

Zur Ökologie schwefel-, methan- und wasserstoffoxidierender Bakterien in der Saar

Ulrich Zaiß

Meinem verehrten Lehrer, Herrn Prof. Dr. J. Overbeck,
zum 60. Geburtstag gewidmet.

Reduced sulphur compounds, methane and hydrogen are produced during anaerobic degradation of organic matter mainly in the sediments of the impounded reaches of the River Saar. In presence of oxygen, these compounds were oxidized by specific bacterial populations (thiobacilli, methane oxidizers, hydrogen oxidizers) in the water and at the sediment surface. The distribution of these *bacteria* is described in longitudinal profiles of the River Saar at different seasons. At the sediment surface of the canalized middle reach, optimal conditions exist for the three metabolic types of *bacteria*. Here 100 times higher numbers were observed than in water and in sediment of the upper and lower reach. Their activity was closely correlated to the concentrations of the utilized substrates which were affected by the water discharge. In the case of thiobacilli, the rate of oxidation was dependent upon the kind of substrate (S^{2-} , $S_2O_3^{2-}$, FeS).

Hydrogen oxidizers, methane oxidizers, sediment surface, thiobacilli, water discharge.

1. Einführung

Schwefelwasserstoff, Methan und Wasserstoff sind Gase, die von Mikroorganismen nur unter anaeroben Umweltbedingungen gebildet werden. Anaerobe Verhältnisse erwartet man normalerweise nicht in einem Fluß, da bewegtes Wasser ständig Sauerstoff mit der Atmosphäre austauscht. Die meisten Flüsse dienen jedoch als Vorfluter unserer Abwässer, deren organische Substanz zu einer starken Sauerstoffzehrung führt. So kann es in der Zone des ruhig dahinfließenden Tieflandflusses (Potamal) zur Anaerobiose kommen. Im Potamal sedimentiert zudem ein Großteil der feinstpartikulären Fracht, die meist einen hohen Prozentsatz organischen Materials aufweist. In diesen Ablagerungen finden die anaeroben Gasproduzenten optimale Entwicklungsmöglichkeiten, wie ZAISS & KALTWASSER (1979a, b) am Beispiel der Saar zeigten.

Die in den Sedimenten gebildeten Gase können wiederum von anderen Bakterien-
gruppen als Energiequelle genutzt werden. Dabei ist im Falle von Schwefelwasserstoff und Methan Sauerstoff nötig. *Thiobazillus denitrificans* kann dagegen Schwefelwasserstoff mit Nitrat als Elektronenacceptor oxidieren. Wasserstoff kann auch vielen anaeroben Mikroorganismen als Energiequelle dienen und z.B. die Produktion von Schwefelwasserstoff und Methan fördern. Bakterien, die Methan oxidieren, gehören der Familie *Methylomonadaceae* an. Alle aus der Saar bisher isolierten Schwefeloxidierer gehören der Gattung *Thiobazillus* an (SCHNEIDER et al. 1981), während die wasserstoffoxidierenden Bakterien oder Knallgasbakterien taxonomisch sehr heterogen sind.

Verbreitung und Aktivität dieser Mikroorganismen sind in erster Linie von der gleichzeitigen Präsenz ihrer Energiequellen (S^{2-} , H_2 , CH_4) und des Sauerstoffs abhängig. Die Produktion der Energiequellen wird in der Saar vorwiegend durch die Abflußrate reguliert (ZAISS 1981a). Die Sauerstoffkonzentration wird zusätzlich biologisch und physikalisch durch die Temperatur beeinflusst.

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

2.1 Die Saar

Die Saar, Vorfluter fast aller saarländischen Gewässer sowie der Nebenflüsse aus dem ostlothringischen und westpfälzischen Einzugsgebiet, kann auf Grund ihrer Belastung, der Strömungsverhältnisse und damit der Beschaffenheit ihrer Flußsohle nach ZAISS et al. (1979) in charakteristische Teile aufgliedert werden. Der Oberlauf bis Sarreguemes (Flußkilometer 122) ist durch kommunale Abwässer und Oberflächenabfluß von kultiviertem Land wenig belastet und weist hohe Strömungsgeschwindigkeiten auf. Dieser Abschnitt ist in Abb. 1 als oberes Rhithral bezeichnet. Der Mittellauf war im Untersuchungszeitraum 1977-1980 von Sarreguemes, wo der Saar-Kohle-Kanal in die Saar mündet, bis Ens Dorf (km 160) für die Schifffahrt kanalisiert und weiter bis zum Wasserkraftwerk Mettlach (km 204) aufgestaut. Hier fließt die Saar langsam und ist durch kommunale und industrielle Abwässer stark verschmutzt. An dieses künstliche Potamal schließt sich flußabwärts von Mettlach das untere Rhithral an. Der Unterlauf war durch wasserbauliche Maßnahmen wenig beeinflußt, aber durch kommunale Abwässer und Oberflächenabfluß aus intensiv bewirtschafteten Weinbergen stark belastet (ZAISS 1981b). Der Unterlauf der Saar wird zur Zeit zur Großschifffahrtsstraße ausgebaut. Der Mündungsbereich bei Konz (km 240) war dies schon während der Untersuchungen. Der mittlere Abfluß der Saar betrug in dieser Zeit am Pegel Mettlach (km 204) $85.4 \text{ m}^3/\text{s}$ und schwankte zwischen 21.8 und $898 \text{ m}^3/\text{s}$.

