PHILIPPIA V/5: 423–432 1987

JÜRGEN MARXSEN

Untersuchungen zur bakteriellen Biomasse und zur bakteriellen Aufnahme von Glucose in 2 Bächen des Kaufunger Waldes (Nordhessen).

Abstract

During summer 1980 investigations were carried out on the bacterial biomass and its glucose uptake kinetics in the flowing water of two small streams in the Kaufunger Wald (Hesse, Federal Republic of Germany). pH values of the Wengebach were near neutral (about 6.7) whereas the Endschlagbach is more acidic (pH about 4.3 – 4.6). The numbers of bacteria, their biomass, proportions of morphologically different groups and mean cell volumes (measured by epifluorescence microscopy) are within the usual range for similar, non-acidified streams in Eastern Hesse. The glucose uptake potential in the Wengebach is also normal, whereas in the Endschlagbach this parameter is considerably lower probably due to the low pH.

Einleitung

Die Versauerung der Binnengewässer bringt von Jahr zu Jahr mehr Probleme. Nachdem zunächst in größerem Ausmaß vor allem Nordeuropa und Teile Nordamerikas betroffen schienen (s. z. B. DRABLØS & TOLLAN 1980, hier werden verschiedene Aspekte der Versauerung von terrestrischen und limnischen Ökosystemen dargestellt), mehren sich in den letzten Jahren die Meldungen über entsprechende Vorgänge in vielen Gebieten Mitteleuropas (ZIEMANN 1975; BREHM 1980, 1983; JAHR et al. 1980; PIEPER & MEIJERING 1981; TEICHMANN & MEIJERING 1981; MATTHIAS & MEINEL 1982; MATTHIAS 1983; PIEPER & MEINEL 1983; SCHOEN & WRIGHT 1983; MEIJERING 1984; STEINBERG et al. 1984; Umweltbundesamt 1984; PUHE & ULRICH 1985). Mit am stärksten betroffen von den anthropogen bedingten Versauerungsvorgängen scheinen die Bäche des östlich von Kassel gelegenen Kaufunger Waldes zu sein, deren pH-Absenkung überwiegend auf die hohen Konzentrationen von SO_4^{2-}-Anionen zurückgeführt werden kann (SCHOEN et al. 1984).

Während über die Folgen der Versauerung für die Fisch- und Evertebratenfauna von Fließgewässern schon einige Untersuchungen durchgeführt wurden (u. a. FRIBERG et al. 1980; HARRIMAN & MORRISON 1980; MUNIZ & LEIVESTAD 1980; PIEPER & MEIJERING 1981; TEICHMANN & MEIJERING 1981; BREHM & MEIJERING 1982; MATTHIAS 1983; OTTO & SVENSSON 1983) ist über die Wirkung auf Mikroorganismenpopulationen dieser Gewässer kaum etwas bekannt. Mehrfach beobachtet wurde, daß der Abbau von partikulärem allochthonem Material in sauren Bächen stark verlangsamt ist (z. B. MINSHALL & MINSHALL 1978; FRIBERG et al. 1980; TRAAEN 1980; OTTO & SVENSSON 1983). Die Ursachen hierfür sind im einzelnen noch ungeklärt, aber man kann davon ausgehen, daß die vermutlich verringerte Besiedlung mit Mikroorganismen und die reduzierte Fraßtätigkeit der Evertebratenfauna von Bedeutung sind.

Vergleiche von Mikroorganismenbesiedlung und mikrobieller Aktivität in Seen mit neutralem und stark versauertem Wasser führten zu widersprüchlichen Ergebnissen. Keinen Unter-

