung von Mikroorganismen und nekrophagen Tieren verarbeitet das allochthone organische Material anthropogener Herkunft im Prinzip auf die gleiche Weise wie natürlichen Bestandsabfall aus dem Gewässer selbst oder aus der natürlichen Umwelt. Vereinfacht dargestellt: Das organische Material wird unter Inanspruchnahme des O_2 -Haushaltes mineralisiert zu CO_2 , PO_4^{3-} , NH_4^+ und anderen anorganischen Komponenten. Das Ammonium wird anschließend bei aeroben Bedingungen bakteriell zu Nitrit und Nitrat oxidiert. Damit ist der Zerlegungsprozeß, die Selbstreinigung im engeren Sinne, beendet. Die Mineralisationsendprodukte stehen zur pflanzlichen Primärproduktion erneut zur Verfügung. Diese verbesserte Nährsalzversorgung der Pflanzen stellt in stehenden Gewässern eine zwar im Einzelfall manchmal geringfügige, immer aber eine längerfristig wirkende, oft sehr starke Veränderung dar. Dieser Eutrophierungsprozeß bringt neben erhöhter Pflanzenproduktion und verstärkter tierischer Folgeproduktion eine wesentliche Vermehrung des autochthonen Bestandsabfalls, Veränderungen im O_2 -Haushalt und weitere Auswirkungen mit sich. Im Bach oder im Fluß transportiert die fließende Welle die Mineralisationsendprodukte im Regelfall aus dem ursprünglich belasteten Raum weg; die Folgewirkungen verlagern sich entsprechend in flußabwärts gelegene Strecken, in Seen oder Talsperren und ins Meer. Ökologische Schäden können sich also unter Umständen an weit von der eigentlichen Belastungsstelle entfernten Ökosystemen zeigen.

Alle in der Umwelt vorkommende Stoffe, die das Potential haben, auf den Menschen, auf andere Lebewesen oder auf Ökosysteme schädlich zu wirken, werden in Anlehnung an das Umweltgutachten 1978 (*Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1978*) als Umweltschadstoffe oder kurz als Schadstoffe bezeichnet. Die Belastung eines Ökosystems durch Schadstoffe kann dabei in der Einwirkung von nicht zur Normausstattung eines Ökosystems gehörenden Faktoren beruhen (z. B. PCB, DDT) oder aber auf das Überhandnehmen eines auch unter natürlichen Bedingungen vorkommenden Faktors (Ammonium, Phosphat) oder Faktorenkomplexes beruhen.

Schematisch ist die Wirkung unterschiedlicher Belastungstypen und -intensitäten auf den Organismenbestand eines aquatischen Ökosystems in Abb. 1, A–D dargestellt. Geht man von der Annahme einer einmaligen, geringen Belastung mit abbaubaren Stoffen aus, so wird (Abb. 1A) z. B. in einem Bach unmittelbar nach der Einleitung eine Verminderung der Artenmannigfaltigkeit zu beobachten sein; es tritt also ein Artenfehlbetrag (KOTHÉ 1962) auf. Dank der geringen Störung erholt sich das System rasch wieder; die ursprüngliche ökologische Kapazität bleibt erhalten. Situationen wie diese finden sich häufig an Bachsystemen in naturnaher Landschaft mit geringer menschlicher Besiedlung. In Abb. 1B liegt einmaliger Eintrag eines Schadstoffes vor, der zunächst zu Schäden durch akute Toxizität führt, dann aber nach Verdünnung und Abbau eine Wiederbesiedlung zuläßt, so daß der alte Organismenbestand wiederhergestellt wird und sich die ökologische Kapazität des Systems nicht verändert. Ereignisse dieser Art sind an Fließgewässern bei typischen Störfällen im Bereich industrieller Einleitungen sowie bei fahrlässiger oder vorsätzlicher Schadstoffeinleitung in vielen Bereichen zu beobachten, manchmal selbst in siedlungsfernen naturnahen Bereichen. So wurde an einem Nebenbach der Ahr (Eifel) eine Schafferde mit Insektiziden behandelt und durch in den Bach gelangendes Gift die reichhaltige Fauna eines größeren Abschnitts bis auf wenige Planarien getötet. Nach zwei Monaten war durch Eindriftung und aktive Zuwanderung aus nicht geschädigten Bereichen die Besiedlung wieder normal (GIESEN-HILDEBRAND, 1976).

Bei Dauerbelastung eines Gewässers mit Stoffeinträgen wird die ökologische Kapazität in den