2.2 Methodik

Wasserproben wurden in 2 m Entfernung vom Ufer aus etwa 30 cm Wassertiefe mit sterilen Glasflaschen und Sedimentproben mit dem Schöpfer nach Lenz (Hydro-Bios, Kiel) entlang der Saar entnommen. Die Zahl der Methanoxidierer, die Methankonzentration und -oxidationsrate wurden nach ZAISS et al. (1982), die Zahl der Thiobazillen nach ZAISS (1981c), das Thiosulfatoxidationsvermögen nach RHEINHEIMER (1965), die Zahl der Knallgasbakterien und die Wasserstoffkonzentration nach ZAISS et al. (1979) bestimmt.

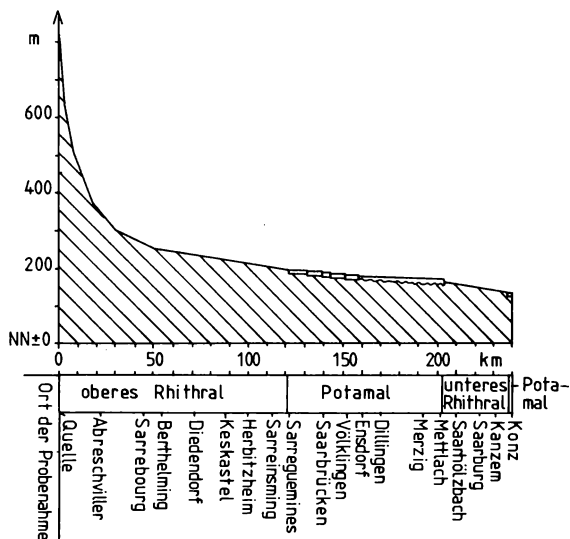


Abb. 1: Längsschnitt der Saar von der Quelle zur Mündung mit Probenahmestellen.

3. Ergebnisse

3.1 Schwefeloxidierende Bakterien

Die Verbreitung der schwefeloxidierenden Bakterien im Längsverlauf der Saar ist in Abb. 2 A an Hand der Untersuchungsergebnisse vom Sommer 1978 und Frühjahr 1979 wiedergegeben. Die Zahl der Thiobazillen nahm von der Quelle flussabwärts stetig zu. Dabei wurden an der Sedimentoberfläche jeweils rund 2 bis 3 Zehnerpotenzen größere Populationsdichten gemessen als im Wasser. Die höchsten Zellzahlen konnten meist im Mittellauf der Saar beobachtet werden.

Die Sulfidkonzentration im Wasser lag im gesamten Flußlauf nahe der unteren Nachweisgrenze und erreichte einen Höchstwert von nur 1.1 $\mu\text{mol/l}$ bei Mettlach (km 204). Im Sediment des kanalisiertem Mittellaufs und der Saarmündung wurden dagegen hohe Sulfidkonzentrationen festgestellt, wie in Abb. 2 B wiedergegeben. Nach ZAISS & KALTWASSER (1979a) ist dies auf eine starke bakterielle Sulfatreduktion in diesem Bereich zurückzuführen.

Das Thiosulfatoxidationsvermögen des Saarwassers, das nach ZAISS (1981c) eher ein Maß für die Zahl der Thiobazillen ist als für die 'in situ'-Aktivität, da die natürliche Substratkonzentration bei dieser Meßmethode außerordentlich erhöht wird, spiegelt ein ähnliches Bild wie die Sulfidkonzentration und die Zahl der Thiobazillen wider, die allerdings logarithmisch dargestellt sind. Das Thiosulfatoxidationsvermögen war im Sediment um drei Zehnerpotenzen höher als im Wasser und betrug maximal 30.9 $\text{mmol Thiosulfat je Gramm und Tag}$.

