©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Laufener Seminarbeitr. 4/90 – Akad. Natursch. Landschaftspfl. (ANL) – Laufen/Salzach 1990

Makrozoobenthon und Gewässerversauerung – dargestellt an Fließgewässern des nord- und nordostbayerischen Grundgebirges

Johannes Bauer

1. Einleitung

Innerhalb der Zoozönosen von organisch nicht belasteten Fließgewässern sind die makrobenthischen Wirbellosen die quantitativ bedeutsamsten Organismen. Bei Untersuchungen sind sie zudem leicht zu erbeuten. Relativ einfach, ohne größeren technischen und personellen Aufwand, lassen sich daher an makrobenthischen Zönosen biologische Auswirkungen der Gewässerversauerung untersuchen. Im Rahmen des von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung durchgeführten Forschungsvorhabens zur Gewässerversauerung (BAUER et al., 1988) lag der Schwerpunkt der biologischen Untersuchungen daher auf dem Makrozoobenthon, das an insgesamt 83 Gewässerstellen von Bächen und Flüssen des nord- und nordostbayerischen Grundgebirges in den Jahren 1983-1986 erfaßt wurde. Einen weiteren Schwerpunkt der biologischen Untersuchungen im Forschungsvorhaben bildeten feld- und laborexperimentelle Untersuchungen zur Säure- und Metalltoleranz des Bachflohkrebses *Gammarus fossarum*. *Gammarus fossarum* ist wegen seiner Säureempfindlichkeit (z. B. BREHM & MEIJERING, 1982; MEINEL et al., 1985), seines oft häufigen Vorkommens in nicht versauerten Weichwasser-Mittelgebirgsbächen sowie seiner leichten Hälterbarkeit ein guter Testorganismus für derartige Untersuchungen.

2. Methoden

Zur Erfassung der Makrozoobenthonorganismen wurde die Kicksammeltechnik angewendet. Dazu wurden vor einem Driftnetz (Abb. 1) mit einer Grundkante von 50 cm die größeren Steine von einer Bachgrundfläche von ca. 0,25 cm^2 aufgelesen und ins Netz (Maschenweite 400 μm) gegeben. Das Feinsubstrat dieser Fläche wurde anschließend mit den Füßen 2 Minuten intensiv aufgewirbelt. Das im Netz angesammelte Driftmaterial sowie die Steine wurden in eine größere Fotoschale gegeben, die Organismen ausgelesen und zur mikroskopischen Determinierung im Labor alkoholfixiert. Während für die Erhebungen im gesamten Untersuchungsgebiet lediglich das Organismenvorkommen notiert wurde, wurden für die Erhebungen in den Modelleinzugsgebieten die Organismen ausgezählt, also quantitativ gearbeitet.

Bei den feld- und laborexperimentellen Untersuchungen von *Gammarus fossarum* wurden die Versuchstiere aus dem unbelasteten, neutralen Mühlbach, einem Zufluß zum Reschwasser im Bayerischen Wald, entnommen. Bei den feldexperimentellen Untersuchungen wurden die Versuchsgefäße (Abb. 2) mit je 25 Tieren unterschiedlicher Größe sowie Futterpflanzen bestückt und mit Netzgazedeckel (Maschenweite 1 mm) versehen. Jeweils drei Versuchsgefäße wurden im Kontrollgewässer Mühlbach (R 15), im Reschbach Pegel Unterkashof (R 8), im Reschquellbach (R 1), im Schwarzbach (R 9) sowie im Saußwasser (Sa 27) im September 1986 und Juni 1987 für jeweils 7 Tage im Uferbereich exponiert. Bei Versuchsbeginn und Versuchsende wurden jeweils pH-Messungen vorgenommen. Bei den laborexperimentellen Untersuchungen wurden ein Tag vor Versuchsbeginn die mit 500 ml Versuchswasser gefüllten Versuchsgefäße (Abb. 3) mit je 15 zuvor in einer Hälterungsrinne gehälterten Tieren besetzt. Die Versuche wurden durch Zugabe von 0,01 n H_2SO_4 und der jeweiligen Metallsalzlösung gestartet und spätestens nach 7 Tagen abgebrochen. Der pH-Wert wurde mehrere Male am Tage in regelmäßigen Abständen überprüft und bei Abweichung vom Sollwert neu eingestellt. Eine Fütterung der Versuchstiere unterblieb. In jeder Serie wurde mit jeweils 2 x 15 Tieren gearbeitet.

3. Ergebnisse

Die Lebensgemeinschaften versauerter Gewässer sind von tiefgreifenden Umstrukturierungen betroffen. Kennzeichnend sind Artenverarmungen auf allen Trophieebenen, Bestandsverschiebungen zugunsten säuretoleranter Organismen sowie einseitige Entwicklungen einzelner Taxa u. a. Für die benthischen Makroinvertebraten sollen diese Zusammenhänge im folgenden näher beleuchtet werden.

In Abb. 4 ist der Zusammenhang zwischen dem Versauerungsgrad einer Gewässerstelle und deren Taxazahl wiedergegeben. Wie aus der Abbildung hervorgeht, wurden in den am stärksten versauerten Bächen des Fichtelgebirges, Oberpfälzer Waldes und Bayerischen Waldes, in denen pessimale pH-Werte unter 4,3 ermittelt wurden, Taxazahlen unter 25 festgestellt. In vergleichbaren, nicht versauerten, naturnahen Gewässern dieser Mittelgebirge liegen die Taxazahlen dagegen zwischen 38 und 52. Taxazahlen um 30 liegen bei Bächen mit pessimalen pH-Werten über pH 4,0 vor. Aus dem Rahmen fallen die Bäche des Frankenwaldes (schwarze Symbole), die trotz ihres nur geringen Versauerungsgrades sehr artenarm, teilweise sogar verödet sind. Neben der Versauerung ist diese Verarmung durch einseitige