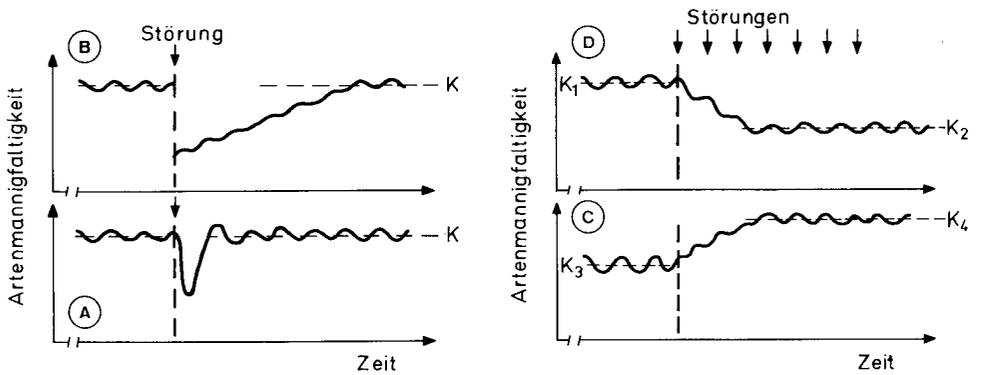


Abb. 1 A–D: Schematische Darstellung der Veränderung der Artenmannigfaltigkeit in einem Ökosystem bei verschiedenen Belastungen. K = ökologische Kapazität. – A: Einmalige geringe Belastung mit einem Schadstoff. Beispiel: Bach mit einmaliger Störung durch geringen Eintrag von häuslichem Abwasser. Nach Ablauf der biologischen Selbstreinigung stellt sich die frühere Besiedlung wieder ein. Die ökologische Kapazität bleibt erhalten. – B: Einmalige starke Belastung mit einem Schadstoff. Beispiel: Insektizidbelastung eines Baches. Nach Abklingen der akuten Toxizität infolge Verdünnung und Abbau setzt Wiederbesiedlung ein. Die ökologische Kapazität bleibt erhalten, das ursprüngliche Besiedlungsmuster stellt sich wieder ein. – C: Langdauernde Belastung mit Pflanzennährsalzen in einem oligotrophen See. Die ökologische Kapazität K_3 erhöht sich zu K_4 ; die Artenmannigfaltigkeit nimmt mit der Eutrophierung zu. – D: Langdauernde Belastung mit Schadstoffen. Beispiel: Ständige Abwasserbelastung eines Fließgewässers. Die ursprüngliche Kapazität K_1 vermindert sich zu K_2 . Deutlicher Artenfehlbetrag.

meisten Fällen stark verändert und entsprechend wandelt sich die Besiedlung gegenüber der unbelasteten Ausgangssituation. Abb. 1 C stellt schematisch die Eutrophierung eines oligotrophen Sees dar; Zunahme des Gehaltes an Phosphaten und anderen Nährsalzen aufgrund des Stoffeintrags führt zu einer Veränderung der ökologischen Kapazität, sie steigt an, der Pflanzen- und Tierbestand nimmt zu. Das ursprüngliche ökologische Gleichgewicht ist zerstört worden; Regulationsprozesse haben zu einem neuen Gleichgewichtszustand geführt. Diese scheinbar positive Veränderung muß trotz erhöhter Artenmannigfaltigkeit, trotz möglicherweise erhöhter Fischfangerträge als ökologisch bedenklich eingestuft werden. Einmal ist aufgrund menschlicher Aktivitäten ein oligotrophes Ökosystem mit seinem typischen Artenbestand verschwunden, zum anderen muß davon ausgegangen werden, daß es trotz anfänglicher Erhöhung der Kapazität bei bleibender Belastung und damit verstärkter Eutrophierung in der Folge zu einem Zusammenbruch des Ökosystems durch Hypertrophierung kommen kann.

Abb. 1 D zeigt die Veränderungen der ökologischen Kapazität und der Artenmannigfaltigkeit in einem stark und anhaltend mit Abwasser belasteten Fließgewässer, dessen Selbstreinigungskraft überfordert ist. Hier hat sich nach Zerstörung des ursprünglichen ökologischen Gleichgewichtes ein neues biozönotisches Gefüge mit geringerer Artenmannigfaltigkeit eingestellt, das der neuen Kombination der Umweltfaktoren Rechnung trägt. Es liegt gegenüber der Ausgangssituation ein deutlicher Artenfehlbetrag vor, der durch die stark verminderte ökologische Kapazität bedingt ist.

Zieht man einen zusammenfassenden Schluß aus den vorhergehenden Betrachtungen, so ist festzuhalten, daß die Folgen eines anthropogenen Stoffeintrags von Typ und Größe eines Gewässers sowie von Beschaffenheit und Menge des zugeführten Materials abhängen. Am Beispiel von Stadtbächen des Bonner Raumes und des Bergischen Landes (WIEMERS, 1978; GRÄF, 1980) soll exemplarisch auf die Folgen der für menschliche Ballungsgebiete typischen Belastung mit häuslichem Abwasser eingegangen werden. Die unbelasteten Bäche dieser Region entsprechen dem Ökosystem Bergbach (ILLIES, 1961) in der Ausprägung des Wald-Mittelgebirgsbaches. Abb. 2 stellt von den Kompartimenten dieses Ökosystems eine Auswahl dar. Der Stoff- und Energiehaushalt des unbelasteten Baches gründet sich in erheblichem Umfang auf allochthonen Bestandsabfall in Form von Fallaub (CASPER, 1975), während die autochthone Primärproduk-

