

Bestimmung der aus Sedimenten stehender Gewässer löslichen
N- und P-Anteile und ihr Einfluß auf die Eutrophierung

H.H.LOTHALLER

1. Einleitung und Problemstellung

Diese Veröffentlichung ist die Kurzfassung einer Dissertation. In dieser Dissertation war die Aufgabe gestellt, nach einführendem Studium der Grundbegriffe der Limnologie chemische Methoden für das vorliegende Problem zu adaptieren, mit denen die Vorgänge im Gewässer verfolgt und überprüft werden können.

Aus den Ergebnissen der Stickstoff- und Phosphorgehalte von Sediment und überstehendem Wasser war auszuwerten, ob und wieviel an eutrophiebedingenden Stoffen sich aus dem Sediment in das Wasser löst und ob daraus eine negative Beeinflussung der Wasserqualität zu befürchten ist.

Die erhaltenen Ergebnisse wurden anhand der Theorie diskutiert und, um auch praktischen Nutzen aus dieser Arbeit zu erzielen, Vorschläge zur Verbesserung der Wasserqualität, bzw. zur Verminderung der Eutrophierung erarbeitet.

Zur Untersuchung der Eutrophierungsphänomene wurden Freiland- und Laborversuche durchgeführt. Bei den Freilanduntersuchungen ist zu berücksichtigen, daß es sich bei den im weiteren Grazer Raum befindlichen stehenden Gewässern fast durchwegs um künstlich angelegte "Seen" handelt, die die typische Charakteristik von Flachgewässern aufweisen.

2. Theorie

2.1 Chemie der Stickstoffverbindungen

Stickstoff kommt in vielen Verbindungen im Gewässer vor, anorganisch als Nitrat, Nitrit und Ammonium, organisch als Zwischenstufen des mikrobiellen Eiweißabbaues, als Exkretionsprodukt tierischer Konsumenten sowie in freien Verbindungen, Aminosäuren, Enzymen und anderen N-Verbindungen, in geringen Mengen aber auch als gelöster molekularer Stickstoff.

Die wichtigsten chemischen Umsetzungen sind:

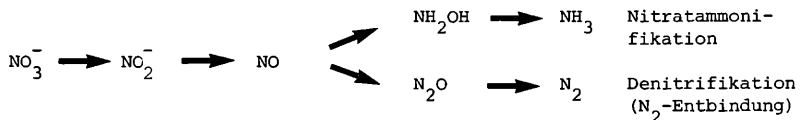
Nitratammonifikation und Denitrifikation

Nitrate können für den Stoffwechsel der Mikroorganismen eine doppelte Bedeutung haben: einer Reihe von Organismen dient NO_3^- als Stickstoffquelle, einigen Mikroorganismen aber auch unter anaeroben oder teilweise anaeroben Bedingungen als Elektronenacceptor (Nitratatmung).

Für das Studium der Biochemie der Stickstoffverbindungen, besonders die Untersuchung der beteiligten Enzyme, sei auf die Arbeiten von W.G.ZUMFT verwiesen.

Die oben erwähnte Nutzung von Nitrat als Wasserstoffacceptor bzw. als Elektronenacceptor führt bei einigen Bakterien zur Ausscheidung von Ammoniak (Nitratammonifikation), bei vielen Bakterien aber zur Freisetzung von molekularem Stickstoff (Denitrifikation); auch Intermediärprodukte (NO , N_2O) können in Gasform freigesetzt werden.

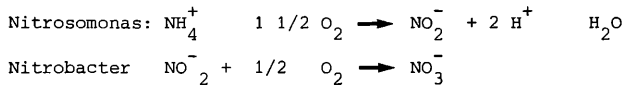
Nitratammonifikation (nach SCHLEGEL):



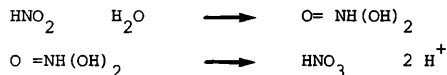
Nitrifikation: NH_4^+ - und NO_2^- - Oxidation:

An der Umsetzung des Ammoniaks zu Nitrit sind in erster Linie zwei Bakteriengattungen ("Salpeterbakterien") beteiligt:

Nitrosomonas- und Nitrobacter- Arten. Die Oxidation verläuft nach SCHLEGEL wie folgt:



Man nimmt an, daß Hydroxylamin ein Zwischenprodukt der Ammoniakoxidation ist, weil Nitrosomonas Nitrite nicht oxidieren kann, Hydroxylamin aber in Nitrit überführt. Die Hydroxylaminoxidation ist keine Einstufenreaktion, sondern läuft über weitere Intermediate, die jedoch bisher nicht mit Sicherheit identifiziert sind. Das wahrscheinlichste Zwischenprodukt ist Dihydroxiammoniak, $\text{NH}(\text{OH})_2$. Die Nitritoxidation, die Nitrobacter durchführt, ist wahrscheinlich eine einfache Dehydrierung, da die salpetrige Säure durch Einlagerung von Wasser eine Dihydroxi-Verbindung bilden kann, die sich zu Salpetersäure dehydrieren läßt:



Fixierung von molekularem Stickstoff:

Die Stickstoffbindung ist ein reduktiver Prozeß, der von Stickstoff ($\text{N}=\text{N}$) über Diimid ($\text{HN}=\text{NH}$) und Hydrazin ($\text{H}_2\text{N}-\text{NH}_2$) zu Ammoniak (2NH_3) verläuft. Freie Zwischenprodukte dürften nicht auftreten; der Reduktionsprozeß vollzieht sich am selben Enzymkomplex und erst das fertige Reaktionsprodukt löst sich vom Enzym.

Der Einbau des Ammoniaks:

Die Aminogruppen werden in die Aminosäuren durch direkte Aminierung oder durch Transaminierung eingeführt. Die Überführung von anorganischem Stickstoff in organische Bindung verläuft immer über Ammoniak.

Nitrat, Nitrit und molekularer Stickstoff werden zunächst assimilatorisch zu NH_4^+ reduziert und dann erst in organische Verbindungen eingebaut.

2.2. Chemie der Phosphorverbindungen:

In Seen und Fließgewässern sind stets drei Phosphatfraktionen nebeneinander vorhanden: anorganisches gelöstes Phosphat als Orthophosphat (PO_4^{---}) und Polyphosphat, organisches gelöstes Phosphat und organismisch gebundenes (= "partikuläres") Phosphat (Organismen oder Detritus); alle Fraktionen zusammen sind das Gesamtphosphat, das einem vielfältigen biogenen Metabolismus im Gewässer unterliegt.

Eine besonders wichtige Aufgabe im Stoffwechsel der Zelle haben die Phosphorester d.h. Mono- und Diester der Orthophosphorsäure. In die große Gruppe dieser Verbindungen gehören eine Reihe von Vitaminen und Coenzymen sowie phosphorylierte Säuren, Zuckerester, Nukleotide, Phosphatide und weitere, für den Stoffwechsel wichtige Stoffe. Andererseits bildet der Phosphor einige interessante anorganische Verbindungen wie Metaphosphate, Polyphosphate, Apatitminerale (Knochensubstanz) u.a.

2.3. Sediment und Eutrophierung:

An physikalisch - chemischen Parametern sind bei der Freisetzung von P- und N- Anteilen aus dem Sediment Temperatur, pH-Wert und Redoxpotential beteiligt, wobei die Temperatur die relativ geringere Rolle spielt. Die Löslichkeit von Verbindungen steigt zwar prinzipiell mit der Temperatur, doch da besonders an den Vorgängen bei der Stickstofffreisetzung Mikroorganismen beteiligt sind, wirken zu hohe Temperaturen hemmend.

Redoxpotential und pH beeinflussen sich praktisch immer gegenseitig, so daß aus einem dieser Parameter allein kaum Rückschlüsse möglich sind.

Beim Phosphat ist z.B. die Bindung als Ca-Apatit bei höherem pH am stärksten, während die Bindung als Eisen- oder Aluminium-Phosphat bei pH 5 bis 7 am beständigsten ist. Bei den N-Anteilen tritt bevorzugt bei pH 7 bis 9 Denitrifikation auf; im allgemeinen ist der pH-Einfluß bei den N-Umsetzungen aber wesentlich geringer als beim P Stoffwechsel.