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

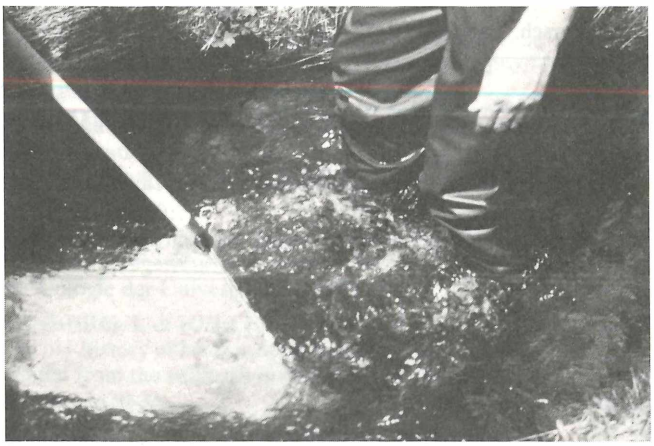

Abbildung 1

Kicksampling von Benthonorganismen mit Driftnetz

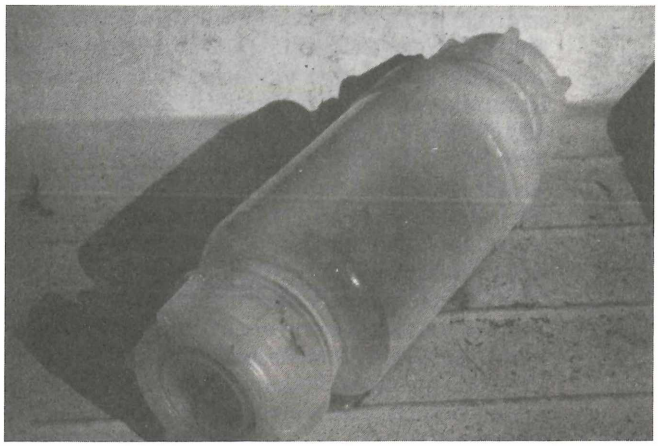

Abbildung 2

Expositionsgefäß für *Gammarus fossarum*

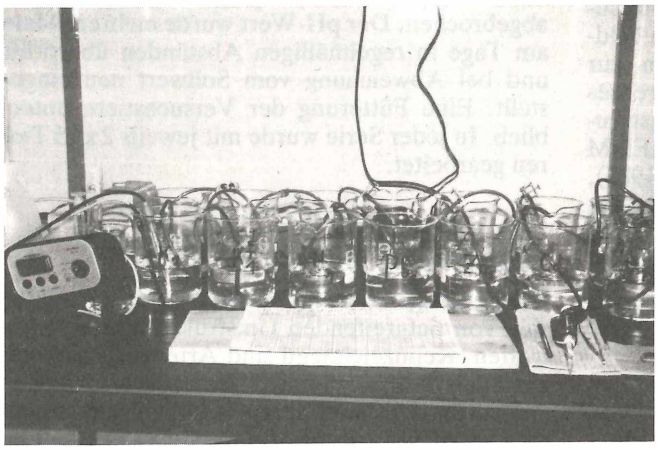

Abbildung 3

Versuchsanordnung für den Metalltoleranztest mit *Gammarus fossarum*

Substratverhältnisse in den untersuchten Schieferbächen (schlammig-sandige Substrate sind selten, keine wurzelnden Makrophyten) und tiergeographische Faktoren bedingt. So sind die vergleichsweise tief gelegenen Frankenwaldbäche im Vergleich zu den Bächen der anderen untersuchten Mittelgebirgsregionen von den Gebirgsbach arten nur schwach besiedelt und die Flachlandarten fehlen wegen der erwähnten ungünstigen Substratverhältnisse weitgehend. Für die Verödung einiger Frankenwaldbäche gibt es jedoch noch eine weitere Ursache, auf die weiter unten eingegangen wird.

Die Taxazahlminderungen in den versauerten Bächen sind bedingt durch den Ausfall bestimmter Makroinvertebraten-Gruppen und -Arten, was Abb. 5 zeigt. In der Abbildung sind neben den minimalen aktuellen pH-Werten (pH_a), bei denen die Organismen gefunden wurden, die gemessenen minimalen pH-Werte des Fundgewässers (pH_{min}) wiedergegeben. Da biologische Bestandsaufnahmen nur selten dann durchgeführt wurden, wenn der pessimale pH-Wert des Gewässers (zu dieser Zeit meist Hochwasserführung!) ermittelt wurde, zeigen sich bei vielen Taxa Abweichungen zwischen diesen Werten. Dennoch ist deutlich zu erkennen, daß in stark versauerten Gewässern ($pH_{min} < 4{,}3$) taxazahlmäßig Plecopteren- und Trichopterenlarven dominieren, während Gastropoden, Bivalvien, Amphipoden und Ephemeropterenlarven dort fehlen. Erst in den kritisch versauerten Gewässern (pH_{min} 4,3-5,0) zeigen sich vereinzelt Bivalvien, Amphipoden und Ephemeropterenlarven, während in den schwach ($pH_{min} > 5{,}0$-6,0) und nicht versauerten Gewässern ($pH_{min} > 6{,}0$) unter den neu hinzuge-

