

Aufnahmekinetik von Bakterienpopulationen im Sediment des Plußsees

Tjeerd Blauw

This paper reports some preliminary results of an uptake-kinetic study of the heterotrophic activity in the surficial sediments of Plußsee (FRG). V_{\max} -values for glucose varied over a relative wide range. This may be caused by changes in sedimentation. High V_{\max} -values coincided with high bacterial numbers.

Die Sedimentoberfläche eines aquatischen Ökosystems ist eine Stelle hoher heterotropher Aktivität. Die während der Sedimentation schon weitgehend abgebaute organische Substanz (OHLE 1962) wird von heterotrophen Mikroorganismen an der Schlamm-Wasser-Kontaktzone weiter mineralisiert. KIMMEL u. GOLDMAN (1977) fanden, daß die Hälfte des sedimentierten organischen Kohlenstoffs im Sediment mineralisiert wird, die andere Hälfte verbleibt als permanentes Sediment. Die freigesetzten Nährstoffe werden im Sediment angehäuft und teilweise wieder in das Wasser freigesetzt.

Um quantitative Werte über heterotrophe Prozesse im Sediment des Plußsees zu bekommen, begannen wir, die heterotrophe Aktivität im Jahresverlauf zu messen. An dieser Stelle soll ein kurzer Überblick über die ersten Ergebnisse dieser Untersuchungen gegeben werden. Ausführliche Angaben über die angewandten Methoden und Zusammenhänge mit anderen Parametern werden später veröffentlicht werden.

Das Profundalsediment des Plußsees ist ein Dy-Gyttja (UNGEMACH 1960) von flockiger Struktur und braunschwarzer Farbe. An der Sedimentoberfläche beträgt das Trockengewicht 2-3% des Feuchtgewichts, der organische Gehalt ist mit 50-60% des Trockengewichts hoch. Das Littoralsediment ist eher als ein mineralisches Sediment zu betrachten. Das Trockengewicht beträgt etwa 50% des Frischgewichts, und der organische Gehalt variiert zwischen 7 und 10% des Trockengewichts. Die Konzentration der verschiedenen Nährstoffe im Interstitialwasser ist sehr hoch und von der Tiefe abhängig, wie in Abb. 1 für Ammonium dargestellt ist. Obwohl die Ammoniumkonzentration im Sediment aus 5 m Tiefe erheblich höher ist als die im Wasser, das direkt im Kontakt mit dem Sediment steht, ist sie im Vergleich mit größeren Tiefen des Sees doch recht niedrig. Die Ammoniumkonzentration nimmt ferner stark innerhalb des Sedimentprofils zu. Auch die Konzentrationen des gelösten, anorganischen Phosphats zeigen große Unterschiede zwischen Littoral- und Profundalsedimenten (Abb. 2). Die Vertikalverteilung im Profil unterscheidet sich jedoch von der des Ammoniaks: Unterhalb der Sedimentoberfläche gibt es ein Maximum, wonach die Konzentration in tieferen Schichten wieder abnimmt. Weitere Daten über den Sedimentchemismus des Plußsees geben UNGEMACH (1960) und OHLE (1964).

Als Maß für die heterotrophe Aktivität wurde die Aufnahme von D-(U- 14 C)-Glucose benutzt. PARSON u. STRICKLAND (1962) zeigten, daß die Aufnahme 14 C-markierter organischer Stoffe durch natürliche marine Bakterienpopulationen der Michaelis-Menten Kinetik entspricht. HOBBIE u. WRIGHT (1965) benutzten die maximale Aufnahmegeschwindigkeit (V_{\max}) zur Charakterisierung des heterotrophen Potentials. Zugleich lassen sich mit diesem Verfahren die Summe aus Substrataffinität und natürlicher Substratkonzentration ($K_t + S_n$) sowie die "Turn Over Time" bei natürlicher Substratkonzentration (T) bestimmen. Obwohl man nur einen sehr geringen Teil des Spektrums der gelösten organischen Substanzen erfaßt, hat sich die Anwendung der Aufnahmekinetik zur Untersuchung der heterotrophen Aktivität im Gewässer gut bewährt. Es hat sich gezeigt, daß die Höhe der maximalen Aufnahmegeschwindigkeit vom Trophiezustand der Gewässer abhängig ist (HOBBIE u. WRIGHT 1968).