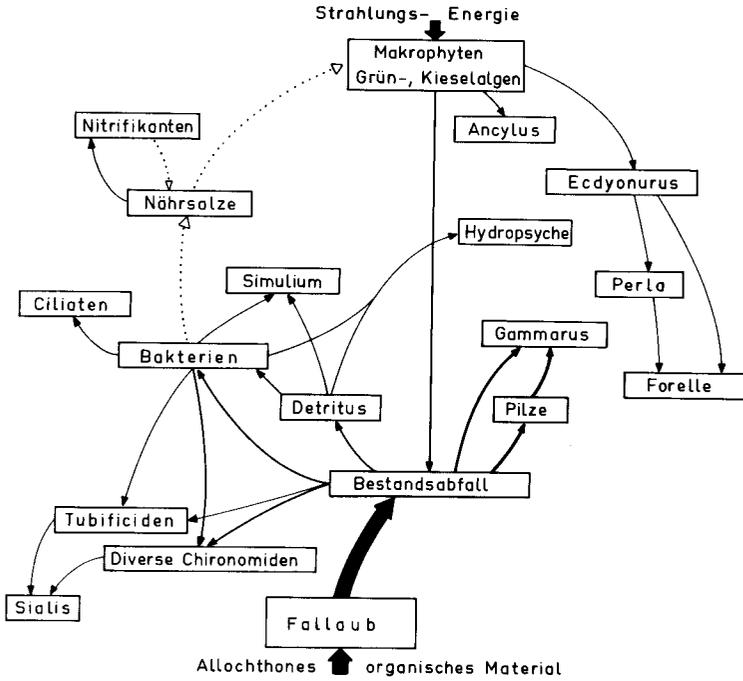


Abb. 2: Ausgewählte Kompartimente aus einem unbelasteten Bach-Ökosystem. Durchgezogene Pfeile geben Richtung und Größenordnung des Energieflusses an. Punktierte Pfeile: Pflanzennährsalze.

tion anteilmäßig gering ist. Entsprechend ist die vom Frischpflanzenmaterial ausgehende Nahrungskette (Phytophagennahrungskette) durchweg gering ausgebildet gegenüber der sich auf Bestandsabfall gründenden Nekrophagennahrungskette, die sich in zwei Äste gliedert: Ein Ast beginnt mit Bakterien und Pilzen (Destruenten), der andere mit nekrophagen Tieren (z. B. Gammariden). Die beiden Äste sind allerdings vielfach nicht scharf zu trennen. In Abb. 2 steht *Ecdyonurus* stellvertretend für die rheophilen Ephemeropteren, *Perla* repräsentiert die räuberischen Plecopteren-Arten (Setipalpier). Beide Formen sind auf hohen O₂-Gehalt angewiesen.

Der O₂-Gehalt in diesen unbelasteten Bächen ist hoch; der strömungsbedingte hohe O₂-Eintrag kompensiert leicht den Verbrauch beim Abbau des natürlichen Bestandsabfalles, da dessen Menge nicht sehr groß ist und das Fallaub im übrigen durchweg nur langsam abgebaut wird. Hauptnutznießer des Fallaubabbaus sind die Gammariden, sowie die verschiedenen Detritusverwerter. Nach der Individuenzahl liegen im Makrobenthos meist Dipterenlarven (Chironomiden) an der Spitze, gefolgt von Ephemeropterenlarven, Käfern und Käferlarven, Trichopterenlarven; diese Reihung variiert je nach speziellen Eigenschaften eines Baches. Nach der Biomasse überwiegen Gammariden oder Trichopterenlarven gegenüber Dipteren- und Ephemeropterenlarven. Der hohe Zahlenanteil der meist kleinen Dipterenlarven hat sich erst in den letzten Jahren herausgestellt; insbesondere aufgrund des Einsatzes spezieller Aufsammlungsmethoden (ILLIES, 1972; CASPERS, 1980 a mit Glashaushalt zur Emergenzerfassung; RÖSER, 1978 mit einer Methode der Benthosenerfassung mittels einer im Bach exponierten Stein- bzw. Kiespackung und späterer Kochsalzflotation der im Substrat siedelnden Tiere).

Die Belastung mit häuslichem Abwasser bedeutet starke Vermehrung der leicht abbaubaren Substanz im Ökosystem (Abb. 3). Starke bakterielle Abbauprozesse belasten den O₂-Haushalt und führen vor allem bei Niedrigwasser und hohen Temperaturen (geringere O₂-Löslichkeit) zu O₂-Mangel. Direkte Folge ist der Rückgang oder das völlige Verschwinden der poly-stenoxibionten Arten (z. B. rheobionte Larven der Ephemeropteren und Plecopteren). Gefördert werden solche Arten, die das hohe Angebot an abwasserbürtigem Detritus und an Bakterien unter