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

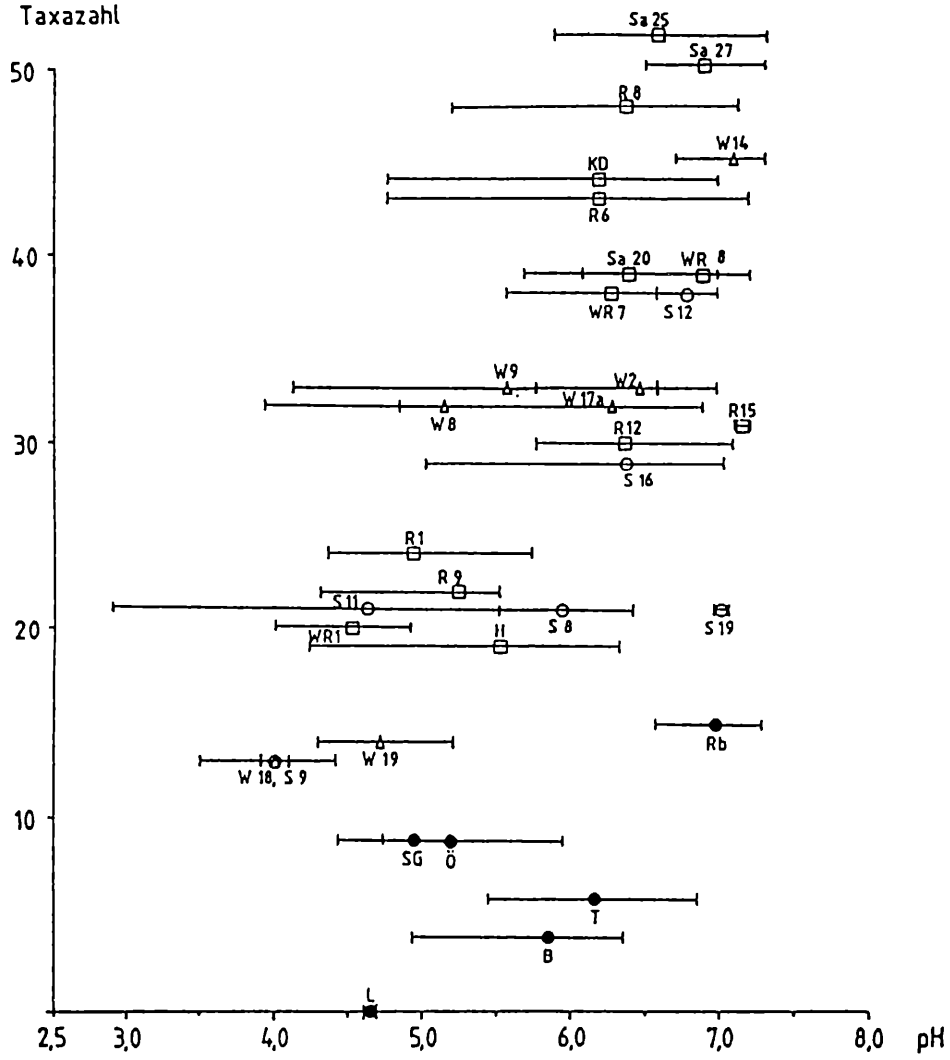

Abbildung 4

Zusammenhang zwischen der Taxazahl der Makroinvertebraten und dem pH-Wert der Untersuchungsgewässer. Die Symbole geben den pH-Mittelwert und die waagrechten Balken die Schankungsbreite der pH-Werte in den einzelnen Gewässern an.

Zeichenerklärung

Bäche des Bayerischen Waldes

R	1	Reschquellbach (oberhalb Klause)
R	6	Reschbach bei Mauth
R	8	Reschbach Pegel Unterkashof
R	12	Steinbach
R	15	Mühlbach
Sa	20	Teufelsbach
Sa	25	Saußwasser bei Annatalmühle
Sa	27	Saußwasser Mündung Windischbach
WR	1	Seebach vor Mündung Kleiner Arbersee
WR	7	Weißer Regen Pegel Lohberghütte
WR	8	Weißer Regen unterhalb Ortschaft Lam
H		Hochfallbach
KD		Kleine Deffernik

Bäche des Oberpfälzer Waldes

W	2	Waldnaab Quellnähe
W	8	Waldnaab Waldrand
W	9	Waldnaab vor Ortschaft Naab
W	14	Waldnaab Pegel Iglesreuth
W	17a	Lichtenberger Dach
W	18	Totengräber Bach
W	19	Wiesenbach (Waldnaabzulauf)

Bäche des Fichtelgebirges

S	8	Sandbach
S	9	Haubach
S	11	Steinbach oberhalb Wasserentn. Hof
S	12	Goldbach
S	16	Steinbach vor Martinlamitz

Bäche des Frankenwaldes

L	Loquitz
B	Bärenbach
T	Trogenbach
SG	Seligenstädter Grundbach
Ö	Ölschnitz
Rb	Rosenbaumbach