schied in der Zahl der planktischen Bakterien fanden TRAAEN (1980), BOYLEN et al. (1983), RAO, JURKOVIC & NRIAGU (1984), deutlich weniger in Seen mit erniedrigtem pH-Wert dagegen DILLON et al. (1979), FJERDINGSTAD & NILSSEN (1982), RAO & DUTKA (1983). Trotz nicht reduzierter Gesamtzahl der Bakterien ermittelten RAO, JURKOVIC & NRIAGU (1984) jedoch in sauren Seen geringere Zahlen von respirierenden und aeroben heterotrophen Bakterien. Entsprechend war auch die Respiration in diesen Seen deutlich erniedrigt. Als kritische Grenze in Seesedimenten sehen diese Autoren einen pH-Wert von etwa 5,5 an, unterhalb dessen die mikrobielle Aktivität mehr und mehr gestört wird. Eine Beeinträchtigung der mikrobiellen Aktivität im Pelagial und im Benthal von sauren Seen wurde zwar in den meisten Fällen gefunden (GRAHN et al. 1974; TRAAEN 1980; FERRONI et al. 1983; LEDUC & FERRONI 1984; RAO, PAOLINI & LEPPARD 1984), jedoch liegen auch Untersuchungen vor, die keinen deutlichen Unterschied erkennen ließen (ANDERSSON et al. 1978; GAHNSTRÖM et al. 1980; KELLY et al. 1984). Experimentelle Untersuchungen von BICK & DREWS (1973) ergaben einen langsameren Abbau von Pepton mit sinkendem pH-Wert (im Bereich pH 7 bis 3). Unterhalb von pH 4 beobachteten sie eine starke Zunahme der Pilze.

Im Sommer 1980 konnten stichprobenartig einige Untersuchungen über die Zahl der Bakterien und ihre heterotrophe Aktivität an 2 Bächen des Kaufunger Waldes durchgeführt werden, und zwar am Unterlauf des Wengebach, dessen pH-Wert nach MATTHIAS (1983) bei 6,4 – 7,5 liegt, und des Endschlagbaches, der deutliche Versauerungserscheinungen zeigt (pH-Wert 3,9 – 5,3). Obwohl zunächst geplant, konnten später keine ausführlichen Untersuchungen vorgenommen werden. Allerdings ermöglichen die wenigen vorliegenden Daten doch schon einige Aussagen über die Bakterienpopulationen dieser Bäche, so daß ihre Veröffentlichung angebracht erscheint.

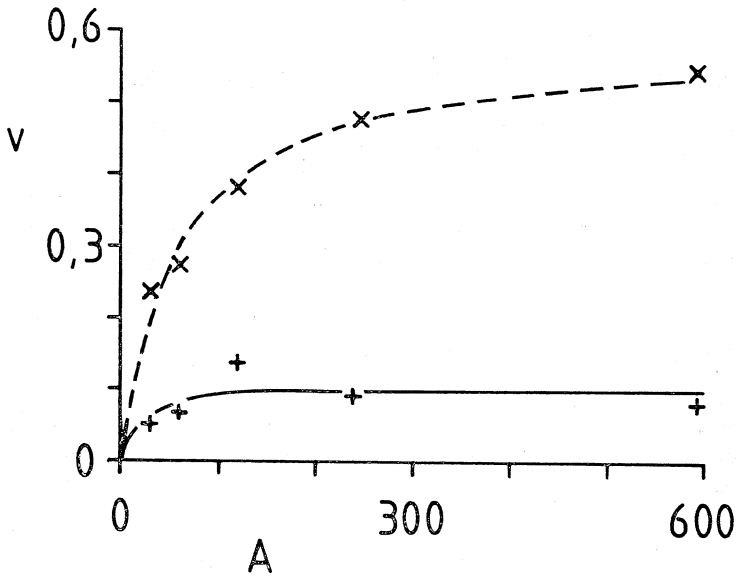
Methoden

Die Entnahme der Proben erfolgte jeweils gegen 11.00 Uhr aus der fließenden Welle. Sie wurden bis zur Verarbeitung im Labor etwa 2 Stunden in temperaturisolierten Behältern aufbewahrt. Die Proben für die bakteriologischen Untersuchungen wurden mit sterilen Glasflaschen entnommen.

Die Zahl der Bakterien wurde fluoreszenzmikroskopisch nach Anfärbung mit Acridinorange ermittelt (Einzelheiten bei MARXSEN 1981). Dabei wurden gleichzeitig die Anteile verschiedener Formen und Größen erfaßt, so daß auf diesem Wege der Ermittlung des Volumens der bakteriellen Biomasse die Berechnung von bakterieller Trockensubstanz und Kohlenstoffmasse möglich war (MARXSEN 1982). Diese Untersuchungen wurden mit Proben vom 3. 7. 80, 9. 7. 80 und 1. 8. 80 durchgeführt.