Die Zahl der Thiobazillen im Sediment und Wasser war deutlich von der Wasserführung und damit von der Jahreszeit abhängig. Während des Frühjahrshochwassers

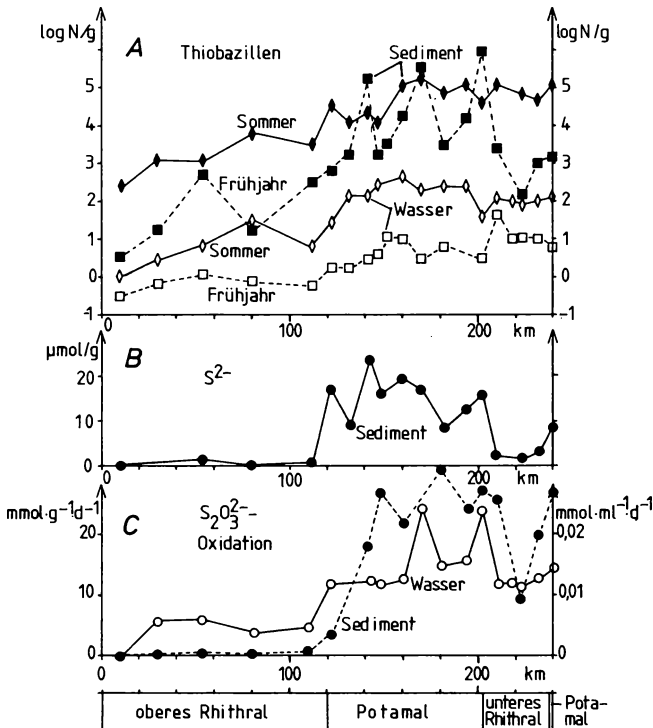


Abb. 2: A) Zahl der Thiobazillen im Längsverlauf der Saar. Schwarze Symbole geben die Zellzahlen im Sediment, weiße Symbole die der Wasserphase, durchgezogene Linien die Sommerwerte und gestrichelte Linien die Frühjahrswerte wieder. B) Konzentration an Gesamtsulfid in den Sedimenten der Saar. C) Thiosulfatoxidationsvermögen des Wassers (weiße Kreise) und des Sediments (schwarze Kreise) im Längsverlauf der Saar.

wurde im gesamten Fluß nur ein Zehntel der Thiobazillen gefunden, die im Sommer bei Niedrigwasser vorhanden waren. Im Sediment konnte ähnliches beobachtet werden. Ausführlicher ist die Einwirkung des Abflusses auf die Populationsdichte der Thiobazillen in Abb. 3 dargestellt. Teil A der Graphik gibt die Durchschnittswerte des monatlichen Abflusses der Saar bei Mettlach für den Untersuchungszeitraum 1978 bis 1980 wieder. Teil B und C stellen jeweils die Monatsdurchschnitte aller Probestellen der drei verschiedenen Flußabschnitte im Sediment bzw. im Wasser dar. Sowohl im Wasser als auch im Sediment wurden die höchsten Bakterienzahlen im August bei Niedrigwasser beobachtet. Ebenso wurden im Oktober und Juni meist höhere Zellzahlen gefunden als im Winter und Frühjahr bei Hochwasser. Dies galt für Rhithral und Potamal gleichermaßen. Natürlich wird die Entwicklung der Thiobazillen auch durch die höhere Temperatur im Sommer begünstigt. Die Temperatur ist aber nicht ausschlaggebend, wie ein Vergleich der Werte von Mai und Juni zeigt, die bei annähernd gleichen Temperaturen bestimmt wurden.

Um ein besseres Maß der Aktivität als das Thiosulfatoxidationsvermögen zu erhalten, wurden 100 g Sediment in einem 1-l-Erlenmeyerkolben mit 50 ml Standortswasser in flacher Schicht durch Schütteln gut belüftet. Die anaerobe Sulfatreduktion wurde so unterbunden. In regelmäßigen Abständen wurde die Gesamtsulfidkonzentration bestimmt. Es zeigte sich eine biphasische Sulfidabnahme, die in Abb. 4A dargestellt ist. In den ersten 20 Tagen nahm die Sulfidkonzentration rapide ab. Unter Abzug der Kontrollwerte, die mit autoklaviertem Sediment bestimmt wurden, errechnete sich eine mittlere Oxidationsaktivität von $0.046 \mu\text{mol S}^{2-}/\text{g} \cdot \text{d}$. Ein ähnlicher Versuch wurde mit Saarwasser vom Standort Ens Dorf (km 160) durchgeführt, das im Juli 1980 $2.8 \mu\text{mol S}^{2-}/\text{l}$ enthielt. Die chemische Oxidation - in der mit Chloroform gesättigten Kontrollprobe bestimmt - machte in der ersten Stunde knapp die Hälfte der Gesamttoxikation aus, so daß die mikrobielle Oxidation nur $0.017 \mu\text{mol S}^{2-}/\text{ml} \cdot \text{d}$ betrug. Eine ähnliche Relation von chemischer zu bakterieller Oxidation beobachtete ZAISS (1981c) am Netzbach. Im Vergleich zur Thiosulfat-oxidation waren beide 'in situ'-Aktivitäten gering. Berücksichtigt man bei dem Vergleich der Oxidationsraten von Wasser und Sediment aus Abb. 4, daß im Sediment mit $4.1 \cdot 10^5$ Thiobazillen je Gramm 3 Zehnerpotenzen mehr Thiobazillen als im Wasser vorhanden waren, so kann festgestellt werden, daß lösliche Sulfide (vor allem H_2S und HS^-) besser verwertet werden als die im Sediment vorliegenden unlöslichen Schwermetallsulfide, die in mindestens zwei unterschiedlich verwertbaren Formen verfügbar waren, wie der biphasische Abbau in Abb. 4 A verdeutlicht.