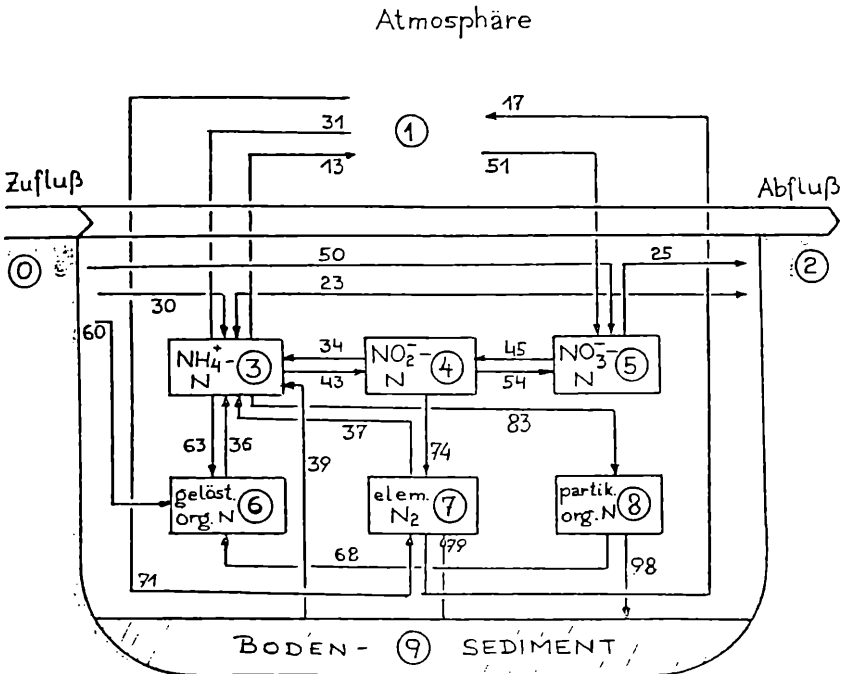
Die Redoxbedingungen ändern sich im See mit dem zeitlichen Wechsel von Zirkulation und Stagnation und der Menge an organischen Resten, die im Profundal abgebaut werden. Interessant ist in diesem Zusammenhang, daß selbst in sauerstoffreichen Gewässern die Oxidationszone nur wenige mm in das Sediment hineinreicht und praktisch nicht vom O_2 - Gehalt des überstehenden Wassers beeinflußt wird.

Eutrophierung durch Stickstofffreisetzung:

Der Stickstoffaustausch erfolgt (im Gegensatz zur P - Freisetzung) praktisch immer durch mikrobielle Vorgänge, dabei sind sowohl Nitrifikation als auch Denitrifikation beteiligt. Bei diesen Umsetzungen richtet sich die Art der Freisetzung (Oxidation oder Reduktion) nach dem Redoxpotential. Die Freisetzung von Ammoniak ist unter anaeroben Bedingungen am größten. Die Tatsache, daß auch bei Sauerstoffgehalt im überstehenden Wasser Denitrifikation stattfindet, beweist, daß die Denitrifikation unterhalb der Schlammoberfläche stattfindet. Wie aus den Untersuchungen von KAMP - NIELSEN zu entnehmen ist, ist die Freisetzung von Stickstoffverbindungen immer eng mit dem Abbau organisch - biologischen Materials verbunden.

In folgender Abbildung ist eine Übersicht über den Stickstoff-metabolismus in Sediment und Gewässer ersichtlich. Die Zahlen an den Pfeilen kennzeichnen den Transport in den j-ten Anteil aus dem i-ten Anteil.

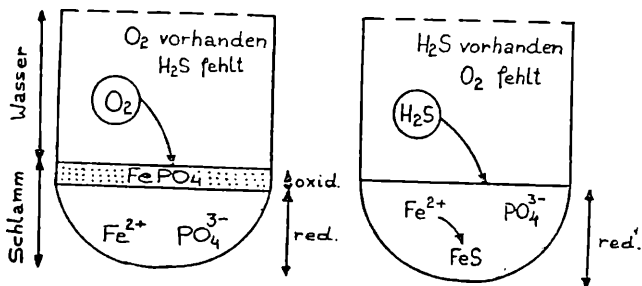
- 3 → 4 → 5 Nitrifikation
- 6 → 3 Ammonifikation
- 5 → 4 → 3 Nitratammonifikation
- 5 → 4 → 7 → 1 Denitrifikation
- 5 → 4 → 3 → 8 Nitratassimilation
- 1 → 7 → 3 → 8 Stickstoffbindung
- 1 → 7 → 3 → 6 Stickstoffbindung



Schema der möglichen Umwandlungsschritte und Transportwege von Stickstoffverbindungen in einem Gewässer - Ökosystem aus UHLMANN.

Phosphor - Umsetzungen zwischen Sediment und überstehendem Wasser:

Beim Phosphorhaushalt sind physikalisch - chemische Einflüsse (pH und besonders das Redoxpotential) von größerer Bedeutung als mikrobielle Umsetzungen. Das $\text{Fe}^{2+} / \text{Fe}^{3+}$ - Gleichgewicht ist hier besonders beteiligt, was in folgender Abbildung deutlich wird:



Mobilisierung der im Bodensediment eines stehenden Gewässers festgelegten Vorräte an gelöstem Orthophosphat infolge Sauerstoffschwund und Schwefelwasserstoffbildung am Schlamm - Wasser - Kontakt. "Reduktive Zerstörung" der aus FePO_4 und $\text{Fe}(\text{OH})_3$ bestehenden "Sperrschicht" aus UHLMANN.