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

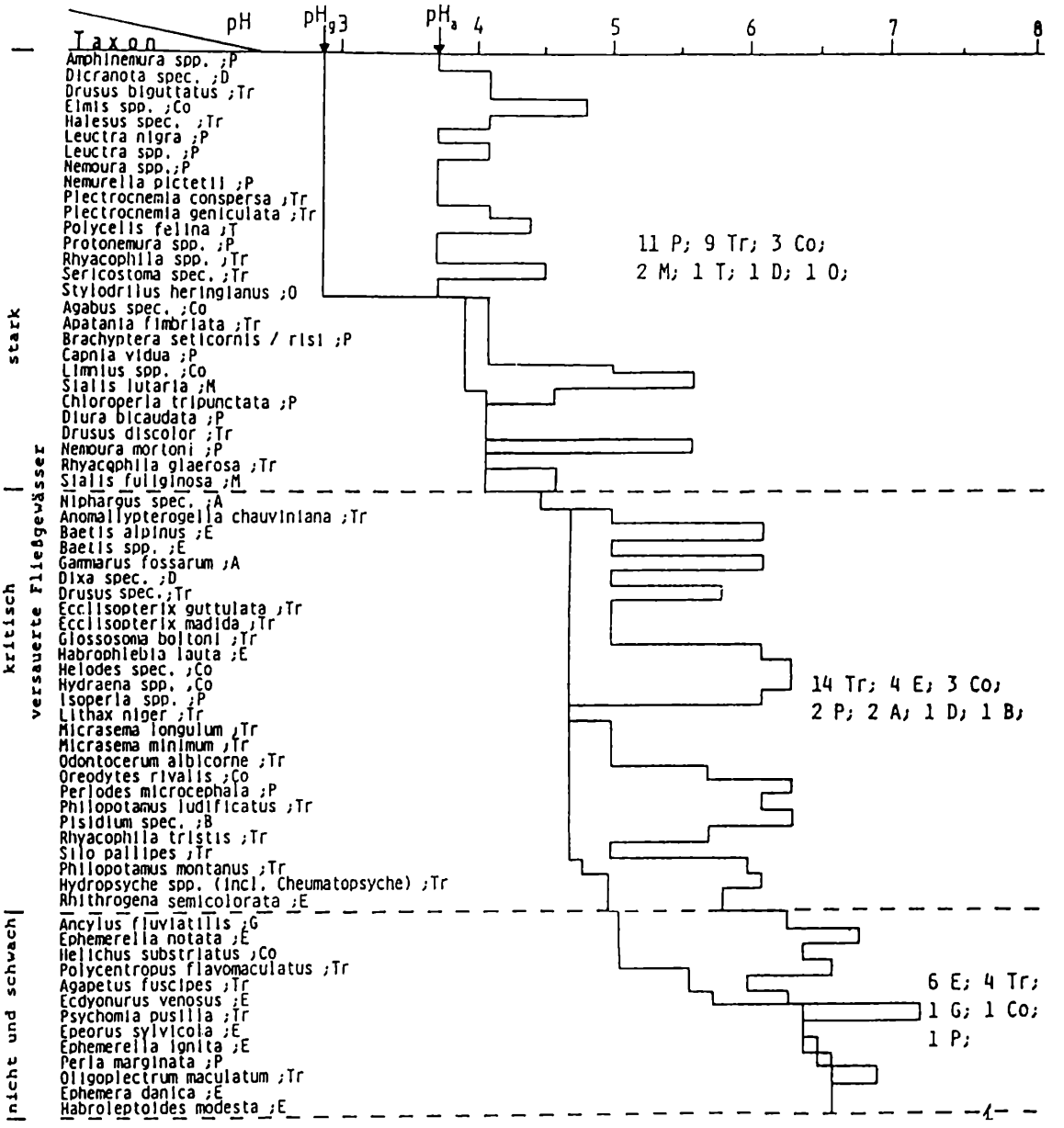

Abbildung 5

Abfolge der Makroinvertebraten entsprechend dem abnehmenden Versauerungsgrad der Untersuchungsgewässer

Zeichenerklärung: pH_g: gemessener minimaler pH-Wert der Fundstelle
pH_a: aktueller minimaler pH-Wert beim entsprechenden Organismenfund

A: Amphipoda; B: Bivalvia; Co: Coleoptera; D: Diptera; E:Ephemeroptera; G: Gastropoda; M: Megaloptera; O: Oligochaeta; P: Plecoptera; T: Tricladida; Tr: Trichoptera.

tretenen Arten die Ephemeropterenlarven dominieren und sich mit *Ancylus fluviatilis* erstmals eine Gastropodenart zeigt. Auch einige größere, stark gefährdete bzw. vom Aussterben bedrohte Makroinvertebraten-Arten, wie die beiden bei uns heimischen Krebsarten, Edelkrebs und Steinkrebs, sowie die Flußperlmuschel, sind als säuresensibel einzustufen. Nach Erhebungen von BOHL (1987), der in Bayern 140 Bestandsgewässer dieser Krebsarten hinsichtlich der für diese Organismen relevanten Umweltparameter untersuchte, sind reproduzierende Bestände beider Krebsarten in Gewässer bei pH-Werten zwischen 5,7 und 8,6 zu finden. Einzeltiere werden noch bei pH-Werten bis 4,5 gefunden. Gezielte Untersuchungen zum Einfluß der Gewässerversauerung auf die Flußperlmuschel gibt es derzeit (November 1989) noch nicht. Wie jedoch aus Untersuchungsdaten von BAUER und THOMAS (1980), BAUER und EICKE (1986) bzw. BAUER und ZWÖLFER (1979) hervorgeht, sind die Perlmuschelbestände auf Bäche beschränkt, die pH-Werte über 6,0 aufweisen bzw. die stets eine säuresensible Begleitflora und -fauna (*Myriophyllum alterniflorum, Ancylus fluviatilis, Astacus astacus, Perla*, Fische) beinhalten. Überdies ist zumindest eine indirekte Wirkung der Gewässerversauerung auf die Flußperlmuschel dort zu erwarten, wo durch versauerungsbedingtem Fehlen parasitierfähiger Stadien der Bachforelle eine Reproduktion der Muschel nicht mehr möglich ist.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Neben den über das gesamte Untersuchungsgebiet verstreuten Untersuchungsstellen wurden in den Modelleinzugsgebieten Steinbach/Fichtelgebirge, Obere Waldnaab/Oberpfälzer Wald, Saußwasser die faunistischen Untersuchungen intensiviert. Entsprechend der Makrozoobenthonfauna und den pH-Wert-Verhältnissen lassen sich die Gewässer der Modelleinzugsgebiete folgenden drei Typen zuordnen (Tab. 1). Beim verbreitetsten Gewässertyp, der durch den Steinbach, den Seebach/Weißer Regen und das Reschwasser repräsentiert ist, fehlen die säuresensiblen Organismen im versauerten, quellnahen Bereich. Hier ist eine artenarme, säuretolerante Invertebratenfauna zu finden, in der Plecopteren- und Trichopterenlarven dominieren. Im Steinbach können dabei die Plecopterenlarven – wie im Juni 1985 – 85 % der Gesamtabundanz ausmachen. Erst in quellfernen,wegen abpuffernder Einflüsse aus Siedlungen und Landwirtschaft nicht mehr versauerten Abschnitten setzt sich die Invertebratenfauna aus säuresensiblen Formen (z. B. *Baetis, Rhithrogena, Ancylus fluviatilis, Hydropsyche*) und Abwasserbelastung tolerierenden Formen (z. B. *Tubificiden, Erpobdella octoculata, Chironomiden*) in zumeist höherer Artenzahl und Individuendichte zusammen.
Beim selteneren zweiten Gewässertyp, der durch die Waldnaab repräsentiert ist, ist der obere, quellnahe, schwach saure Bereich von einer Mischzönose aus säuresensiblen und säuretoleranten Reinwasserorganismen besiedelt, die sich aus *Polycelis felina, Oligochaeten, Pisidium, Niphargus, Baetis, Plecopteren-, Trichopteren-* sowie *Dipteren*larven und *Coleopteren* in mäßiger Individuendichte zusammensetzen. Im weiteren, zeitweise stark versauerten Abschnitt verschwinden säuresensible Arten. Dominierende Organismen sind hier *Plecopteren-* und *Trichopteren*larven sowie *Polycelis felina*. Erst im unteren, nicht mehr versauerten Gewässerabschnitt ist eine durch Siedlungs- sowie teich- und landwirtschaftliche Einflüsse geprägte, arten- und individuenreiche, benthische Zönose aus säuresensiblen, mäßige Abwasser- und Nährstoffbelastung tolerierenden Organismen zu finden. Dominierende Organismen sind hier *Ephemeropteren-, Trichopteren-* und *Dipteren*larven sowie *Coleopteren*.