Am 9. 7. 80 wurde außerdem das bakterielle Aufnahmepotential für Glucose bestimmt (WRIGHT & HOBBIE 1965, 1966). Bei diesem Verfahren wird die Substrataufnahme mittels radioaktiv markierter Substanzen in Abhängigkeit von der Konzentration ermittelt. Sofern Diffusionsprozesse keine Rolle spielen, läßt sich die so ermittelte Stoffaufnahme normalerweise mit einer Gleichung beschreiben, die der MICHAELIS-MENTEN-Gleichung der Enzymkinetik entspricht (vgl. Abb.). Das Verfahren ist ausführlich bei MARXSEN (1980 b) dargestellt. Die genauen Bedingungen der hier beschriebenen Untersuchungen waren: Inkubationsdauer 1 h, Inkubationstemperatur 10,0 ° C (Bachtemperaturen: 9,3 und 10,5 ° C, s. Tab.

Abb. 1: Aufnahmegeschwindigkeit v (μg Glucose/l/h) in Abhängigkeit von der Konzentration A (μg Glucose/l) im Wengebach (unterbrochene Linie) und im Endschlagbach (durchgezogene Linie) am 9. 7. 1980. Die Kurven sind aus den eingezeichneten Meßwerten berechnet.



1), 5 Konzentrationen (0,17, 0,33, 0,66, 1,33, 3,29 µmol Glucose/l) jeweils mit 2 Parallelen und einem bei Versuchsbeginn fixierten Blindwert, Versuchsvolumen 10 ml, Fixierung mit 0,5 ml 40%iger Formaldehydlösung, D- (U-^{14} C)Glucose der Fa. Amersham Buchler, Braunschweig, Filtration über Membranfilter aus Zellulosenitrat mit 0,2 µm Porengröße der Fa. Sartorius, Göttingen, Auswertung im Flüssigszintillationszähler BF 5000 (Fa. Berthold & Frieseke) mit Emulsifier Scintillator (Fa. Packard). Die Berechnung der kinetischen Daten erfolgte durch H.-J. Krambeck mit einem von ihm erstellten Programm mit der Rechenanlage PDP 8 (Fa. Digital Equipment Corp.) des MPI für Limnologie in Plön.

Die chemischen und physikalischen Untersuchungen führte J. Brehm, Schlitz, durch. Die pH-Werte wurden mit einem Präzisions-pH-Meter, Typ 34 (Fa. Knick, Berlin) gemessen. Die Analyseverfahren der weiteren Parameter (Leitfähigkeit, Säurebindungsvermögen, Chlorid, Sauerstoff, $KMnO_4$-Verbrauch, Phosphat, Nitrat, Nitrit, Ammonium) sind BREHM (1975) zu entnehmen.

Untersuchte Gewässer

Die untersuchten Bäche liegen östlich von Kassel am Südwesthang des Kaufunger Waldes und entwässern etwa in westliche (Wengebach) bzw. südwestliche Richtung (Endschlagbach).

Während der Wald im Einzugsgebiet des Endschlagbaches weitgehend aus Fichtenmonokulturen besteht, gibt es im Bereich des Wengebaches noch größere Buchenbestände. In ihrem Unterlauf, dort wo die Proben für diese Untersuchung entnommen wurden, durchfließen beide Bäche enge Wiesentäler

Das Quellgebiet des Wengebaches liegt im Bereich des unteren Buntsandsteins, sein restliches Einzugsgebiet sowie das des Endschlagbaches im mittleren Buntsandstein mit jeweils kalkarmen Böden. Ausführliche Darstellungen von Geographie, Geologie und Vegetation finden sich bei MATTHIAS & MEINEL (1982) und MATTHIAS (1983).

Die Probenentnahmestelle am Wengebach entspricht W 4 und die am Endschlagbach E 6 der Untersuchung von MATTHIAS & MEINEL (1982).