Ist einmal eine Algen-Massenentwicklung vorhanden, wird die Ausnutzung des im Bodensediment festgelegten Phosphorvorrates im Sinne einer positiven Rückkopplung beeinflusst:

Höheres P-Angebot \rightarrow mehr Algen - Biomasse \rightarrow mehr Faulschlamm
 \rightarrow stärkere Bildung von Schlammgas \rightarrow stärkere Rücklieferung des im Porenwasser des Sediments gelösten Orthophosphats an den Wasserkörper.

Genauere theoretische Betrachtungen über die Löslichkeit der P-Verbindungen aus dem Sediment können in diesem Rahmen nicht ausgeführt werden. Als Literatur hierzu kann z.B. die Veröffentlichung von GAECHTER empfohlen werden.

3. Praktischer Teil

3.1 Methodik

Stickstoffbestimmung:

Bei der Bestimmung des Gesamt-N wurde von der früher gebräuchlichen Phenolschwefelsäure - Methode abgegangen, weil sie die oxidierten Anteile (NO_2^- und NO_3^-) nicht repräsentativ erfaßt. Die N-Fractionen wurden getrennt bestimmt und dann addiert und als Gesamtstickstoffmenge angegeben:

NO_3^- - Bestimmung: mittels 2,6-Dimethylphenol (DEV D 9, 8)

NO_2^- - Bestimmung: mittels Sulfanilamid und N-(-1-Naphthyl) - äthylen-diamin (DEV D 10, 8)

Bestimmung des NH_4^+ - N und des organ. N: nach PECHLANER (Univ. Innsbruck): Aufschluß mit H_2SO_4 conc. und Perhydrol, anschließend KJELDAHL-Dest.

N-Bestimmung im Schlamm: Aufschluß mit H_2SO_4 conc. und Selen-Reaktionsgemisch, anschließend KJELDAHL-Dest.

Phosphorbestimmung:

Die Gesamtphosphor-Bestimmung erfolgte nach dem Molybdänblauverfahren (DEV D 11, 8).

P-Bestimmung im Schlamm: Aufschluß von fein zerriebener Trockensubstanz mit H_2SO_4 conc./ HClO_4 conc. (5 1), filtrieren und Weiterverarbeitung nach DEV D 11, 8.

Weiters wurden untersucht:

O_2 -Gehalt (membran-polari-metrisch mit Elektrode), Schlammvolumen, Trockenrückstand, Glührückstand und Schlammindex.

3.2. Freilandversuche:

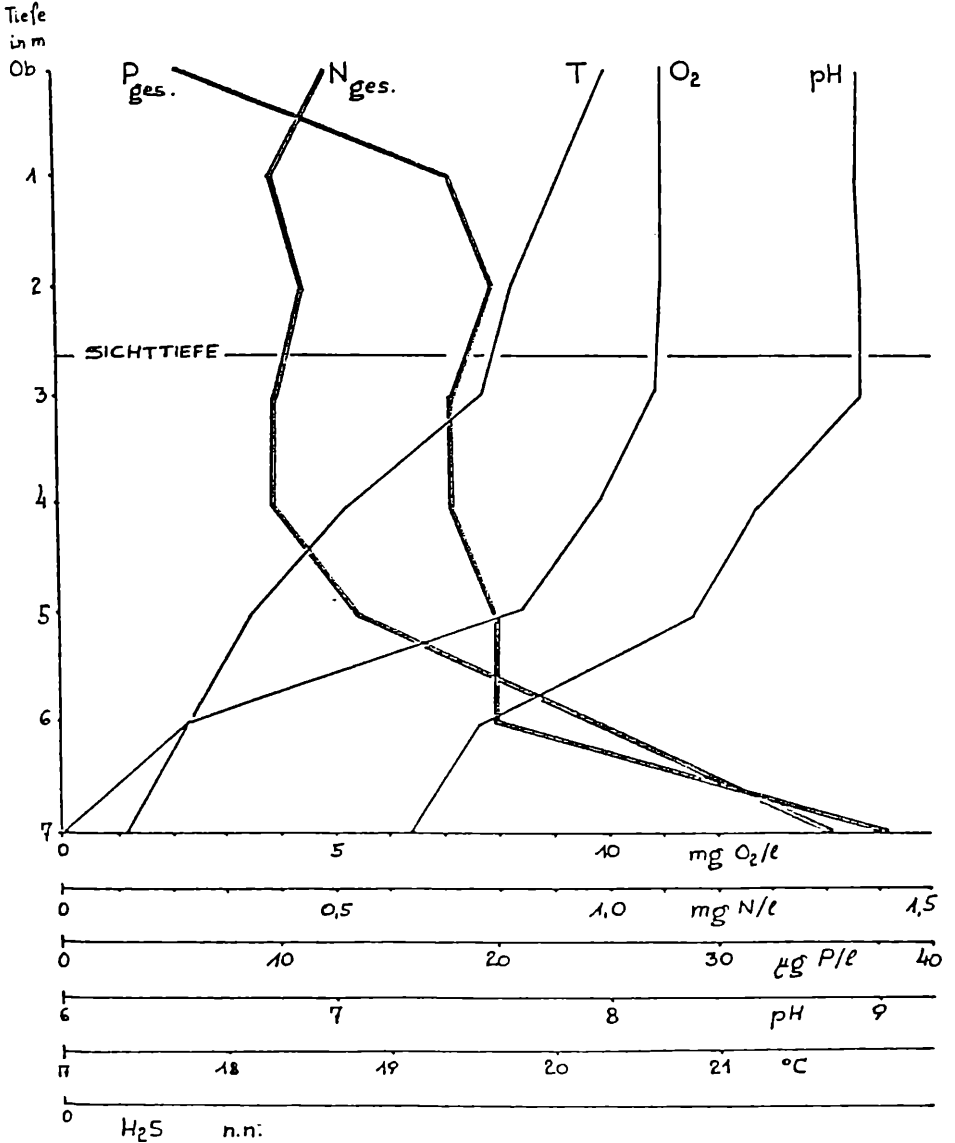
Die Freilandversuche wurden zum überwiegenden Teil am Stubenbergsee durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden bereits veröffentlicht (ERNET u.a.). Hier soll aus den erwähnten Untersuchungen nur ein Diagramm der "Tiefenserie" angeführt werden, um Vergleiche mit den Laborversuchen zu ermöglichen. Aus dem Diagramm ist ersichtlich, daß bis zur Sichttiefengrenze ein leichter Zuwachs an N- und P- gesamt erfolgt, was hauptsächlich durch organisch gebundenen Stickstoff und Phosphor bedingt ist, darunter erfolgt eine leichte Abnahme und über Grund wieder eine Zunahme der N- und P- Anteile, bedingt durch Lösung aus dem Sediment.