Schließlich ist beim dritten Gewässertyp, der durch den nicht versauerten Teufelsbach/Saußwasser repräsentiert ist, ab dem quellnahen Bereich bis zum Ende der Untersuchungsstrecke eine arten- und individuenreiche benthische Zönose nachzuweisen, die sich überwiegend aus säuresensiblen und säuretoleranten Reinwasserarten zusammensetzt. Am Ende der Untersuchungsstrecke sind jedoch wegen gestiegener Belastungsverhältnisse unterhalb einer Teichwirtschaft die filtrierenden Organismen, insbesondere die *Simuliiden*, gelegentlich dominierend. Soweit zur Typenzuordnung der Bäche in den Modelleinzugsgebieten.

Eine Bemerkung zu den quantitativen Gegebenheiten bei den Makroinvertebraten in den Bächen der Modelleinzugsgebiete sei noch erlaubt. Vergleicht man die Abundanzen einiger unterschiedlich stark versauerter Quellbäche vom Mai bzw. Juni 1985, so zeigt sich, daß die permanent versauerten Bäche geringere Werte aufweisen als die nicht bzw. nur episodisch versauerten Bäche (Tab. 2). Dieser Hinweis auf eine Bestandsminderung der Makroinvertebraten in permament versauerten Bächen muß jedoch noch durch weitere diesbezügliche Erhebungen zu verschiedenen Jahreszeiten abgesichert werden.

Kennzeichnend für episodisch versauerte Gewässer ist das gelegentliche Auftreten einiger mobiler, säuresensibler Arten, insbesondere von *Baetis* und *Gammarus* im Spätsommer und Herbst, wenn die pH-Werte nicht mehr im sauren Bereich liegen. Säurewellen insbesondere bei der Schneeschmelze führen jedoch stets zur Extinktion dieser Arten. Zur Prüfung der Frage, ob *Gammarus fossarum* auch tatsächlich durch Säureschübe und nicht durch andere Einflüsse (stärkere Strömung des mit der Säurewelle verbundenen Hochwassers, Verdriftung) abgetötet werden, wurden Gammariden an verschiedenen Stellen des Resch-/Saußwassersystems im Herbst und Frühjahr für je 7 Tage exponiert (Abb. 6). *Gammarus* starb an den Gewässerstellen im Frühjahr, deren pH-Wert während der Expositionsdauer unter 5,0 fiel. Im Herbst, wenn die pH-Werte nicht mehr im kritischen Bereich liegen, überlebten alle Gammariden an allen Gewässerstellen. Die Extinktion von *Gammarus* wird daher tatsächlich durch Säure verursacht.

Tabelle 1

Typenzuordnung der Gewässer der Modelleinzugsgebiete nach der Makroinvertebratenbesiedlung

Typ	Gewässer	Makroinvertebraten
1.	Steinbach/ Fichtelgeb.	**quellnaher Abschnitt:** säuretolerante Arten; Dominanz der Plecopteren- und Trichopterenlarven
	Seebach/ Weißer Regen/ Bayer. Wald Reschwasser/ Bayer.Wald	**quellferner Abschnitt (Ende der Untersuchungsstrecke):** säuresensible Arten und Abwasserbelastung tolerierende Arten
2.	Obere Waldnaab	**quellnaher Abschnitt:** säuresensible und säuretolerante Arten
	Oberpfälzer Wald	**mittlerer Abschnitt:** nur säuretolerante Arten dominierend: Plecopteren- und Trichopterenlarven, Polycelis felina **unterer Abschnitt (Ende der Untersuchungsstrecke):** säuresensible und mäßige Abwasserbelastung tolerierende Formen, dominierend: Ephemeropteren-, Trichopteren-, Dipterenlarven, Coleoptera
3.	Teufelsbach/ Saußwasser Bayer. Wald	**quellnaher – quellferner Abschnitt (Ende der Untersuchungsstrecke:** überwiegend säuresensible und säuretolerante Reinwasserarten. Wegen gestiegener Belastung am Ende der Untersuchungsstrecke gelegentlich starke Entfaltung der Filtrierer (Simuliidae).