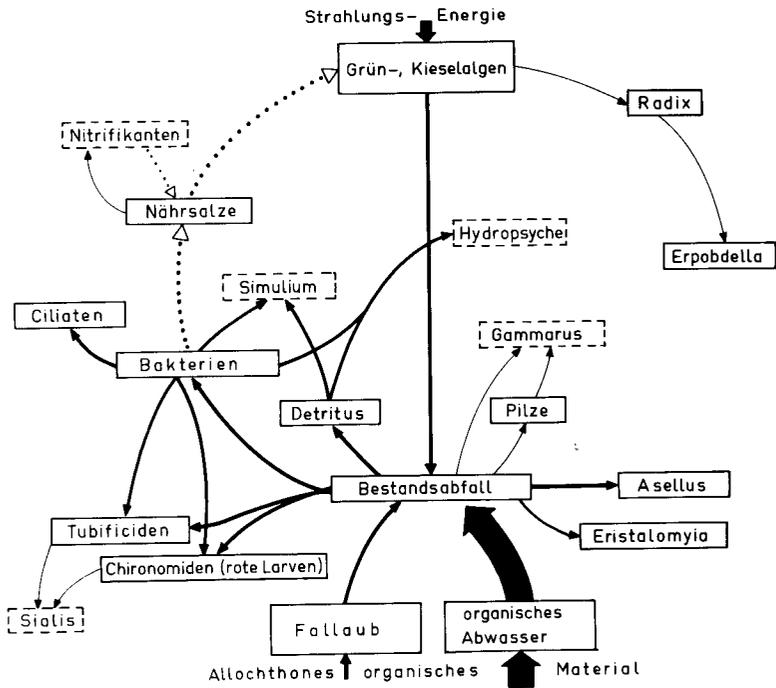


Abb. 3: Typische Kompartimente aus einem mit häuslichem Abwasser belasteten Bach-Ökosystem. Pfeile wie in Abb. 2. Gestrichelt eingerahmte Kompartimente fallen bei stärkerer Belastung mit O₂-Mangel aus.

der gegebenen schlechten O₂-Versorgung ausnutzen können. Zu dieser Organismengruppe rechnen einmal viele Ciliatenarten (Abb. 4 und 5), auf die in anderem Zusammenhang einzugehen ist, und zum anderen unter den Insektenlarven einige Simuliiden und Hydropsychiden.

Genügend Strömung vorausgesetzt, kommen Simuliiden speziell auch in abwasserbelasteten Ausbaustrecken von Fließgewässern zu Massenfaltung, da sie an den Steinpackungen der Bachsohle günstige Anheftungsmöglichkeiten finden. In Siedlungsgebieten resultieren daraus wegen des Blutsaugens der Imagines Belästigungen der Anwohner (z. B. Erft; Rur in Jülich). In stark belasteten Bächen kommt nur die euryöke Art *Odagnia ornata* zur Massenfaltung; sie zeigt eine Präferenz für die alphamesosaprobe Zone, während alle anderen Simuliidenarten weniger belastete Bereiche bevorzugen (WICHARD, 1976). Unter den Hydropsychiden treten in belasteten Bächen *Hydropsyche instabilis* und *H. sitalai* auf. Im stark belasteten Rhein bei Bonn fand CASPERS (1980b) *Hydropsyche contubernalis* (Syn. *H. ornata*) als einzige Trichopterenart; sie wies dort sehr große Bestände auf.

Massenfaltung von Bakterien (*Sphaerotilus* u. a.) auf allen festen Substraten, Ablagerung von Schlamm im Strömungsschatten von Steinen und im Bewuchs schaffen nahrungsreiche Besiedlungsräume für Tubificiden (*Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*) und Chironomidenlarven. Dabei ergibt sich bei den Chironomiden eine starke Artenverschiebung gegenüber dem unbelasteten Bach; gefördert wird durch die Belastung vor allem der sogen. rote Zuckmückenlarventyp aus der *Chironomus thummi*-Gruppe sowie verwandte Arten. Darüber hinaus tritt eine sehr große Zahl weiterer Chironomidenarten auf, die aus methodischen Gründen (schwierige Aufsammlung und Determination) noch unzureichend erfasst sind (für den Rhein bei Bonn vgl. CASPERS, 1980a). Bei sehr starker Belastung treten *Eristalomyia*-Larven («Rattenschwanzlarven») im Abwasserschlamme auf.

In der Gruppe der Bestandsabfallverzehrer bleiben Gammariden bei ausreichender O₂-Versorgung durch stärkere Strömung auch im belasteten Bereich erhalten, meist allerdings in ver-

ringerner Zahl. Am empfindlichsten gegenüber Sauerstoffschwund reagiert *Gammarus fossarum*; die Widerstandskraft steigt über *G. pulex* zu *G. roeseli* an (SCHOLZ und MEIJERING, 1975). Bei starker Belastung und schlechter O₂-Versorgung werden Wasserasseln zur dominierenden Crustaceengruppe. Weitere typische Besiedler des belasteten Baches sind *Radix peregra* f. *ovata* als Konsument von Bestandsabfall und Algen sowie der räuberisch lebende Egel *Erpobdella octoculata*.