Die gleiche Schichtung konnte in einem 1000-Liter-Modellbecken nachgewiesen werden (siehe Abschn. 3.3.).

Die Schlammproben wurden nicht mit Schlammgreifern, sondern durch Absenkung (unter Mithilfe eines Tauchers) von Blechkisten, die 4 - 5 Wochen am Grund des Sees lagen, gezogen.

Stubenbergseeuntersuchung

31. August 1976



Dies hat den Vorteil, daß mit dieser Methode der Probenahme nur der für den Stoffaustausch aktive Lockerschleim erfaßt wird und außerdem aus der Schlammeinge Rückschlüsse über das Sedimentationsgeschehen und über allenfalls eingetretene Massenvegetationen von Algen (die dann absterben und absinken) gezogen werden können.

Die so erhaltenen Schlammp Proben wurden in zwei Abschnitten aufgearbeitet. Der erste Teil wurde sofort auf Gesamt - N und Gesamt - P im Schlamm und im überstehenden Wasser untersucht, der zweite Teil in Flaschen abgefüllt, 1 Monat im Brutschrank (dunkel, 20°C) aufbewahrt und dann ebenfalls wie die erste Fraktion untersucht.

Aus den Untersuchungen seien nur als Beispiel die Werte aus der Probenahmestelle, die am tiefsten Punkt des Stubenbergsees (ca. 7,5 m) liegt, angeführt. Es ist deutlich die Abnahme an N und P im Sediment und die Zunahme im überstehenden Wasser ersichtlich. Beim Gesamt - P können sich zuweilen scheinbare Abweichungen ergeben, wenn durch besondere (z.B. wetterbedingte) Umwelteinflüsse eine Verschiebung physikalisch-chemischer Parameter (pH oder Redoxpotential) bewirkt wird und es in der Folge zur Bildung schwer löslicher oder komplexer Phosphatverbindungen kommt, die mit den eingesetzten Analysemethoden nicht oder nur teilweise erfaßt werden.

Ergebnisse der chemischen Untersuchungen des Sediments und des überstehenden Wassers:

Stubenbergsee 1976/77, tiefste Stelle 7,5 m

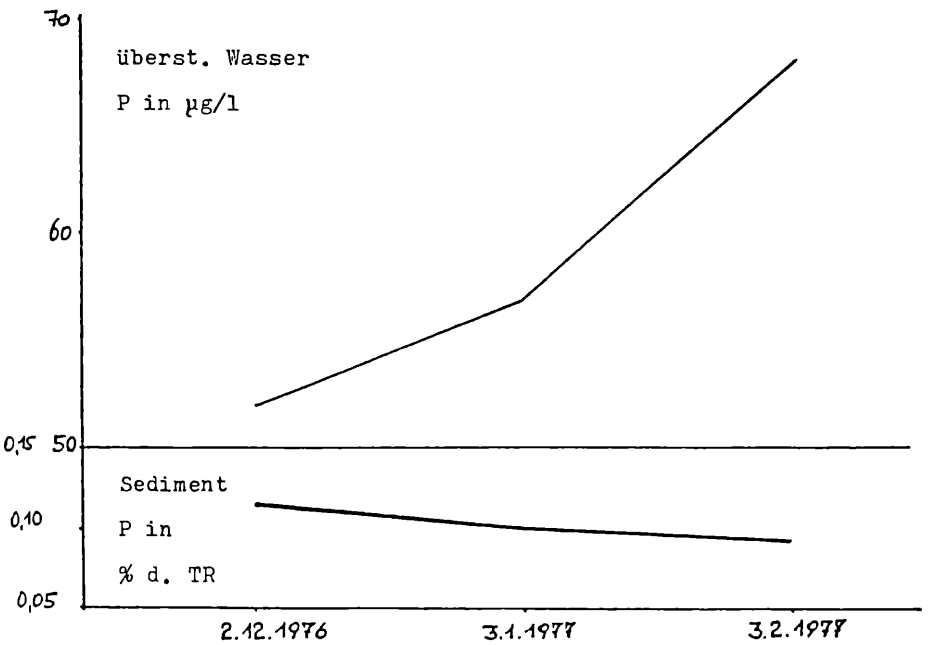
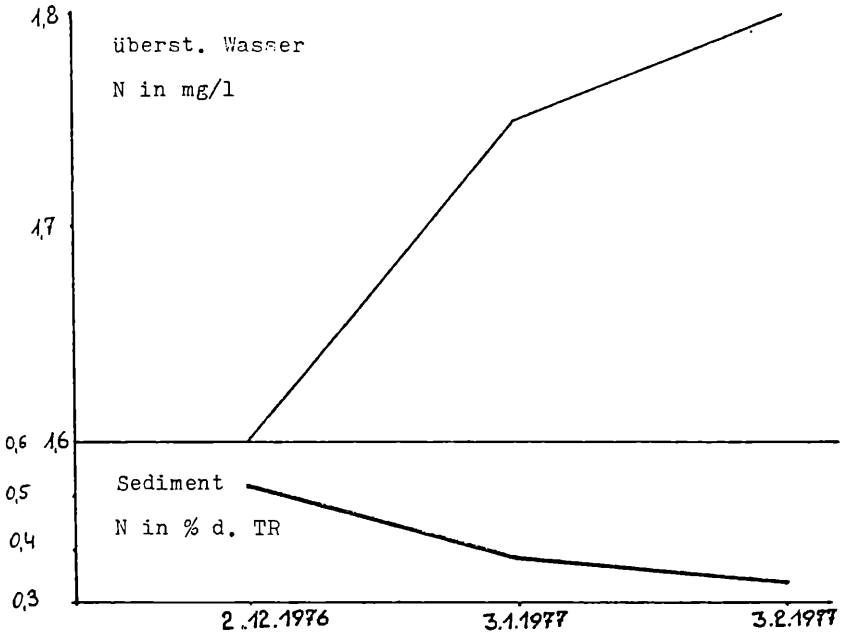
Die Zahlen in Klammern sind die Werte nach einem Monat (Tabelle umseitig).

Ansonsten wurden beim überwiegenden Teil der Untersuchungen die theoretischen Aussagen bestätigt, daß unter Normalbedingungen stets eine zusätzliche Eutrophierung des Gewässers durch Lösung von N- und P- Anteilen aus dem Sediment erfolgt.

Datum	Sediment		Überstehendes Wasser	
	ges. in g/m^2	P in g/m	ml/l	P $\mu\text{l/l}$
1976				
31.	2,85 (2,36)	0,167 (0,034)	,... (3,06)	31 (62)
	2,03 (1,94)	0,096 (0,060)	2,00 (2,50)	43 (10)
20.10.	1,85 (0,81)	0,080 (0,070)	,26 (3,93)	55 (145)
1977				
14.6.	1, (1,30)	0,140 (0,067)	,32 (1,67)	52 (142)
12.7.	3,00 (2,78)	0,034 (0,019)	,86 (3,94)	40 (36)
17.8.	1,73 (3,97)	0,100 (0,110)	2,81 (4,	21 (53)
21.9.	1,56 (1,75)	0,415 (0,135)	1,82 (2,	64 (23)
25.10.	3, (2,36)	0,349 (0,206)	1,10 (2,	12 (35)
21.11.	1,97 (1,94)	0,314 (0,001)	,05 (1,40)	(17)