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tabelle 2

Abundanzen von Makroinvertebraten aus unterschiedlich stark versauerten Quellbächen des Bayerischen Waldes (B. W.), Oberpfälzer Waldes (O. W.) und des Fichtelgebirges (Fg.), Mai und Juni 1985

	Teufelsbach (B. W.) Sa 20	Reschbach (B. W.) R 1	Lichtenberger B. (O. W.) W 17 a	Sandbach (Fg.) S 8	Waldnaab (O. W.) W 2	Totengr. Bach (O. W.) W 18	Wiesenbach (O. W.) W 19	Haubach (Fg.) S 9	Stieber Bach (O. W.) W 16
Abundanz I/m^2	2800	2300	2000	1400	1200	1100	300	650	60
pH_{min}– pH_{max}	5,6– 6,9	4,1– 5,7	4,8– 6,8	5,5– 6,4	5,7– 6,9	3,5– 5,0	4,3– 5,2	3,9– 4,1	3,5– 5,0

Neben der Säure haben jedoch auch die im Zuge der Gewässerversauerung mobilisierten Metalle, wie Al, Cd, Pb, Zn, Cu u. a., eine ökotoxikologische Bedeutung. Dabei ergibt sich jedoch eine grundsätzliche Schwierigkeit. Schädigungen der Makroinvertebraten durch diese Metalle können nicht isoliert gesehen werden, sondern sie verstärken meist die schon durch pH-Absenkung hervorgerufene Schädigung. Hinzu kommt, daß es beim Aluminium Spezies mit unterschiedlicher Toxizität gibt. Im Hinblick auf die insbesondere in versauerten nordbayerischen Bächen festzustellenden hohen Al-Konzentrationen ist von einer zusätzlichen Streßwirkung dieses Metalls auf die Gewässerbiozönosen auszugehen. Sichtbar werden die Schädigungen in einigen Frankenwaldbächen wie Loquitz, Nordhalbener Ködel u. a., die am Zusammenfluß mit nicht versauerten Zuflüssen oft starke, sämtliche Substrate überziehende Al-Ausfällungen aufweisen und somit über eine indirekte Beeinflussung die Makroinvertebraten-Besiedlung verhindern. Damit ist die oben erwähnte Verödung dieser Gewässer zu erklären. Aber auch direkte toxische Beeinflussung durch Al und möglicherweise andere Metalle ist sicherlich gegeben. Feld- und laborexperimentelle Befunde von OMEROD et al. (1987), HALL et al. (1987), ALLARD und MOREAU (1987), HAVAS und HUTCHINSON (1982) sowie HAVAS und LIKENS (1985) an verschiedenen Insektenlarven und Crustaceen zeigen eine zusätzliche Schad- und Streßwirkung des Al bei gewässerrelevanten Konzentrationen (0,2- >> 1,0 mg/l), wie Steigerung der Mortalität, Driftanstieg u. a. Bei eigenen laborexperimentellen Untersuchungen mit *Gammarus fossarum* (Abb. 7), die bei pH-Werten von 3,5, 4,5 und 5,5 mit aktuellen, in versauerten Gewässern gemessenen Metallkonzentrationen der Metalle Al, Cd, Zn, Pb für 7 Tage durchgeführt wurden, ergab sich, daß die Überlebensrate von *Gammarus* zwar in erster Linie vom pH-Wert beeinflußt wird. Es zeigte sich jedoch auch, daß bei einem pH-Wert von 5,5 und einem Zusatz von 3 mg Al^{3+}/l zum Versuchswasser die Überlebensrate halbiert wird. Bei tieferen pH-Werten hatte der Al-Zusatz keine toxizitätssteigernde Wirkung. Einen gewissen Einfluß scheinen auch Zusätze von Cd (1 µg/l) sowie von Zn (200 µg/l) zum Versuchswasser bei pH 5,5 aufzuweisen. Kombinierte Zugaben aller Metalle schwächen die Toxizitätswirkung der Metalle wahrscheinlich aufgrund gegenseitiger Inhibierung ab.

Neben den beschriebenen direkten Beeinflussungen, die sich beim Komplex Gewässerversauerung durch überhöhte Konzentrationen toxischer Protonen und Schwermetalle auf Makroinvertebraten ergeben, sind auch indirekte Beeinflussungen der Gewässerversauerung über das Nahrungsnetz in den Biozönosen zu vermuten. So ist die hohe Abundanz der räuberischen Planarie *Polycelis felina* (bis zu ca. 1 000 Ind./m^2) in der fischfreien Gewässerstrecke der Waldnaab oberhalb der Ortschaft Naab (Ust. 9) möglicherweise durch den fehlenden Fischfraßdruck bedingt. Daß es sich hier nicht um einen zufälligen Einzelfall handelt, belegt die Untersuchung von SCHÖLL (1987), der an einigen fischfreien Gewässerstrekken des Nationalparks Bayerischer Wald ebenfalls stark erhöhte Abundanzen von räuberischen Planarien fand.

Einige kritische Bemerkungen, die sich für die Güteeinstufungspraxis versauerter Fließgewässer und den Artenschutz ergeben, seien abschließend erlaubt. Versauerten Fließgewässern wird wegen des Fehlens von Saprobionten und des oft reichen Vorkommens von gegenüber organischer Verschmutzung empfindlichen Organismen wie Plecopteren u. a. die Güteklasse I und I-II zugeordnet. Wie die bisherigen Ausführungen gezeigt haben, weisen versauerte Fließgewässer deutliche ökologische Schädigungen auf, womit die bisherige Praxis der Güteeinstufung nicht mehr gerechtfertigt ist und dringend einer Korrektur bedarf.
Auch aus der Sicht des Artenschutzes ergeben sich durch Gewässerversauerung ernste Probleme. Von der Gewässerversauerung bedrohte Gewässer sind bzw. waren wegen ihrer geringen organischen Belastung in anthropogen dünn besiedelten Gebieten Rückzugsgewässer für vom Aussterben bedrohte Organismen, von denen viele Arten zu den säuresensiblen Arten zählen. So sind von den insgesamt 23 im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Tierarten der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (ohne Vertebrata) (BLAB et al., 1984) 11 Arten als ausgesprochen säuresensibel einzustufen. Acht Arten sind mehr oder weniger säuresensibel. Lediglich vier Arten sind säuretolerant. Bei den in versauerten Fließgewässern häufig vorkommenden Arten handelt es sich dagegen oft um ubiquitäre, euryöke und damit anpassungsfähige Arten, die auch in nicht versauerten Gewässern vorkommen und die daher nicht schützenswert sind.