Über die bisher genannten Formen hinaus treten in belasteten Stadtbächen einige euryöke Arten mehr oder weniger regelmäßig auf. Unter den Ephemeropterenlarven sind es *Baetis rhodani*, *B. vernus* (WIEMERS, 1977) und *Ecdyonurus lateralis*; bei den Plecoptera die Larven von *Nemoura cinerea* und – bei geringer Belastung – *Leuctra fusca*. Die am Grund belasteter Bäche auftretenden Beläge aus Bakterien und Schlammpartikeln sowie das verminderte O₂-Angebot schränken das Vorkommen der für unbelastete Bäche typischen Wasserkäferfamilie Elminthidae stark ein. Existenzmöglichkeiten finden unter den Dytiscidae vor allem *Oreodytes rivalis*, ferner *Agabus paludosus*, *A. guttatus* und *A. nitidus*. Die in Ufernähe in der Kontaktzone zwischen Wasser und Luft lebenden Arten *Hydraena bohemica* und *H. gracilis* sowie die Hydrophiliden *Anacaena globulus* und *A. limbata* sind vielfach individuenreich vertreten (KNIE, 1977; GRÄF, 1980).

Belastung eines Gewässers mit häuslichem Abwasser führt, wie gesagt, zu starker Vermehrung der Bakterien (vgl. Abb. 3) und schafft damit eine reiche Nahrungsgrundlage für bakterienfressende Ciliaten und alle Folgekonsumenten. Entsprechend treten auch im Aufwuchs belasteter Bäche Ciliaten in einer typischen Vergesellschaftung auf, die den jeweiligen Gütezustand des Gewässers bzw. den Selbstreinigungsgrad widerspiegelt. Zur Erfassung des Aufwuchses, speziell auch bei einer biologischen Überwachung der Gewässergüte, bedient man sich künstlicher Substrate (Glasplatten, Objektträger, Petrischalen), die im Gewässer exponiert und nach einer bestimmten Zeit entnommen und untersucht werden (SLÁDEČKOVÁ, 1962; WILBERT, 1969; HEUSS, 1976; zur Methode s. auch SCHWOERBEL, 1980). Bei Routineuntersuchungen wird meist eine Expositionszeit von zwei bis drei Wochen gewählt; für Sukzessionsstudien und andere wissenschaftliche Fragestellungen haben sich wesentlich längere Zeiten bewährt. Innerhalb der Ciliaten des Aufwuchses kann man nach festsitzenden Arten (Euperiphyton) und vagilen Elementen (Pseudoperiphyton) unterscheiden. Im Aufwuchs von Fließgewässern sind die festsitzenden Arten von besonderer Bedeutung (NUSCH, 1970; v. JUTRCZENKI, 1978); die freibeweglichen kommen hier durchweg in geringerer Zahl vor, finden sich aber stattdessen in größerer Zahl zwischen Schlammpartikeln und vor allem in *Sphaerotilus*-Zotten. Abb. 4 zeigt schematisch einen Ausschnitt aus dem Aufwuchs eines belasteten Baches mit typischen Euperiphytonarten; ferner sind deren nahrungskettenmäßige Verknüpfungen eingetragen und die Lage des jeweiligen Verbreitungsschwerpunktes innerhalb einer Selbstreinigungsstrecke, deren Verlauf durch abnehmende Bakterienzahl und Zunahme des O₂-Gehaltes gekennzeichnet ist. Eine entsprechende Darstellung für vagile Ciliatenarten und weitere festsitzende Formen ist in Abb. 5 wiedergegeben.

Mit häuslichem Abwasser belastete Bäche zeigen häufig starke Schwankungen ökologischer Faktoren im Tagesgang, die auf den menschlichen Tageslauf und die davon abhängigen Schwankungen im Abwasseranfall zurückzuführen sind. Besonders deutlich ist das in Siedlungen, deren Häuser nicht an eine zentrale Kanalisation und eine Kläranlage angeschlossen sind, sondern direkt oder über Kleinkläranlagen einen Bach als Vorfluter benutzen. Die genannten Schwankungen betreffen u. a. Keimzahl, Trübstoffführung, O₂-Gehalt, Phosphat- und Ammoniumgehalt. Abb. 6 zeigt als Beispiel die Tagesschwankung des Ammoniumgehaltes in einem Stadtbach.

Vergleicht man den Stoffhaushalt eines unbelasteten und eines mit häuslichem Abwasser belasteten Baches, so ist als wesentliche Veränderung die Erhöhung des O₂-Verbrauchs zu nennen; diese führt in Abhängigkeit von den hydrographischen Bedingungen und der herrschenden Temperatur zu mehr oder weniger starker Minderung des O₂-Gehaltes (Abb. 7). Gleichzeitige Abwärmzufuhr durch Einleitung von aufgeheiztem Kühlwasser kann die negative Wirkung einer Abwasserzufuhr auf den O₂-Haushalt deutlich verstärken. Typische Veränderungen erfährt auch der Stickstoffhaushalt eines belasteten Baches. Beim Abbau der organischen Sub-