Die Wasserführung war im Juli 1980 relativ hoch. Bezugnehmend auf die Angaben von MATTHIAS (1983) muß man im Wengebach mit 200 – 300 l/s rechnen, zeitweise auch mehr, während der Endschlagbach eine etwas stärkere Wasserführung aufwies.

Chemische Befunde

Tab. 1 faßt die chemischen und physikalischen Daten zusammen. Wesentliche Unterschiede zwischen beiden Bächen gibt es bei den pH-Werten. Im Wengebach wird fast der Neutralpunkt erreicht (pH 6,67 und 6,74), während der Endschlagbach eine mehr als 100-fache Protonenkonzentration aufweist (pH 4,34 und 4,62). Entsprechende Verhältnisse berichtet MATTHIAS (1983) für die gesamten Jahre 1980 und 1981 (Wengebach: pH 6,4 – 7,5, Endschlagbach: pH 3,9 – 5,3).

Die anderen Parameter liegen größtenteils auch in den Bereichen, die MATTHIAS (1983) ermittelte. Die Ursachen einiger leichter Abweichungen können hier nicht diskutiert werden. Auffällig sind die deutlich höheren Werte des $KMnO_4$-Verbrauches im Endschlagbach bei niedrigeren Konzentrationen von Phosphat und Nitrat. Die BSB_5-Werte von MATTHIAS (1983) liegen demgegenüber jeweils etwa gleich hoch, bei ca. 1 mg O_2/l.

Tab. 1. Chemische und physikalische Parameter.

	Wengebach		Endschlagbach	
	3. 7. 80	9. 7. 80	3. 7. 80	9. 7. 80
Temperatur (° C)	—	9,3	—	10,5
pH	6,67	6,74	4,34	4,62
Leitfähigkeit (μS_{20}/cm)	139	141	114	125
Säurebindungsvermögen (mval/l)	0,37	0,56	0,15	0,24
Chlorid (mg/l)	8,2	7,8	2,1	2,8
Sauerstoff (mg/l)	—	11,0	—	10,1
$KMnO_4$-Verbrauch (mg O_2/l)	3,1	1,9	5,4	5,0
Ortho-Phosphat (μg P/l)	42	24	14	3
Nitrat (mg N/l)	1,25	1,65	0,35	0,88
Nitrit (mg N/l)	0,013	0,007	0,007	0,005
Ammonium (mg N/l)	0,18	0,14	0,10	0,10

Ergebnisse

Die Daten der mikroskopischen Untersuchung der bakteriellen Biomasse (Tab. 2) zeigen keine Auffälligkeiten. Die Werte für die Gesamtzahl der Bakterien im fließenden Wasser

Tab. 2. Bakterienzahl und bakterielle Biomasse, Anteile verschiedener mikroskopisch unterscheidbarer Formen und Größen sowie mittleres Zellvolumen der Bakterien im fließenden Wasser von Wengebach und Endschlagbach. Fluoreszenzmikroskopische Auswertung nach Anfärbung mit Acridinorange. Berechnung der bakteriellen Trockensubstanz nach BAKKEN & OLSEN (1983): 1 mm³ Biovolumen ≙ 1,07 mg Feuchtsubstanz, 1 mg Feuchtsubstanz ≙ 0,3 mg Trockensubstanz.

	Wengebach			Endschlagbach		
	3. 7. 80	9. 7. 80	1. 8. 80	3. 7. 80	9. 7. 80	1. 8. 80
Gesamtzahl (* 10^6 Zellen/ml)	1,93	0,51	1,10	0,88	1,84	1,83
Gesamtbiomasse (μg TS/l)	47,0	11,5	33,3	26,4	31,0	39,8
mittl. Zellvolumen (μm^3)	0,076	0,070	0,094	0,093	0,053	0,068
Anzahl Stäbchen (* 10^6 Zellen/ml)	0,90	0,23	0,52	0,43	0,43	0,73
Anteil Stäbchen (%)	47	45	47	49	23	40
Biomasse Stäbchen (μg TS/l)	27,2	7,9	21,1	16,3	12,0	27,6
Anteil Biomasse Stäbchen (%)	58	68	64	62	39	69
Anzahl Kokken (* 10^6 Zellen/ml)	1,03	0,28	0,59	0,45	1,41	1,10
Biomasse Kokken (μg TS/l)	19,8	3,6	12,1	10,1	19,1	12,2
Anzahl Bakt. $>$ 1 μm (* 10^6 Zellen/ml)	0,24	0,082	0,25	0,17	0,10	0,33
Anteil Bakt. $>$ 1 μm (%)	12	16	22	20	5,3	18
Biomasse Bakt. $>$ 1 μm (μg TS/l)	16,5	5,5	18,7	14,3	9,5	21,2
Anteil Biomasse Bakt. $>$ 1 μm (%)	35	48	56	54	31	53