Bisher ist diese Methode noch nicht oft zur Sedimentuntersuchung angewandt worden (WOOD 1970, WOOD u. CHUA 1972, HALL et al. 1972, WOOD 1973, STEINBERG 1977). Die Anwendung des aufnahmekinetischen Verfahrens zur Sedimentuntersuchung bringt einige methodische Probleme mit sich. Denn im Sediment muß mit einer wesentlich höheren Bakterienzahl gerechnet werden, dementsprechend vollzieht sich die Aufnahme des zugegebenen Substrats wesentlich schneller als in der Wassersäule. Um zu verhindern, daß die Substratkonzentration innerhalb der Inkubationszeit zu stark absinkt, muß deshalb das Sediment verdünnt werden. Eine Verdünnung ist auch deshalb notwendig, um das Substrat so gleichmäßig wie möglich in der Probe zu verteilen, denn alle Bakterien müssen im Kontakt mit derselben Substratkonzentration stehen. Konzentrationsgradienten innerhalb einer Probe sind unbedingt zu vermeiden.

Zwischen August 1976 und Januar 1977 wurden Sedimentproben mit einem Züllich-Stecher aus 25 m Tiefe entnommen. Sofort auf dem See wurde die Sedimentprobe aufgeteilt und die obersten 5 cm für die Messung der Aufnahmekinetik verwendet. Im Labor wurde eine bestimmte Menge Sediment mit der 30-40fachen Menge filtrierten Seewassers ($0,2 \mu$), das im direkten Kontakt mit dem Sediment gestanden hatte, verdünnt. Das Gemisch wurde mit Argon durchgeblasen, um anaerobe Bedingungen zu erhalten. Entsprechende Mengen dieses

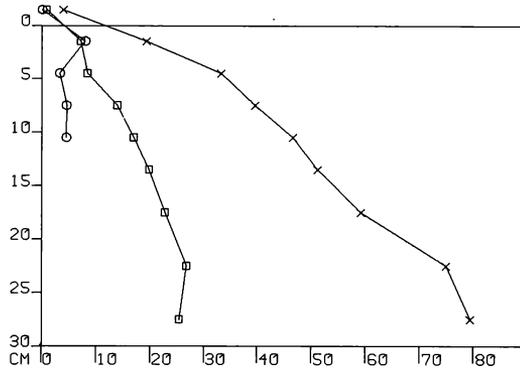


Abb. 1: Plußsee 1977. $\text{NH}_4\text{-N}$ im Interstitialwasser

Sediment aus 5 m Tiefe (16.6.77), Max = 9.09 mg/l
 Sediment aus 15 m Tiefe (16.6.77), Max = 26.77 mg/l
 Sediment aus 28 m Tiefe (15.6.77), Max = 79.52 mg/l

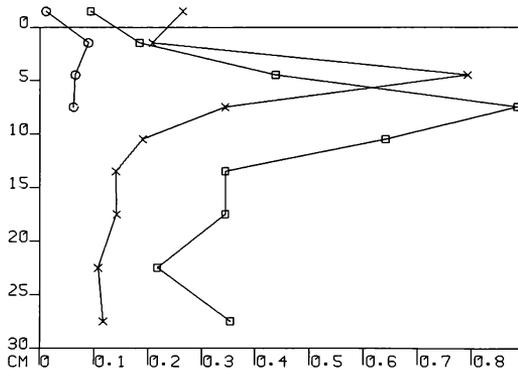


Abb. 2: Plußsee 1977. $\text{PO}_4\text{-P}$ im Interstitialwasser

Sediment aus 5 m Tiefe (16.6.77), Max = 90 $\mu\text{g/l}$
 Sediment aus 15 m Tiefe (16.6.77), Max = 887 $\mu\text{g/l}$
 Sediment aus 26 m Tiefe (15.6.77), Max = 794 $\mu\text{g/l}$

Gemisches wurden bei 4°C , der *in situ* Temperatur, während einer Stunde mit unterschiedlichen Konzentrationen ^{14}C -markierter Glucose inkubiert. Am Ende der Inkubationszeit wurden die Proben fixiert. Ein Teil der Sedimentverdünnung wurde für die Messung des während der Inkubationszeit gebildeten $^{14}\text{CO}_2$ verwendet (HOBBIE u. CRAWFORD 1969). Mit Hilfe eines Computerprogramms wurden die kinetischen Parameter (V_{max} , K_t + S_n , T) ermittelt. Ab Ende September wurde auch die Bakterienzahl mit Hilfe der Epifluoreszenz-Methode bestimmt.

Die Einzelergebnisse streuen häufig stark, was wahrscheinlich auf den heterogenen Charakter des Sediments zurückzuführen ist. Immerhin zeigten die kinetischen Parameter einen auffallenden Verlauf während der Untersuchungsperiode. V_{\max} schwankte zwischen 0.019 und 0.267 $\mu\text{g/g}$ Frischsediment \cdot h (Abb. 3), die Veratmung zwischen 8 und 19% der totalen Aufnahme. Nach Angaben von OVERBECK (1974) variieren die V_{\max} -Werte im Wasser des Plußsees zwischen 0.1 und 1 $\mu\text{g/l} \cdot$ h. Die Aufnahme rate ist im Wasser also etwa 300fach niedriger als im Sediment. Hieraus wird schon deutlich, daß selbst bei der in dieser Tiefe herrschenden niedrigen Temperatur die heterotrophe Aktivität im Sediment hoch ist.