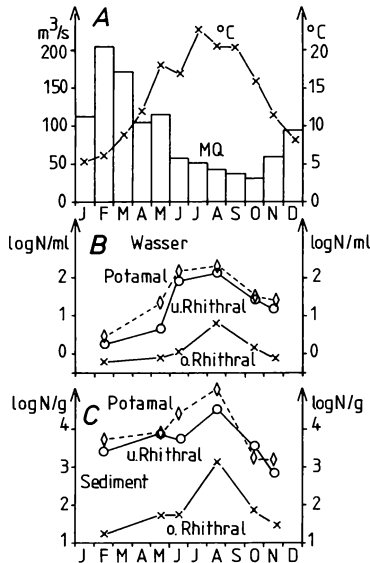


Abb. 3: A) Monatliche Durchschnittswerte des Abflusses und der Wassertemperatur im Untersuchungszeitraum 1978-1980 im Potamal der Saar.
 B) Durchschnittswerte der Thiobazillen-Zellzahlen jeweils aller Entnahmestellen des oberen Rhithrals, des Potamals und des unteren Rhithrals im Wasser und
 C) im Sediment.

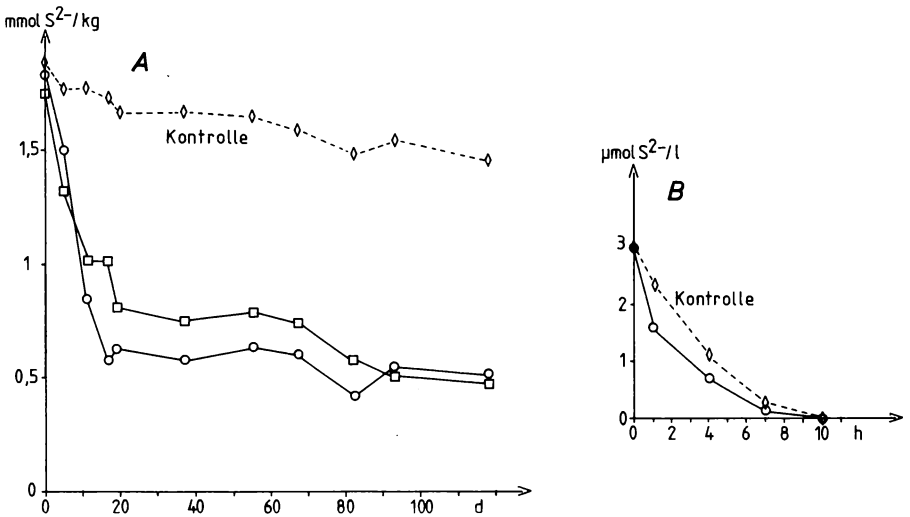


Abb. 4: A) Sulfidoxidation im Sediment der Saar vom Standort Ensdorf (Kreise) und Mettlach (Quadrate). Die Kontrolle gibt die chemische Oxidation in sterilem Sediment wieder. B) Sulfidoxidation im Wasser vom Standort Ensdorf.

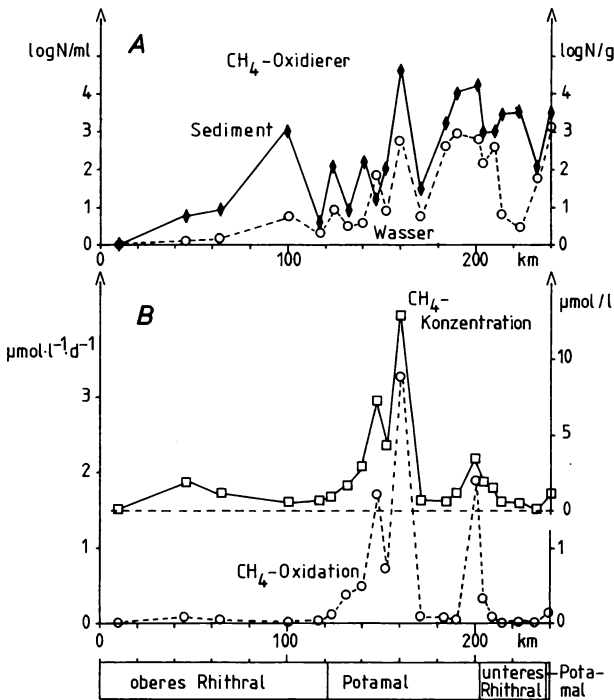


Abb. 5: A) Zahl der Methanoxidierer im Längsverlauf der Saar im August 1978. Schwarze Rauten geben die Zellzahlen im Sediment, weiße Kreise die Zellzahlen im Wasser wieder. B) Methankonzentration (Quadrate) und Methanoxidationsrate (Kreise) im Längsverlauf der Saar.