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

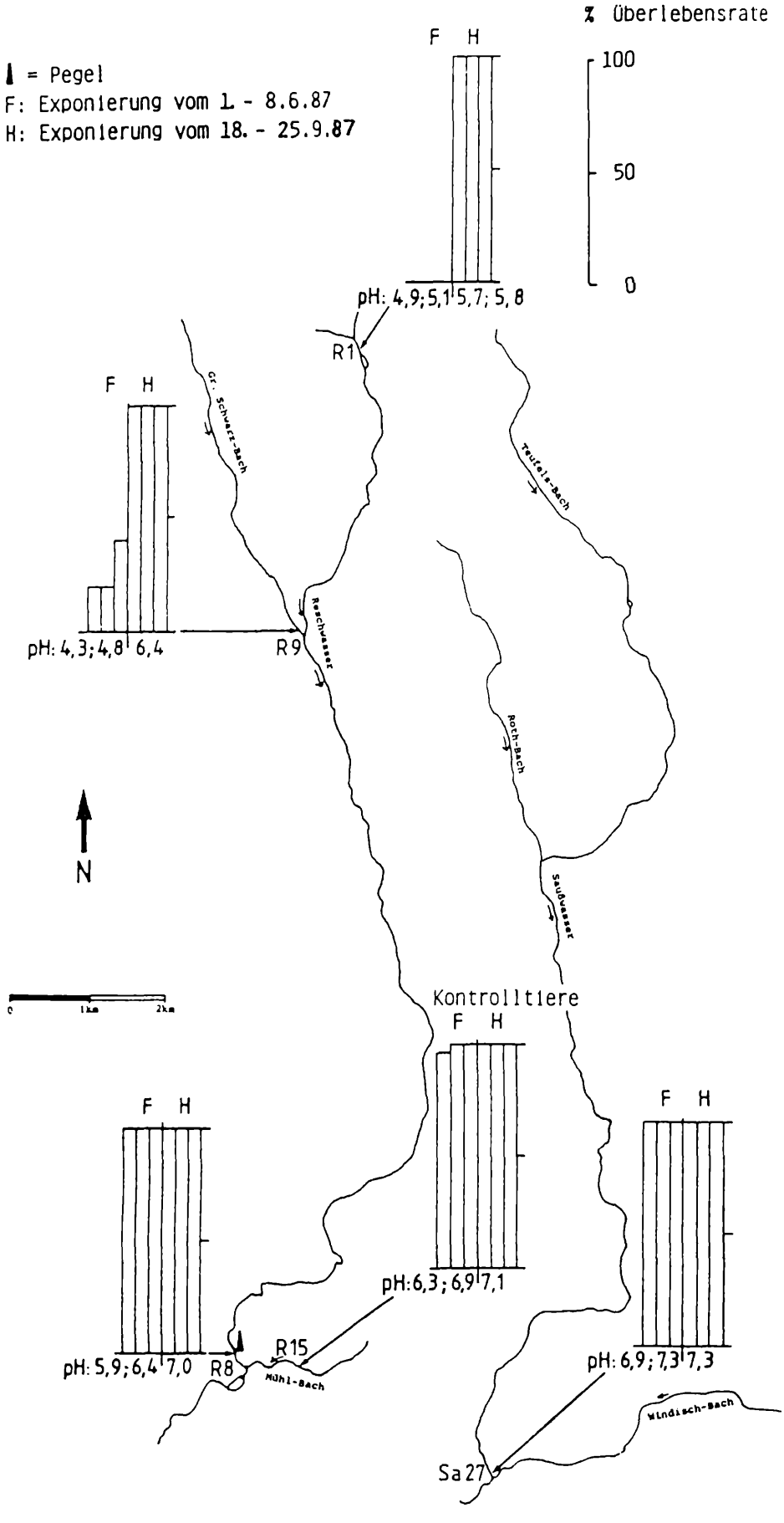

Abbildung 6

***Gammarus fossarum*, Überlebensrate nach 7-tägiger Exponierung im Resch- und Saußwassersystem**

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

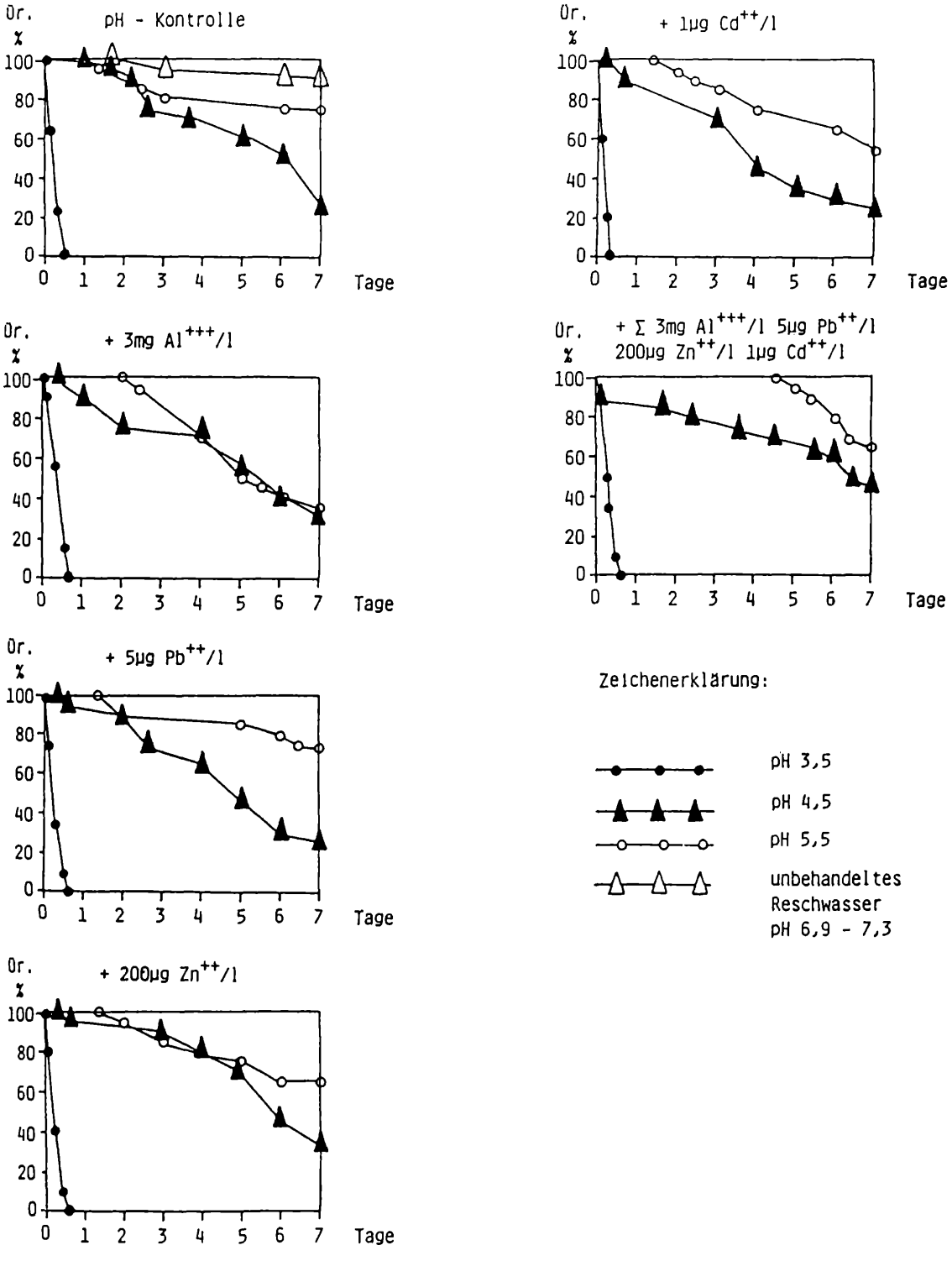

Abbildung 7

***Gammarus fossarum*, Überlebensrate (Ür.) in Reschwasser bei unterschiedlichen pH-Werten und Zusätzen von verschiedenen Metallen**

©Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

4. Literatur

ALLARD, M. and G. MOREAU (1987):
Effects of experimental acidification on a lotic macroinvertebrate community. – Hydrobiologia 144, 37-49.

BAUER, G. und L. EICKE (1986):
Pilotprojekt zur Rettung der Flußperlmuschel (Margaritifera margaritifera L.). – Natur und Landschaft 61, 140-143.

BAUER, G. und W. THOMAS (1980):
Die Ursachen für den Rückgang der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge und Maßnahmen für ihren Schutz. – Natur und Landschaft 55, 100-103.

BAUER, G. und H. ZWÖLFER (1979):
Untersuchung zur Bestandssituation der Flußperlmuschel (Margaritifera margaritifera) in der Oberpfalz und im Bayerischen Wald. – Schlußbericht des LS Tierökologie der Universität Bayreuth an das Bayerische Landesamt für Umweltschutz.

BAUER, J.; R. LEHMANN; A. HAMM (1988):
pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung; in: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. Bericht der Bayer. Landesanst. f. Wasserforschung, München.

BLAB, J.; E. NOWAK; W. TRAUTMANN; H. SUKOPP (1984):
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, 4. Auflage, Kilda-Verlag, Greven, 270 S.

BOHL, E. (1987):