(Wengebach: 0,51 – 1,93 * 10^6/ml, Endschlagbach: 0,88 – 1,84 * 10^6/ml entsprechen den in ähnlichen osthessischen Bächen gefundenen Werten (MARXSEN 1980 a, s. Tab. 4). Auch die übrigen Parameter (Gesamtbiomasse, mittleres Zellvolumen, Anteile verschiedener, mikroskopisch unterscheidbarer Gruppen) weisen keine auffälligen Abweichungen auf. Etwas aus dem Rahmen der vorliegenden Untersuchungsserie fällt der hohe Anteil von kleinen Kokken im Endschlagbach am 9. 7. 80. Verglichen mit ähnlichen Gewässern handelt es sich jedoch auch hierbei nicht um einen Ausnahmefall.

Das Aufnahmepotential für Glucose (Tab. 3 und Abb.) unterscheidet sich deutlich zwischen beiden Bächen. Es erreicht im Wengebach etwa das 6fache des Wertes im Endschlagbach. Bezieht man die V_{max}-Werte auf eine Bakterienzelle bzw. auf die Biomasse, ergeben sich noch größere Unterschiede, nämlich 19fache bzw. 15fache.

Tab. 3. Werte der kinetischen Parameter der Aufnahmeuntersuchungen von Glucose am 9. 7. 80. V_{max} = maximale Aufnahmegeschwindigkeit, Aufnahmepotential, K_t+S_n = Summe aus der Aufnahmekonstanten K_t, die die Affinität einer Bakterienpopulation zum Substrat charakterisiert, und der natürlichen Substratkonzentration S_n, T_t = „turnover time", Umsatzzeit – die Zeit, die eine Bakterienpopulation braucht, um das gesamte, natürlich vorhandene Substrat einmal umzusetzen, V_{max}/Zelle = spezifisches Aufnahmepotential, und zwar Aufnahmepotential pro Bakterienzelle, V_{max}/TS = spezifisches Aufnahmepotential, und zwar Aufnahmepotential pro μg Trockensubstanz.

	Wengebach	Endschlagbach
V_{max} (μg Glucose/l/h)	0,59	0,10
K_t+S_n (μg Glucose/l)	59	17
T_t (h)	100	160
V_{max}/Zelle (fg Glucose/h/Zelle)	1,1	0,057
V_{max}/TS (μg Glucose/h/μg TS)	0,051	0,0034

Diskussion

Die Bakterienzahlen, die im Wenge- und im Endschlagbach ermittelt wurden, entsprechen denen, die zur gleichen Jahreszeit in den etwas weiter südlich gelegenen osthessischen Bächen Breitenbach und Rohrwiesenbach gefunden werden (s. Tab. 4). Deutliche Unterschiede zeigen dagegen teilweise die aufnahmekinetischen Parameter.

Tab. 4. Bakterienzahlen und aufnahmekinetische Parameter im Breitenbach und im Rohrwiesenbach (Osthessen) während der Monate Juni bis August.