3.2 Methanoxidierende Bakterien

Die Verbreitung der Methanoxidierer im Verlauf der Saar ist in Abb. 5 A dargestellt. Auch die Zahl der Methanoxidierer nahm von der Quelle zur Mündung zu. Die höchsten Zellkonzentrationen wurden im Sediment bei Ensdorf (km 160) und im Wasser bei Merzig (km 190) gefunden. Im Durchschnitt wurden im Sediment 10 mal so viele solche Bakterien gefunden wie im freien Wasser.

Die Konzentration des Methans war im Wasser des Ober- und Unterlaufs gering (Abb. 5 B). Beträchtlicher Konzentrationsanstieg wurde im Mittellauf der Saar beobachtet, in dessen Sedimenten ZAISS & KALTWASSER (1979b) eine starke Methanbildung maßen. Die Aktivität methylo tropher Bakterien, in Abb. 5 B als Methanoxidationsrate dargestellt, war eng mit der Methankonzentration korreliert.

Die im August 1978 bei Niedrigwasser erhaltenen Meßwerte waren größer als die von ZAISS et al. (1982) im Juli 1978 und April 1979 bei wenig höherer Wasserführung bestimmten Daten. Der enge Zusammenhang zwischen Methanoxidation und -konzentration einerseits und Wasserführung andererseits ist in Abb. 6 verdeutlicht. Die Untersuchungsergebnisse von je einer Entnahmestelle im Rhithral und Potamal sind für Mai 1978 bis Mai 1979 dem Abfluß gegenübergestellt. Teil A dieser Graphik zeigt den typischen Jahresgang des Abflusses, mit großen Wassermengen im Winter und Frühjahr und geringen im Sommer und Herbst. Methankonzentration und -oxidationsrate wiesen hohe Werte bei Niedrigwasser und kleine bei Hochwasser auf. Die Temperatur spielte eine untergeordnete Rolle, wie im Sommer und Herbst zu beobachten war, als bei fallenden Temperaturen die Methanoxidationsrate anstieg bzw. konstant blieb. Damit verhielten sich die Methanoxidierer ähnlich wie die Thiobazillen.

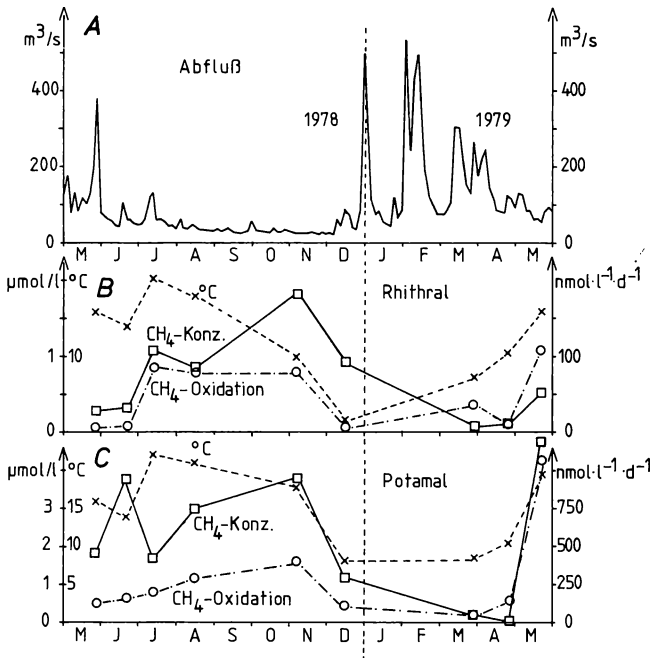


Abb. 6: A) Abfluß der Saar bei Mettlach vom Mai 1978 bis Mai 1979.
 B) Jahresgang der Wassertemperatur, der Methankonzentration und der Methanoxidationsrate bei Sarreinsming (km 114) im oberen Rhithral der Saar und
 C) bei Ensdorf (km 160) im Potamal der Saar.