Gewässereigenschaften als Voraussetzung für den Erhalt von Flußkrebsbeständen. Vortrag auf der Tagung Alpen-Fisch, Innsbruck.

BREHM, J. und M. P. D. MEIJERING (1982):
Zur Säure-Empfindlichkeit ausgewählter Süßwasser-Krebse (Daphnia und Gammarus, Crustacea). – Arch. Hydrobiol. 95, 17-27.

HALL, R. J.; C. T. DRISCOLL; G. E. LIKENS (1987):
Importance of Hydrogen ions and aluminium in regulating the structure and function of stream ecosystem: an experimental test. – Freshwater Biology 18, 17-43.

HAVAS, M. and T. C. HUTCHINSON (1982):
Aquatic Invertebrates from the Smoking Hills, N. W. T.: Effect of pH and metals on mortality. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39, 890-903.

MEINEL, W.; U. MATTHIAS und S. ZIMMERMANN (1985):
Ökophysiologische Untersuchungen zur Säuretoleranz von Gammarus fossarum (KOCH). – Arch. Hydrobiol. 104, 287-302.

OMEROD, S. J.; P. BOOLE; C. P. MC CAHON; N. S. WEATHERLEY; D. PASCOE; R. W. EDWARDS (1987): Short-term experimental acidification of a Welsh stream: comparing the biological effects of hydrogen ions and aluminium. – Freshwater Biology 17, 341-356.

SCHÖLL, F. (1987):
Limnofauna des Nationalparks Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerversauerung; Diss. Universität Bonn, 176 S.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Johannes Bauer
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung
– Versuchsanlage Wielenbach –
Demollstr. 31
D–8121 Wielenbach

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge (LSB)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: 4_1990

Autor(en)/Author(s): Bauer Johannes

Artikel/Article: Makrozoobenthon und Gewässerversauerung - dargestellt an Fließgewässem des nord- und nordostbayerischen Grundgebirges 71-79