Stubenbergsee 1976/1977

Zu Vergleichszwecken wurden auch Sediment und überstehendes Wasser aus einem Fischteich untersucht. Die Analysen wurden unmittelbar nach der Probenahme sowie nach 1 und 2 Monaten Aufbewahrung im Brutschrank gemacht. Die Ergebnisse sind gleichsinnig mit den aus dem Stubenbergsee erzielten, wie aus folgenden Diagrammen ersichtlich ist:



3.3. Die Untersuchungen im 1.000-Liter-Becken:

Um von äußeren Einflüssen wie Witterung, Badebetrieb, Störungen durch Zuflüsse u.a.m. unabhängig zu sein, wurden Untersuchungen in einem 1.000 - l - Behälter durchgeführt. Diese Versuche sollten zeigen, ob in der verglichen zum Seewasserkörper extrem kleinen Wassermenge von einem Kubikmeter ähnliche Verhältnisse herrschen wie im See und ob Rückschlüsse auf das Eutrophierungsverhalten von Gewässern zulässig sind. Dazu wurde ein Becken aus Stahlblech mit 1 m³ Inhalt, an der Vorderseite mit einer 1,6 cm dicken Glasplatte, verwendet. Die Entnahme der Wasserproben (in Abständen von 10 cm Höhendifferenz) erfolgte durch ein in der Mitte des Beckens befindliches - in der Höhe verschiebbares Plexiglasrohr von 6 cm Durchmesser. Um die Proben auf gleichem Niveau aus dem Becken zu ziehen, befinden sich am unteren Ende des Rohres acht Plexiglasrohre (\emptyset 1 cm), die bis zu den Seiten und Ecken des Behälters reichen und mit 1- mm - Bohrungen versehen sind. Dies ermöglicht eine gleichmäßige Probenahme über den Beckenquerschnitt. Die Schlammprobenahme erfolgte mit einer besonders für diesen Zweck präparierten kleinen Schaufel, deren Seiten und Rücken etwas erhöht sind und mit der es möglich ist, nur die oberen Schlammschichten abstreichen zu können. Am Grunde des Beckens wurde Schlamm eingebracht, der für die ersten Versuchsserien aus dem Stubenbergsee, für die späteren aus Fischteichen entnommen wurde.

Bei Vorversuchen stellte sich heraus, daß die Übersichtung des eingebrachten Schlammes mit Leitungswasser und die Nachfüllung der durch die Analysen verbrauchten Wassermengen mit Leitungswasser nicht zweckmäßig ist, da der Nitratgehalt recht hoch ist und außerdem starken Schwankungen unterliegt (im Bereich von 5 bis 15 mg NO₃ pro Liter Leitungswasser). Daher wurde bei den zur Auswertung verwendeten Versuchsreihen Ionenaustauscherwasser verwendet.

Vergleicht man die aus diesen Versuchsreihen erhaltenen Ergebnisse mit denen aus den "Tiefenserien" des Stubenbergsees so erhält man

überraschend gute Übereinstimmung (für die vorliegende Veröffentlichung wurde ein einziges Beispiel herausgegriffen; bei allen anderen Untersuchungen waren die Ergebnisse ähnlich). Im Bereich der Sichttiefe, die im Becken zwischen 30 und 40 cm liegt, findet man eine Anhäufung von organismisch gebundenem N und P der in diesem Bereich stets erhöhte Sauerstoffgehalt weist auf die Atmungs-tätigkeit der vorhandenen Algen hin. Dann findet, wie im See, eine Abnahme der eutrophierenden Stoffe statt, bis in Grundnähe die Stickstoff- und Phosphoranteile, bedingt durch die Lösung aus dem Sediment, wieder ansteigen.

Unterschiede zum freien Gewässer zeigen sich lediglich im Sauerstoffgehalt und im pH-Wert. Das Verhalten des O_2 ist zu erwarten, da sich in einer Wassertiefe von einem Meter keine anaeroben Verhältnisse einstellen können - es wird durch Diffusion genug Sauerstoff von der Oberfläche über die geringe Tiefe "nachgeliefert". Der pH-Wert ändert sich im 1000 - l -Becken nicht so stark, da er keinen Einflüssen von außen unterworfen ist.