	Breitenbach	Rohrwiesenbach
Gesamtzahl (10^6 Zellen/ml)	0,66 — 1,5	0,30 — 9,0
V_{max} (μg Glucose/l/h)	0,42 — 1,5	0,86 — 2,9
K_t+S_n (μg Glucose/l)	20 — 50	31 — 50
T_t (h)	31 — 81	14 — 41
V_{max}/Zelle (fg Glucose/h/Zelle)	0,38 — 1,4	0,20 — 0,68

Aus der Abbildung geht hervor, daß im Wengebach die Meßwerte der Glucose-Aufnahmegeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Substratkonzentration der MICHAELIS-MENTEN-Hyperbel sehr nahe kommen. Dagegen sind die Abweichungen von einem derartigen idealen Kurvenverlauf im Endschlagbach sehr groß. Zusammen mit den sehr niedrigen gemessenen Aufnahmegeschwindigkeiten spricht das für eine gestörte bakterielle Aufnahmefähigkeit für Glucose in diesem Gewässer. Dieser irreguläre Verlauf der Kurve bedeutet auch, daß die errechneten kinetischen Parameter für den Endschlagbach mit großen Unsicherheiten behaftet sind.

Der Wert für K_t+S_n im Wengebach liegt etwas über denen aus dem Breitenbach und dem Rohrwiesenbach, während im Endschlagbach ein niedrigerer Wert gemessen wurde. Die Interpretation dieses komplexen Parameters K_t+S_n, der sich aus der Affinitätskonstanten K_t und der natürlichen Substratkonzentration S_n zusammensetzt, ist immer etwas schwierig. Aber die vorliegenden Unterschiede legen doch die Vermutung nahe, daß im Wengebach eine bessere Substrat-(Glucose-)Versorgung gegeben ist als im Endschlagbach, trotz der höheren Konzentration an gelösten organischen Stoffen im Endschlagbach. Dieses größere Angebot dürfte jedoch weitgehend aus schwer abbaubaren Substanzen bestehen, deren Aufspaltung in niedermolekulare Stoffe, die dann von den Bakterien aufgenommen werden können, beeinträchtigt ist.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß sowohl im Wengebach, dessen pH nahe 7 liegt, als auch im Endschlagbach das Vorkommen mikroskopisch erfaßbarer Bakterien im fließenden Wasser keine Abweichungen von den Verhältnisse ähnlicher, anthropogen wenig beeinträchtigter Bäche zeigt. Die bakterielle Aufnahme für Glucose ist jedoch im Endschlagbach bei dem gemessenen pH von 4,6 erheblich reduziert, was besonders deutlich wird, wenn man das Aufnahmepotential V_{max} in Relation zur Bakterienzahl setzt.

Danksagung

Für die Hilfe bei der Formulierung des englischen Textes danke ich Frau Dr. E. Cox, Schlitz, herzlich. Ebenfalls danke ich den Herren Dr. J. Brehm, Schlitz, für das Bereitstellen der chemischen Daten und Dr. H.-J. Krambeck, Plön, für die Berechnung der kinetischen Daten.

Literatur

ANDERSSON, G., S. FLEISCHER & W. GRANELI, 1978: Influence of acidification on decomposition processes in lake sediment. — Verh. Internat. Verein. Limnol. **20**: 802–807.

BAKKEN, L. R. & R. A. OLSEN, 1983: Buoyant densities and dry-matter contents of microorganisms: Conversion of a measured biovolume into biomass. — Appl. Environ. Microbiol. **45**: 1188–1195.

BICK, H. & E. F. DREWS, 1973: Selbstreinigung und Ciliatenbesiedlung in saurem Milieu (Modellversuche). — Hydrobiologia **42**: 393–402.

BOYLEN, C. W., M. O. SHICK, D. A. ROBERTS & R. SINGER, 1983: Microbiological survey of Adirondack Lakes with various pH values. — Appl. Environ. Microbiol. **45**: 1538–1544.

BREHM, J., 1975: Hydrologische und chemische Übersichtsuntersuchungen an den Fließgewässern des Schlitzerlandes. III. Die Fulda. – Beitr. Naturkde. Osthessen **9/10**: 37–80.

— 1980: Zur anthropogenen Versauerung der Schlitzerländer Buntsandstein-Waldlandschaft. I. Allgemeine Einführung und Vorergebnisse. – Beitr. Naturkde. Osthessen **16**: 133–153.