3.3 Wasserstoffoxidierende Bakterien

Die Zellzahl der Wasserstoffoxidierer stieg von der Quelle zur Mündung in Wasser und Sediment um 6 Zehnerpotenzen an (Abb. 7 A). Dabei wurde die höchste Populationsdichte im Sediment des Potamals bei Konz (km 240) mit $1.5 \cdot 10^5$ /g bestimmt. Die Zahl der Wasserstoffoxidierer im Sediment lag durchschnittlich eine Zehnerpotenz über der Zellzahl des Wassers. Abb. 7 B und C geben die jahreszeitlichen Schwankungen der Zellzahlen im Sediment und Wasser von je einer Entnahmestelle des oberen Rhithrals und Potamals der Saar wieder. Ein Einfluß der Temperatur und Wasserführung auf die Zelldichte schien nicht gegeben zu sein, denn im Rhithral blieben die Zellzahlen über das Jahr hin konstant. Im Potamal wurden bei Hochwasser sowohl niedrige als auch hohe Zellkonzentrationen gefunden. Im Durchschnitt war die Zellzahl im Wasser des Potamals doppelt so hoch wie im Rhithral. Im Sediment war sie 7mal so hoch.

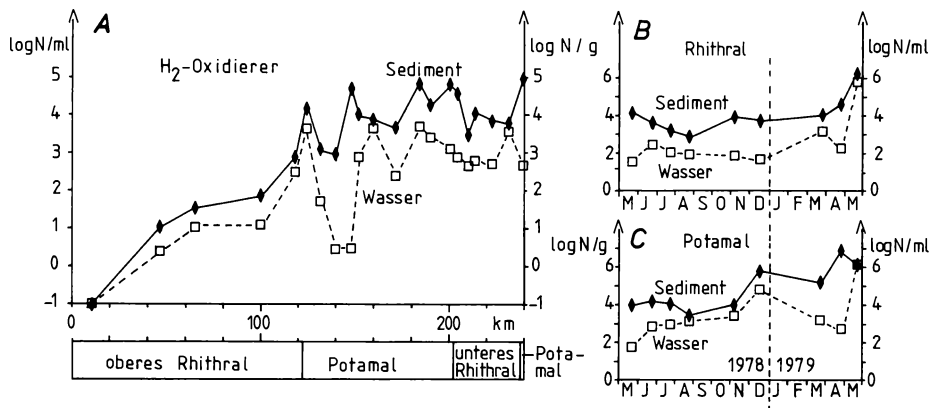


Abb. 7: A) Zahl der Wasserstoffoxidierer im Längsverlauf der Saar im August 1978. Schwarze Rauten geben die Zellzahlen im Sediment, weiße Kreise die Zellzahlen im Wasser wieder.
 B) Zellzahlen der Wasserstoffoxidierer im Jahresverlauf im Sediment (schwarze Rauten) und Wasser (weiße Quadrate) bei Sarreinsming (km 114) im oberen Rhithral der Saar und
 C) bei Ens Dorf (km 160) im Potamal der Saar.

Molekularer Wasserstoff konnte im Wasser zu keiner Jahreszeit gaschromatographisch nachgewiesen werden. Ebenso blieben Untersuchungen des Sediments oft erfolglos. Nur selten konnten Spuren von Wasserstoff entdeckt werden. Die Höchstkonzentration betrug 2 nmol/g im Sediment von Ens Dorf (km 160). Da kaum Substrat nachweisbar war, konnte die 'in situ'-Aktivität der Knallgasbakterien nicht bestimmt werden. Wasserstoffoxidierer können allerdings auch heterotroph wachsen, indem sie organisches Material als Kohlenstoff- und Energiequelle verwerten. Um festzustellen, ob diese Bakterien in der Saar autotroph leben, wurde von WINTER (1981) die Enzymaktivität der Wasserstoffoxidierer bestimmt, die aus Saarwasser durch Zentrifugation angereichert wurden. Dabei wurde in 10^9 Wasserstoffoxidierern eine Hydrogenaseaktivität von 65 $\mu\text{mol H}_2/\text{d}$ nachgewiesen. Die von SCHLEGEL & EBERHARDT (1972) zusammengefaßten Untersuchungsergebnisse verschiedener Autoren zeigten, daß Wasserstoffoxidierer auch bei heterotrophen Wachstum Hydrogenaseaktivität besaßen, die stark von der Art des organischen Substrats, der Stickstoffquelle und der Sauerstoffkonzentration abhing. In Reinkulturen lagen die Werte zwischen 31 und 600 $\mu\text{l H}_2/\text{h je mg Protein}$. In autotroph wachsenden Wasserstoffoxidierern wurden Aktivitäten von über 1000 $\mu\text{l H}_2/\text{h} \cdot \text{mg}$ gemessen. Inkubiert man Saarwasser unter einer Knallgasatmosphäre, so müßte die Hydrogenase der Wasserstoffoxidierer induziert werden, wenn sie bis dahin heterotroph gelebt hätten. Solche Experimente ergaben, daß die Hydrogenaseaktivität von 65 auf 1190 $\mu\text{mol H}_2/\text{d}$ in 10^9 Wasserstoffoxidierern anstieg. Dieser Anstieg entsprach der aus der Literatur bekannten Aktivitätszunahme beim Übergang vom heterotrophen zum autotrophen Wachstum. Es muß daher angenommen werden, daß Wasserstoffoxidierer im Saarwasser heterotroph leben.