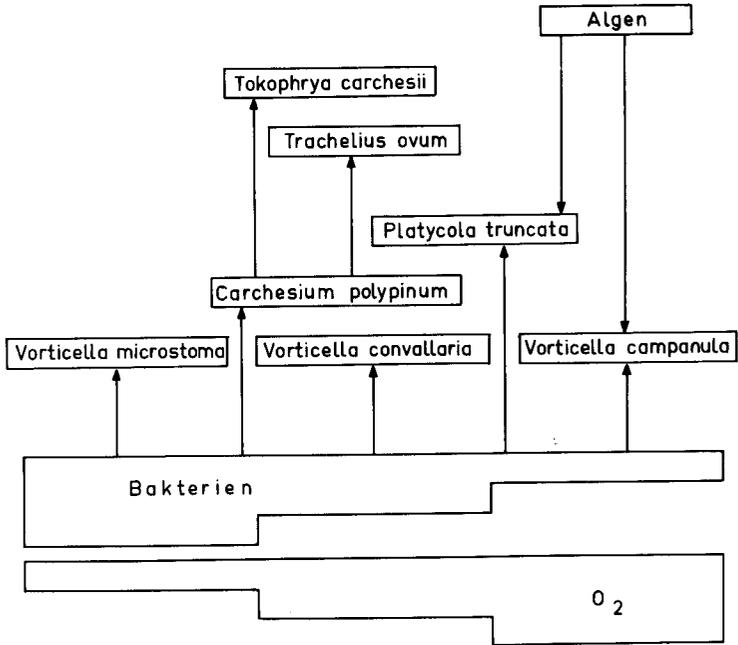


Abb. 4: Ausgewählte Peritricha und andere Ciliaten aus dem Aufwuchs eines abwasserbelasteten Baches und ihre Stellung in Nahrungsketten. Pfeile geben die Richtung des Energieflusses an. Die Position der Art-namen zu den relativen Werten von Bakterienzahl und O₂-Gehalt spiegelt das Vorkommen innerhalb der Selbstreinigungsstrecke wider, die von links (polysaprobe Zone) nach rechts (betamesosaprobe Zone) verläuft.

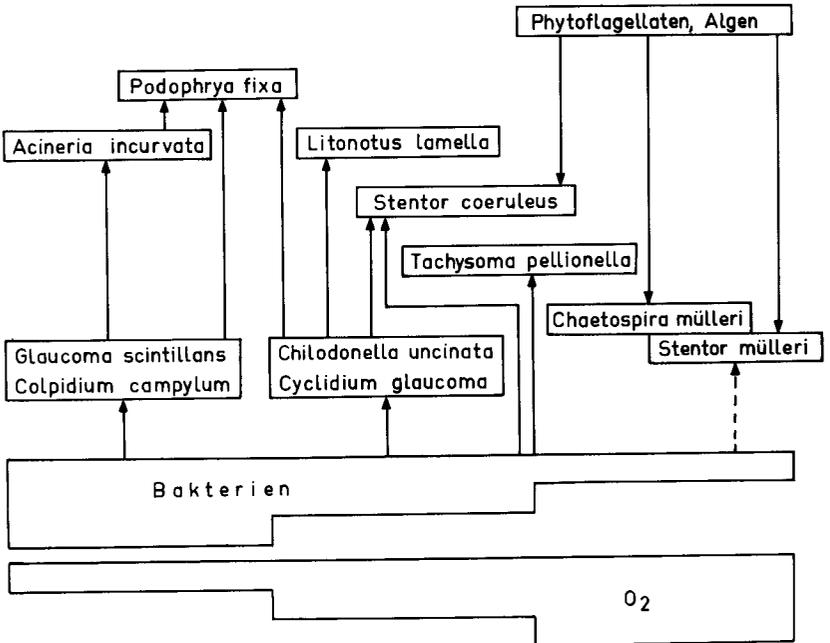


Abb. 5: Vagile und sessile Aufwuchsciliaten und ihre Stellung in Nahrungsketten. Zur Erläuterung siehe Abb. 4.

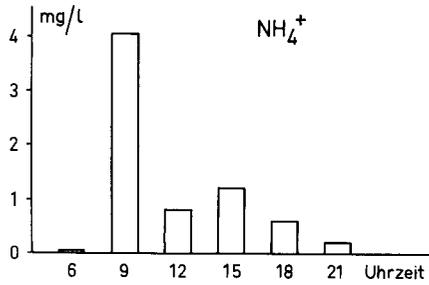


Abb. 6: Tagesgang des NH_4^+ in einem mit häuslichem Abwasser belasteten Bach (Daten nach v. JUTRCZENKI 1978).

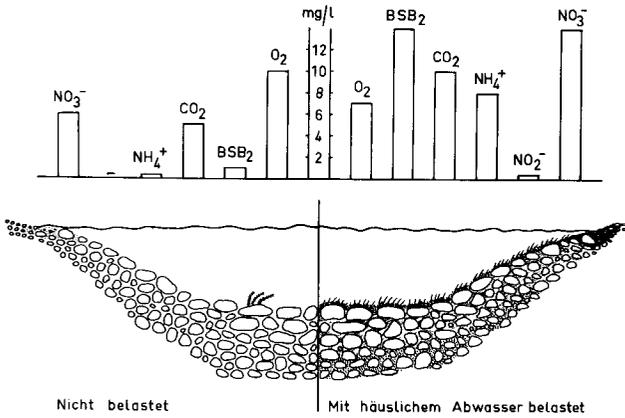


Abb. 7: Schematischer Querschnitt durch einen nicht verbauten Stadtbach. Links unbelastet, rechts mit häuslichem Abwasser belastet. Oben: Ausgewählte Umweltfaktoren.