— 1983: Zur anthropogenen Versauerung der Schlitzerländer Buntsandstein-Waldlandschaft. II. Der Niederschlags-pH-Wert in Abhängigkeit von der Jahreszeit. – Beitr. Naturkde. Osthessen **19**: 1–12.

— & M. P. D. MEIJERING, 1982: Zur Säureempfindlichkeit ausgewählter Süßwasser-Krebse (*Daphnia* und *Gammarus,* Crustacea). – Arch. Hydrobiol. **95**: 17–27.

DILLON, P. J., N. D. YAN, W. A. SCHEIDER & N. CONROY, 1979: Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extent and responses to base and nutrient additions. – Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **13**: 317–336.

DRABLØS, D. & A. TOLLAN, 1980: Proceedings of the International Conference on the Ecological Impact of Acid Precipitation. – SNSF Projekt, Oslo-Aas, Norwegen.

FERRONI, G. D., L. G. LEDUC & C. G. CHOQUET, 1983: Preliminary studies on the use of the heterotrophic activity method to evaluate acid-stress effects in aquatic environments. – Water Res. **17**: 1379–1384.

FJERDINGSTAD, E. & J. P. NILSSEN, 1982: Bacteriological and hydrobiological studies on acidic lakes in Southern Norway. – Arch. Hydrobiol./Suppl. **64**: 443–483.

FRIBERG, F., C. OTTO & B. S. SVENSSON, 1980: Effects of acidification on the dynamics of allochthonous leaf material and benthic invertebrate communities in running waters. – In: Drabløs, D. & A. Tollan (eds.): 304–305.

GAHNSTRÖM, G., G. ANDERSSON & S. FLEISCHER, 1980: Decomposition and exchange processes in acidified lake sediment. – In: Drabløs, D. & A. Tollan (eds.): 306–307.

GRAHN, O., H. HULTBERG & L. LANDNER, 1974: Oligotrophication – a self-accelerating process in lakes subjected to excessive supply of acid substances. – Ambio **3**: 93–94.

HARRIMAN, R. & B. MORRISON, 1980: Ecology of acid streams draining forested and non-forested catchments in Scotland. – In: Drabløs, D. & A. Tollan (eds.): 312–313.

JAHR, W., M. P. D. MEIJERING & W. WÜSTENDÖRFER, 1980: Zur Situation der Gattung *Gammarus* (Flohkrebse) im Vogelsberg. — Beitr. Naturkde. Osthessen **16**: 3—12.

KELLY, C. A., J. W. M. RUDD, A. FURUTANI & D. W. SCHINDLER, 1984: Effects of lake acidification on rates of organic matter decomposition in sediments. – Limnol. Oceanogr. **29**: 687–694.

LEDUC, L. G. & G. D. FERRONI, 1984: Glucose mineralization activity and the use of the heterotrophic activity method in an acidified lake. – Water Res. **18**: 609–612.

MARXSEN, J., 1980 a: Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fließenden Welle von Bächen. II. Die Zahl der Bakterien im Jahreslauf. – Arch. Hydrobiol./Suppl. **58**: 26–55.

— 1980 b: Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fließenden Welle von Bächen. III. Aufnahme gelöster organischer Substanzen. – Arch. Hydrobiol./Suppl. **58**: 207–272.

— 1981: Fluoreszenzmikroskopische Untersuchung der Bakterienflora und Bestimmung ihrer heterotrophen Aktivität in organisch belastetem und unbelastetem Grundwasser sandig-kiesiger Ablagerungen. – Int. J. Speleol **11**: 173–201.

— 1982: Zur Anwendbarkeit zweier bakteriologischer Verfahren bei der Untersuchung limnischer sandiger Sedimente. – Beitr. Naturkde. Osthessen **18**: 3–11.

MATTHIAS, U., 1983: Der Einfluß der Versauerung auf die Zusammensetzung von Bergbachbiozönosen. – Arch. Hydrobiol./Suppl. **65**: 407–483.

— & W. MEINEL, 1982: Zur anthropogenen Gewässerversauerung im Kaufunger Wald. – Philippia **5**: 76—86.