4. Diskussion

Vergleicht man bei den drei untersuchten Bakteriengruppen die Populationsdichten von Sediment und Wasser, so gelangt man zu der Feststellung, daß das Sediment der bevorzugte Lebensraum ist. Für Thiobazillen und autotroph lebende Wasserstoffoxidierer wurde im Wasser keine Energiequelle nachgewiesen, so daß keine Existenzgrundlage für sie bestand. Die Methankonzentration im Wasser war sehr gering und bestimmte die Höhe der Oxidationsrate. Die Rolle der im Wasser befindlichen Methanoxidierer im Kohlenstoffkreislauf der Saar ist unbedeutend, denn sie oxidieren nach ZAISS et al. (1982) nur 1.2% des aus den Sedimenten ins Wasser aufsteigenden Methans.

Wesentlich bessere Bedingungen finden diese Mikroorganismen an der Sedimentoberfläche, vor allem im Mittellauf der Saar. Die Sulfidkonzentration ist hoch, wie Abb. 2 zeigte. Die Sulfatreduktion betrug nach ZAISS (1981a) sowie ZAISS & KALTWASSER (1979a) 0.2 bis 0.5 $\mu\text{mol/g} \cdot \text{d}$, so daß etwa 10mal so viel Schwefel reduziert wie oxidiert wird. Ein weiterer Beleg für diese Relation sind die im Verlauf der Saar durch den kanalisiertem Abschnitt abnehmende Sulfatkonzentration (ZAISS, KALTWASSER 1979a; SCHNEIDER et al. 1981) und die sich in der Tiefe der Sedimente anhäufenden Sulfide. Die Methankonzentration an der Sedimentoberfläche war nach ZAISS (1981a) und ZAISS et al. (1982) 3 bis 4 Zehnerpotenzen höher als im Wasser. Eine Methanoxidation an der Sedimentoberfläche konnte bisher wegen der starken Methanproduktion nicht bestimmt werden. Untersuchungen an einem Bach und einem See, die durch natürlich austretendes Grubengas belastet sind (ZAISS 1981c), zeigten aber, daß bei ähnlichen Zellzahlverhältnissen zwischen Sediment und Wasser die Methanoxidation im Sediment 50 bis 10^5 mal so hoch war wie im Wasser.

Wasserstoff wird in den Sedimenten in großen Mengen produziert, wie die Bestimmung der Hydrogenaseaktivität durch ZAISS (1981a) zeigte. Trotzdem wurden nur Spuren von Wasserstoff nachgewiesen. Dies könnte an einer schnellen Wasserstoffverwertung durch anaerobe Bakterien, wie *Methanobacteriaceae* und Desulfurikanten, oder aber den Knallgasbakterien zumindest an der Sedimentoberfläche liegen. Nach SCHLEGEL (1974) oxidieren Knallgasbakterien an der Erdoberfläche, wo sie häufig nachgewiesen werden, den im Boden gebildeten Wasserstoff. Nach CONRAD & SEILER (1979) sind die Wasserstoffkonzentrationen allerdings zu gering, um von den bekannten Knallgasbakterien verwertet zu werden. Auch die im Saarsediment gefundenen Höchstkonzentrationen lagen unter diesem Niveau. Aerobe Organismen, die diese H_2 -Spuren verwerten, sind noch nicht bekannt; dagegen kann von den Methanbakterien der H_2 -Partialdruck so stark gesenkt werden (u.a. BRYANT 1979). In der Saar werden 81-96% des produzierten Methans aus H_2 und CO_2 gebildet (ZAISS 1981a), so daß die Methanbakterien zunächst als verantwortlich für die niedrige H_2 -Konzentration angesehen werden müssen. Knallgasbakterien leben danach an der Sedimentoberfläche vermutlich heterotroph. Die hohe Konzentration an organischem Material dürfte diese Lebensweise noch begünstigen.