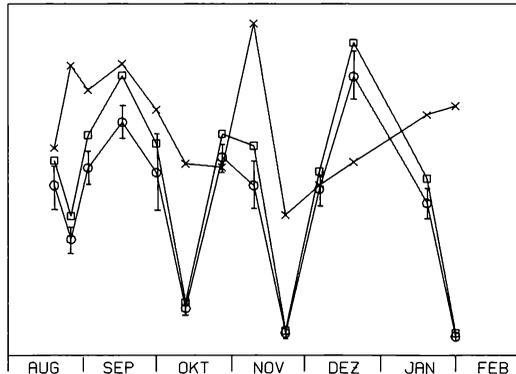


Abb. 3: Plußsee 1976/77. Sediment aus 25 m Tiefe (0-5 cm; 4°C)

V_{\max} (netto) Max = 0.238 $\mu\text{g/g FS} \cdot$ h
 V_{\max} (total) Max = 0.267 $\mu\text{g/g FS} \cdot$ h
 Mineralisation; Max = 18.9 Prozent der V_{\max} (total)

Die V_{\max} -Werte sind jedoch um mehr als eine Zehnerpotenz niedriger als die niedrigsten Werte, die WOOD (1970) in einem Ästuar bestimmte. Sie stimmen mit Werten überein, die HALL et al. (1972) bei gleicher Temperatur im Sediment des flachen, oligotrophen Marion Lake (BC) fanden. Obwohl man im eutrophen Plußsee höhere Werte erwarten würde, ist diese Übereinstimmung aus dem Tiefenunterschied der beiden Seen zu erklären. 99.4% der im Epilimnion des Plußsees produzierten organischen Substanz wird schon während der Sedimentation mineralisiert (OHLE 1962). Im Marion Lake (1 m tief) steht dagegen das Sediment im ständigen Kontakt mit der durchleuchteten Produktionszone, wodurch die für einen oligotrophen See relativ hohen Werte zu erklären sind. Auch im Plußsee wurde im Littoral-sediment eine höhere heterotrophe Aktivität als in der Tiefe gemessen, wie in Tabelle 1 gezeigt wird. Zwischen dem Sediment aus 15 und 28 m sind dagegen kaum Unterschiede festzustellen.

Tab. 1: Plußsee, 2.5.1977

V_{\max} des Sediments (0-5 cm)
 Substrat: Glucose
 Inkubationszeit: 0.5 h
 Inkubationstemperatur: 4°C

Sediment aus Tiefe (m)	V_{\max} ($\mu\text{g/g FS} \cdot \text{h}$)
28	0.143 (+ 0.015)
15	0.109 (+ 0.014)
5	0.251 (+ 0.043)

$K_t + S_n$ variierte während der Untersuchungsperiode zwischen 56 und 272 $\mu\text{g/l}$ und zeigte einen gleichen Verlauf wie V_{max} (Abb. 4). Durch die Verdünnung des Sediments ist der Anteil der natürlichen Substratkonzentration an $K_t + S_n$ reduziert, so daß Änderungen der $K_t + S_n$ eher durch Änderungen der Substrataffinität verursacht werden. Aus den Schwankungen der Substrataffinität ist zu erkennen, daß qualitative Änderungen der Bakterienpopulationen vorliegen. Die Bakterienzahlen zeigen jedoch, daß aber auch quantitative Änderungen der Bakterienpopulation für die heterotrophe Aktivität von Bedeutung sind (Abb. 5). Im allgemeinen stimmen hohe Bakterienzahlen (bis zu $9.8 \cdot 10^8/\text{g FS}$) mit hohen V_{max} -Werten überein mit Ausnahme der Werte für November.

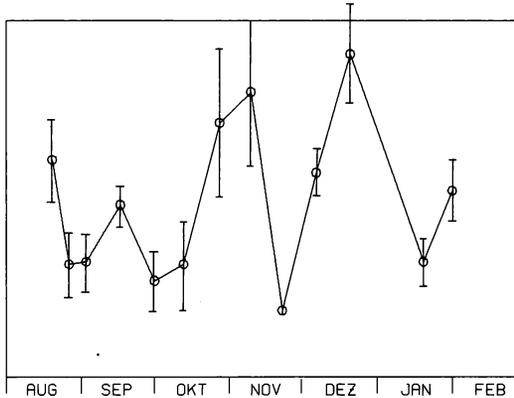


Abb. 4: Plußsee 1976/77. Sediment aus 25 m Tiefe (0-5 cm; 4°C)
 $K_t + S_n$; Max = 272 $\mu\text{g/l}$