stanz wird NH_4^+ frei, das je nach Jahreszeit und O_2 -Gehalt im Wasser mehr oder weniger schnell über Nitrit zu Nitrat oxidiert wird. Nitrit ist meist nur in geringen Konzentrationen vorhanden, kann sich aber bei Störung des Nitrifikationsprozesses durch andere Schadstoffe oder ungünstige Milieubedingungen anreichern; für Tiere stellt Nitrit einen Schadstoff dar. Bei alkalischem pH-Wert wird Ammonium, das für Tiere relativ unschädlich ist, zu dem schon in geringer Konzentration giftig wirkenden Ammoniak umgewandelt. Ammonium, Nitrat und das in der Graphik nicht eingetragene Phosphat stellen abwasserbürtige Pflanzennährsalze dar, die auch in Fließgewässern zu Eutrophierungserscheinungen führen, wenn Strömungsgeschwindigkeit, Lichteinfall und Substratbeschaffenheit die Ansiedlung von Algen und Höheren Wasserpflanzen erlauben. Diese Effekte zeigen sich meist erst in einem Abstand von der Belastungsquelle.

Im Bereich der Abwassereinleitung kommt es auf längeren Strecken je nach Strömungsverhältnissen zu mehr oder weniger großen Sedimentablagerungen, die zusammen mit Bakterienrasen auf der Gewässersohle zu einem Verschluß des Lückenraumes im Schotter- oder Sandbett des Untergrundes führen (Abb. 7). Das hyporheische Interstitial, das im unbelasteten Bach von zahlreichen Kleinformen, insbesondere von Junglarven der Plecopteren und Ephemeropteren besiedelt ist, wird im abwasserbelasteten Bach wegen O_2 -Mangel unbesiedelbar. Damit fällt ein für das Ökosystem wesentlicher Teilbereich ganz aus. Die Schlammablagerungen werden von den schon erwähnten sedimentbewohnenden Tubificiden und Chironomidenlarven besiedelt.

Der große Abwasseranfall in menschlichen Ballungsräumen hat zur Nutzung vieler Flüsse als Vorfluter geführt. Das hat zusammen mit Schadstoff- und Abwärmeeintrag aus dem industriell-

len Bereich und baulichen Maßnahmen zum Zwecke des Hochwasserschutzes, der Schifffahrt und der Wasserkraftgewinnung zu erheblichen ökologischen Beeinträchtigungen geführt, die am Beispiel des Rheins kurz umrissen werden sollen (ausführliche Behandlung: Umweltprobleme des Rheins, RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1976; LELEK, 1976; CONRATH et al., 1977; KINZELBACH, 1978; CASPERS, 1980b, c). Am eindeutigsten belegt sind die Veränderungen des Fischbestandes. Von 44 ehemals im Rhein beheimateten (autochthonen) Fischarten sind 8 Arten verschwunden, also ein Rückgang um 18,2%. Es handelt sich dabei vor allem um Wanderfischarten (Meerneunauge, Stör, Lachs, Meerforelle, Schnäpel). Weitere Arten sind regional stark zurückgegangen, teils als Folge baulicher Maßnahmen, teils nach starker Abwasserbelastung, wie im unteren Abschnitt des Oberrheins (Rückgang um rund 60%). Bei den Invertebraten sind die Veränderungen zahlenmäßig schwerer zu belegen, da die ursprüngliche Besiedlung nur für wenige Gruppen hinlänglich genau bekannt ist. Auch die gegenwärtige Gesamtbesiedlung ist nur punktuell erfaßt.

Für den belasteten Rhein bei Bonn konnte CASPERS (1980b) im ufernahen Makrobenthos 71 Arten nachweisen; diese scheinbar hohe Zahl stellt in Wirklichkeit nur einen kleinen Teil der potentiellen Besiedler eines naturbelassenen Flusses dar. 2/3 der Funde entfallen auf die Chironomiden, unter denen *Rheotanytarsus musicola* und *R. photophilus* sowie *Cricotopus bicinctus* und *C. triannulatus* als die häufigsten zu nennen sind, die in beträchtlicher Zahl vorkommen. Ephemeropteren sind nur mit *Baetis fuscatus*, Trichopteren mit *Hydropsyche contubernalis* vertreten; Plecopteren fehlen. Bei diesen Insektenordnungen sind gegenüber dem Stand zu Beginn dieses Jahrhunderts sehr starke Artenrückgänge zu belegen. Bemerkenswert ist unter den Mollusken dieses Bereiches der relativ hohe Bestand von *Anodonta piscinalis*, während sonst nur *Bithynia tentaculata* und *Lymnaea peregra* häufig sind. Auch die Molluskenfauna ist, insgesamt gesehen, stark beeinträchtigt. Alles in allem bietet der Rhein im Raum Bonn das faunistische Bild eines kritisch belasteten Gewässers, das wie viele Gewässer im Umkreis menschlicher Ballungsräume dringend der Sanierung bedarf.