Die im Wasser ständig nachzuweisenden Methanoxidierer und Thiobazillen werden sehr wahrscheinlich kontinuierlich aus dem Sediment herausgewaschen. MATSON et al. (1978) zeigten bei Untersuchungen an einem nordamerikanischen Fluß, daß mit steigendem Abfluß die Zahl einiger Bakteriengruppen im Sediment auf Grund der Auswaschung abnahm und im Wasser zunahm. NIEMELÄ & TUOVINEN (1972) beobachteten dies ebenso an Hand der Zellzahl von Thiobazillen. In Saarwasser und -sediment nahmen die Zellzahlen der Thiobazillen und Methanbildner jedoch bei Hochwasser gleichzeitig ab. RHEINHEIMER (1981) sowie MÜTZE & ENGEL (1960) beobachteten ein ähnliches Verhalten an der Unterelbe. Dieses unterschiedliche Verhalten in den einzelnen Flüssen dürfte durch die Höhe des Abflusses bedingt sein. Der durchschnittliche Abfluß des von MATSON et al. (1978) untersuchten Flusses wurde mit 25 m^3/s angegeben. Dies entspricht etwa dem niedrigsten Abfluß der Saar. Bei dem von NIEMELÄ & TUOVINEN (1972) untersuchten Sirppujoki handelt es sich wahrscheinlich auch um einen kleinen Fluß. Die Hochwasser dieser Flüsse konnten damit offensichtlich die aus dem Sediment abgeschwemmten Bakterien nicht so stark verdünnen wie in Unterelbe und Saar.

Die Untersuchungen wurden von der Europäischen Gemeinschaft, Umwelt- und Rohstoffprogramme, gefördert (Vertrags-Nr. 242-77-1 ENV D). Ich danke Frau J. Rosinus, Frau M. Schneider und Herrn P. Winter für ihre engagierte Assistenz und der Wasserwirtschaftsverwaltung des Saarlandes für die Angabe der Abflußraten.

Literatur

- BRYANT M.P., 1979: Microbial methane production - theoretical aspects. J. Anim. Sci. 48: 193-201.
- CONRAD R., SEILER W., 1979: The role of hydrogen bacteria during the decomposition of hydrogen by soil. FEMS Microbiol. Lett. 6: 143-145.
- MATSON E.A., HORNOR S.G., BUCK J.D., 1978: Pollution indicators and other microorganisms in river sediment. J. Water Pollut. Control Fed. 50: 13-19.
- MÜTZE B., ENGEL H., 1960: Untersuchungen über die bakterielle Schwefeloxidation in der Elbe. Arch. Mikrobiol. 35: 303-309.
- NIEMELÄ S.I., TUOVINEN O.H., 1972: Acidophilic thiobacilli in the River Sirppujoki. J. gen. Microbiol. 73: 23-28.
- RHEINHEIMER G., 1965: Mikrobiologische Untersuchungen in der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. Arch. Hydrobiol./Suppl. 29: 181-251.
- RHEINHEIMER G., 1981: Mikrobiologie der Gewässer. 3. Aufl. Stuttgart (Fischer): 251 S.
- SCHLEGEL H.G., EBERHARDT U., 1972: Regulatory phenomena in the metabolism of Knallgasbacteria. Adv. microbial Physiol. 7: 205-242.
- SCHLEGEL H.G., 1974: Production, modification, and consumption of atmospheric trace gases by microorganisms. Tellus 26: 11-20.
- SCHNEIDER M., ZAISS U., KALTWASSER H., 1981: Thiobazillen im Wasser und Sediment der Saar. Zbl. Bakt. Hyg. I. C 2: 365-374.
- WINTER P., 1981: Mikrobielle Oxidation von Methan und Wasserstoff in der Saar. Diplomarbeit Univ. Saarbrücken.
- ZAISS U., BLASS M., KALTWASSER H., 1979: Produktion und Verbrauch von Methan und Wasserstoff durch Mikroorganismen in der Saar. Dt. Gewässer. Mitt. 23: 1-6.
- ZAISS U., KALTWASSER H., 1979a: Der Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf die Desulfurikation im Fließgewässer. Verh. Ges. Ökol. 7: 343-350.
- ZAISS U., KALTWASSER H., 1979b: Über den Einfluß wasserbaulicher Maßnahmen auf die mikrobiologische Gasproduktion in Fließgewässersedimenten. Arch. Hydrobiol. 87: 314-326.
- ZAISS U., 1981a: Seasonal studies of methanogenesis and desulfurication in the sediments of the River Saar. Zbl. Bakt. Hyg. I. C 2: 76-89.
- ZAISS U., 1981b: Dispersal and fate of coliphages in the River Saar. Zbl. Bakt. Hyg. I. B 174: 160-173.
- ZAISS U., 1981c: Natural ebullition of mine gas and its microbial oxidation in the Netzbach brook, Saarland. Verh. Int. Ver. Limnol. 21: 1381-1385.
- ZAISS U., WINTER P., KALTWASSER H., 1982: Microbial methane oxidation in the River Saar. Z. allg. Mikrobiol. 22: 139-148.

Adresse

Dr. Ulrich Zaiß
Fachrichtung Mikrobiologie
Universität des Saarlandes
D-6600 Saarbrücken 11

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1983

Band/Volume: [10_1983](#)

Autor(en)/Author(s): Zaiß Ulrich

Artikel/Article: [Zur Ökologie schwefel-, methan- und wasserstoffoxidierender Bakterien in der Saar 403-411](#)