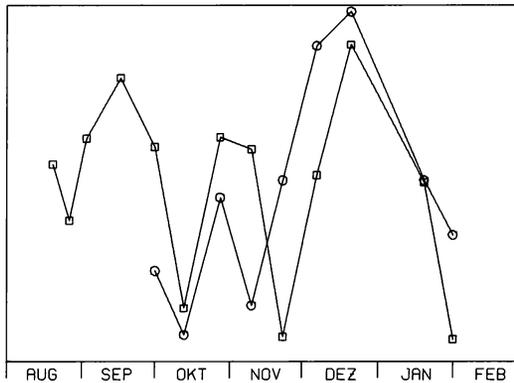


Abb. 5: Plußsee 1976/77. Sediment aus 25 m Tiefe (0-5 cm; 4°C)
 Bakterienzahl (Direktzahl); Max = $9.83 \cdot 10^8$ Bakterien/g FS
 V_{max} (total) ; Max = 0.267 $\mu\text{g/g FS} \cdot \text{h}$

Auffallend sind die relativ großen Schwankungen der Aktivität. Auch WOOD (1970) und HALL et al. (1972) fanden in ihren Studien zeitlich große Variationen der V_{max} , die hauptsächlich durch Temperaturschwankungen verursacht wurden. Da während der Untersuchungsperiode in 25 m Tiefe des Plußsees eine konstante Temperatur von 4°C herrschte, wird die heterotrophe Aktivität des Sediments vermutlich nur vom Substratangebot, also von der Sedimentationsrate, reguliert. Es ist aber auch möglich, daß zeitweilig auftretende Turbulenzen die aktive Sedimentoberfläche mit tiefer liegenden, wenig aktiven Schichten durchmischen. Um diese Frage zu klären, wurden inzwischen Messungen der Sedimentationsrate begonnen.

Literatur

- HALL K.J., KLEIBER P.M., YESAKI I., 1972: Heterotrophic uptake of organic solutes by microorganisms in the sediment. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 29 (Suppl.): 441-471.
- HOBBIE J.E., CRAWFORD C.C., 1969: Respiration corrections for bacterial uptake of dissolved organic compounds in natural waters. Limnol. Oceanogr. 14: 528-532.
- , WRIGHT R.T., 1968: A new method for the study of bacteria in lakes: Description and results. Mitt. Int. Ver. Limnol. 14: 64-71.
- KIMMEL B.L., GOLDMAN C.R., 1977: Production, sedimentation and accumulation of particulate carbon and nitrogen in a sheltered subalpine lake. In (Ed. H.L. GOLTERMAN): Interactions between sediments and freshwater. The Hague (Junk B.V.): 148-155.
- OHLE W., 1962: Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechseldynamik der Gewässer. Kieler Meeresforsch. 18: 107-120.
- 1964: Interstitiallösungen der Sedimente, Nährstoffgehalt des Wassers und Primärproduktion des Phytoplanktons in Seen. Helgol. wiss. Meeresunters. 10: 411-429.
- OVERBECK J., 1974: Über die Kompartimentierung der stehenden Gewässer - Ein Beitrag zur Struktur und Funktion des limnischen Ökosystems. Verh. Ges. f. Ökologie (Saarbrücken 1973): 211-223.
- PARSONS T.R., STRICKLAND J.D.H., 1962: On the production of particulate organic carbon by heterotrophic processes in sea water. Deep-Sea Res. 8: 211-222.
- STEINBERG C., 1977: Bacteria, bacterial activities and uptake kinetics in surficial sediments of a small eutrophicated mountain lake. Mitt. Int. Ver. Limnol. 20: in press.
- UNGEMACH H., 1960: Sedimentchemismus und seine Beziehung zum Stoffhaushalt in 40 europäischen Seen. Diss. Kiel.
- WOOD L.W., 1970: The role of estuarine sediment microorganisms in the uptake of organic solutes under aerobic conditions. Ph. D. Thesis North Carolina State University (Dept. of Zoology).
- 1973: Pollution stress and respiration of glucose by natural microbial communities of the sediment and water of Toronto Harbour. Proc. 16th Conf. Great Lakes Res.: 204-213.
- , CHUA K.E., 1972: Glucose flux at the sediment-water interface of Toronto Harbour, Lake Ontario, with reference to pollution stress. Can. J. Microbiol. 19: 413-420.
- WRIGHT R.T., HOBBIE J.E., 1965: The uptake of organic solutes in lake water. Limnol. Oceanogr. 10: 570-576.

Adresse:

Tjeerd Blauw
Max-Planck-Institut für Limnologie
Abteilung Allgemeine Limnologie
August-Thienemann-Str. 2
D-2320 Plön

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1978

Band/Volume: [7_1978](#)

Autor(en)/Author(s): Blauw Tjeerd

Artikel/Article: [Aufnahmekinetik von Bakterienpopulationen im Sediment des Plußsees 131-135](#)