MEIJERING, M. P. D., 1984: Die Verbreitung von Indikatorarten der Gattung *Gammarus* im Schlitzerland (Osthessen) in 1968 und 1982. – Umweltbundesamt (Hrsg.): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Materialien 1/84: 96–105.

MINSHALL, G. W. & J. N. MINSHALL, 1978: Further evidence on the role of chemical factors in determining the distribution of benthic invertebrates in the River Duddon. — Arch. Hydrobiol. **83**: 324–355.

MUNIZ, I. P. & H. LEIVESTAD, 1980: Acidification – effects on freshwater fish. – In: Drabløs, D. & A. Tollan (eds.): 84–92.

OTTO, C. & B. S. SVENSSON, 1983: Properties of acid brown water streams in South Sweden. – Arch. Hydrobiol. **99**: 15–36.

PIEPER, H.-G. & M. P. D. MEIJERING, 1981: Zur Situation der Gattung *Gammarus* im Abflußgebiet der oberen Fulda. – Beitr. Naturkde. Osthessen **17**: 61–69.

— & W. MEINEL, 1983: Prognostizierbarkeit von Waldschäden durch Indikatoren der Gattung *Gammarus* in Fließgewässern der Mittelgebirge. – Beitr. Naturkde. Osthessen **19**: 84–89.

PUHE, J. & B. ULRICH, 1985: Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. – Arch. Hydrobiol. **102**: 331–342.

RAO, S. S. & B. J. DUTKA, 1983: Influence of acid precipitation on bacterial populations in lakes. – Hydrobiologia **98**: 153–157.

— A. A. JURKOVIC & J. O. NRIAGU, 1984: Bacterial activity in sediments of lakes receiving acid precipitation. – Environmental Pollution (Series A) **36**: 195–205.

— D. PAOLINI & G. G. LEPPARD, 1984: Effects of low-pH stress on the morphology and activity of bacteria from lakes receiving acid precipitation. – Hydrobiologia **114**: 115–121.

SCHOEN, R. & R. F. WRIGHT, 1983: Erste vorläufige Ergebnisse einer Untersuchung über Versauerungserscheinungen in kleinen, kalkarmen Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland während der Schneeschmelze 1983. – VDI Ber. **500**: 415–418.

— R. F. WRIGHT & M. KRIETER, 1984: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Erster regionaler Überblick. – Naturwissenschaften **71**: 95–97.

STEINBERG, C., K. ARZET & D. KRAUSE-DELLIN, 1984: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. – Naturwissenschaften **71**: 631–634.

TEICHMANN, W. & M. P. D. MEIJERING, 1981: Zur Situation der Gattung *Gammarus* im Kaufunger Wald. – Beitr. Naturkde. Osthessen **17**: 71–84.

TRAAEN, T. S., 1980: Effects of acidity on decomposition of organic matter in aquatic environments. – In: Drabløs, D. & A. Tollan (eds.): 340–341.

UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), 1984: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse und Wertung eines Statusseminars des Umweltbundesamtes in Zusammenarbeit mit dem Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft von 23./24. Februar 1984. München. Materialien 1/84. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 462 S.

WRIGHT, R. T. & J. E. HOBBIE, 1965: The uptake of organic solutes in lake water. – Limnol. Oceanogr. **10**: 22–28.

— — 1966: Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. – Ecology **47**: 447–464.

ZIEMANN, H., 1975: Über den Einfluß der Wasserstoffionenkonzentration und des Hydrogenkarbonatgehaltes auf die Ausbildung von Bergbachbiozönosen. — Int. Rev. ges. Hydrobiol. **60**: 523–556.

Manuskript bei der Schriftleitung eingegangen am 30. Juni 1986.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jürgen Marxsen
Limnologische Flußstation des
Max-Planck-Instituts für Limnologie
D-6407 Schlitz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Philippia. Abhandlungen und Berichte aus dem Naturkundemuseum im Ottoneum zu Kassel

Jahr/Year: 1982-1987

Band/Volume: 5

Autor(en)/Author(s): Marxsen Jürgen

Artikel/Article: Untersuchungen zur bakteriellen Biomasse und zur bakteriellen Aufnahme von Glucose in 2 Bächen des Kaufunger Waldes (Nordhessen) 423-432