Literatur

- CASPERS, N.: Untersuchungen über Individuendichte, Biomasse und kalorische Äquivalente des Makrobenthos eines Waldbaches. Int. Revue ges. Hydrobiol. 60, 557–566 (1975). – CASPERS, N.: Die Emergenz eines kleinen Waldbaches bei Bonn. Decheniana-Beihefte (Bonn) 23, 1–175 (1980a). – CASPERS N.: Die Makrozoobenthos-Gesellschaften des Rheins bei Bonn. Decheniana (Bonn) 133, 93–106 (1980b). – CASPERS, N.: Die Makrozoobenthos-Gesellschaften des Hochrheins bei Bad Säckingen. Beitr. naturk. Forsch. SW-Deutschland (1980c). (Im Druck). – CONRATH, W., FALKENHAGE, B. und KINZELBACH, R.: Übersicht über das Makrozoobenthos des Rheins im Jahre 1976. Gewässer und Abwässer 62/63, 63–84 (1977). – GIESEN-HILDEBRAND, D.: Limnologische Untersuchungen am Flußsystem der Ahr. Arbeiten aus dem Inst. f. Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde Bonn 3, 1–105 (1976). – GRÄF, H.: Ökologische Untersuchung der Käferfauna in den Gewässern Solingens (Insecta: Coleoptera). Decheniana (Bonn) 133, 115–143 (1980). – HEUSS, K.: Untersuchungen zur Bewertung von Verfahren der biologischen Gewässer-Beurteilung. Schriftenr. Landesanst. f. Wasser und Abfall des Landes NRW 36, 1–177 (1976). – ILLIES, J.: Die Lebensgemeinschaft des Bergbaches. (Neue Brehm-Bücherei 289) 106 S. Wittenberg (1961). – ILLIES, J.: Emergenzmessung als neue Methode zur produktionsbiologischen Untersuchung von Fließgewässern. Verh. Dtsch. Zool. Ges., 65. Jahresvers. 1971, 65–68 (1972). – JUTRCZENKI, J. v.: Ökologische Untersuchung der Ciliatenfauna von Waldbächen. Diplom-Arbeit Univ. Bonn 1978. – KINZELBACH, R.: Veränderungen der Fauna des Oberrheins. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 11, 291–301 (1978). – KNIÉ, J.: Ökologische Untersuchung der Käferfauna von ausgewählten Fließgewässern des Rheinischen Schiefergebirges (Insecta: Coleoptera). Decheniana (Bonn) 130, 151–221 (1977). – KOTHÉ, P.: Der «Artenfehlbetrag», ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorfluteruntersuchungen. Dt. Gewässerkundl. Mitt. 6, 60–65 (1962). – LELEK, A.: Veränderungen der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein). Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 10, 295–308 (1976). – NUSCH, E. A.: Ökologische und systematische Untersuchungen der Peritricha (Protozoa, Ciliata) im Aufwuchs von Talsperren und Flußstauen mit verschiedenem Saprobitätsgrad (mit Modellversuchen). Arch. Hydrobiol./Suppl. 37 (3) 243–386 (1970). – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltprobleme des Rheins. 3. Sondergutachten. Stuttgart u. Mainz (Kohlhammer) (1976). – RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN: Umweltgutachten 1978. Stuttgart u. Mainz (Kohlhammer) (1978). – RÖSER, B.: Die Invertebratenfauna der Bröl und ihrer Nebenbäche. Decheniana (Bonn) 129, 107–130 (1976). – RÖSER, B.: Quantitative Makrozoobenthosuntersuchungen von Grobschottersubstraten fließender Gewässer mit einer Substratnetzmethode. Decheniana (Bonn) 131, 221–227 (1978). –

SCHOLZ, E. und MEIJERING,: Vergleichende Untersuchungen zur Abwasserresistenz von *Gammarus pulex* L. und *Gammarus roeseli* GERVAIS in osthessischen Fließgewässern. Beitr. Naturkunde in Osthessen, H. 9/10, 81–85 (1975). – SCHWOERBEL, J.: Methoden der Hydrobiologie – Süßwasserbiologie. (2. Aufl. G. Fischer Stuttgart, UTB) (1980). – SLÁDEČKOVÁ, A.: Limnological investigation methods for periphyton («Aufwuchs») community. Bot. Rev. 28, 286–350 (1962). – UNKELBACH, G.: Ökologische Untersuchungen an organisch belasteten Bächen im Bonner Stadtgebiet. Diplom-Arbeit Univ. Bonn (1973). – WICHARD, G.: Untersuchungen zur Ökologie von Simuliiden (Diptera Simuliidae) an organisch belasteten Gewässern. Gewässer und Abwässer 60/61, 35–64 (1976). – WIEMERS, W.: Limnologische Untersuchungen an Fließgewässern des Solinger Raums. Diplom-Arbeit Univ. Bonn (1977). – WIEMERS, W.: Die Invertebratenfauna der Fließgewässer im Solinger Raum. Decheniana (Bonn) 131, 172–182 (1978). – WILBERT, N.: Ökologische Untersuchung der Aufwuchs- und Planktonciliaten eines eutrophen Weihers. Arch. Hydrobiol./Suppl. 35 (4), 411–518 (1969).

Anschrift des Verfassers: Prof. Dr. Hartmut Bick, Institut für Landwirtschaftliche Zoologie und Bienenkunde, Universität Bonn, Melbweg 42, 5300 Bonn 1.