Auch aus den Schlammuntersuchungen sei ein Beispiel angeführt (wobei die erste Schlammuntersuchung mit der im letzten Diagramm ersichtlichen Wasseruntersuchung gleichzeitig durchgeführt wurde; die Höhenangaben in diesem Diagramm sind als cm über Grund zu verstehen):

Probenahme 11. September 1978:

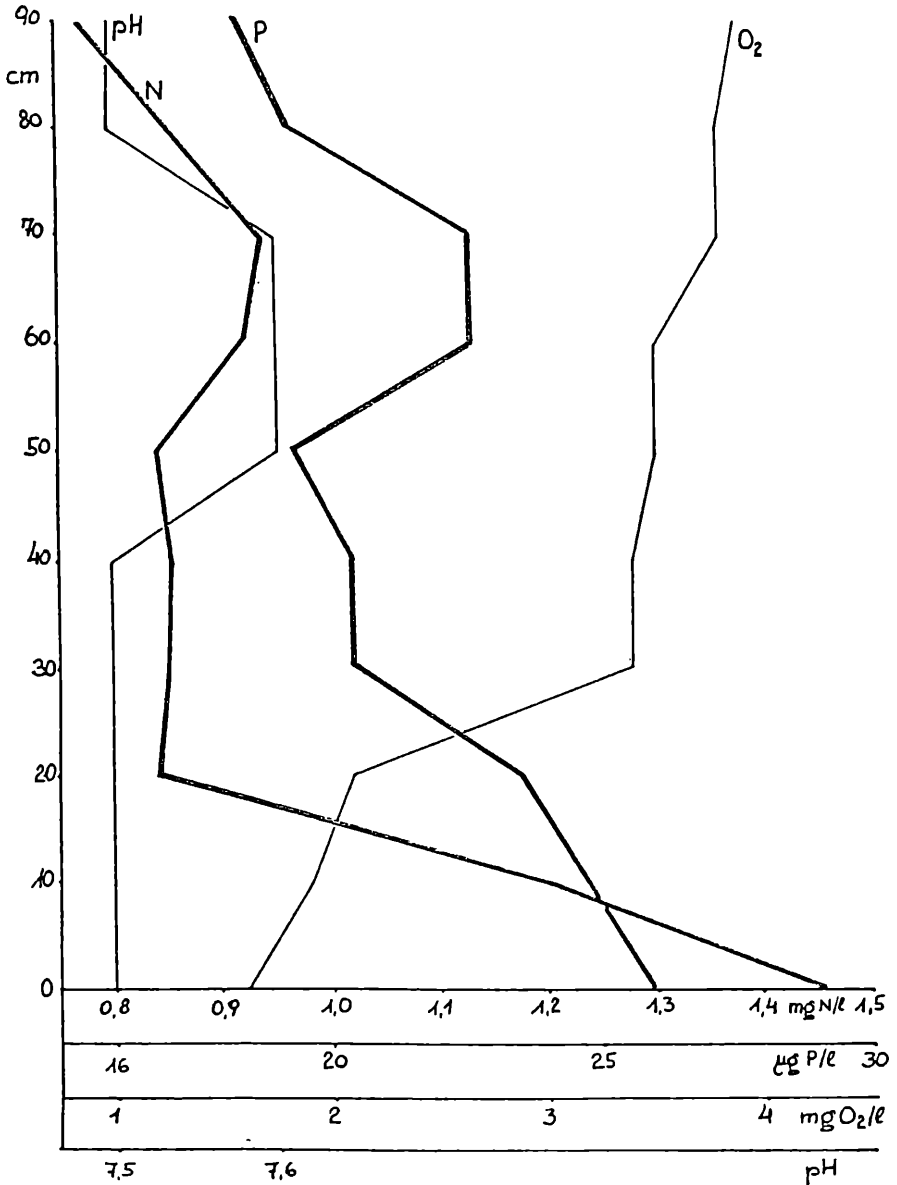
GR in % d.TR: 88,9 N: 0,30 % d.TR P: 0,055 % d.TR

Probenahme 10. Oktober 1978:

GR in % d.TR: 91,2 N: 0,17 % d.TR P: 0,054 % d.TR

Wie ersichtlich, nahm im Schlamm der Stickstoff- und Phosphorgehalt ab (Lösung in das überstehende Wasser), die Mineralisation des Schlammes nahm zu (dies ist aus dem Glührückstand zu erkennen). Die Mineralisation nimmt mit der Alterung des Schlammes immer mehr zu und bewirkt die Überführung leichter löslicher P-Verbindungen in schwer-lösliche, die nun nicht mehr in das Wasser gelangen und somit als

2. Versuchsreihe 1000 - 1 - Becken 11. September 1978



eutrophiebedingende Stoffe nicht mehr am Nährstoffzyklus teilnehmen.

3.4. Versuche im "kleinen Becken":

In einem Plexiglasbecken von 43 l Inhalt wurde untersucht, ob sich, wie aus den theoretischen Betrachtungen zu erwarten, auch im Laborversuch deutliche Einflüsse des Sauerstoffgehaltes auf die Freisetzung der eutrophierenden Bestandteile, besonders natürlich des Phosphors, nachweisen lassen. Als Sediment wurde der Schlamm eines Fischteiches verwendet, überschichtet wurde mit destilliertem Wasser.

Es sollte folgender natürlicher Vorgang simuliert werden:

Anwachsen einer natürlichen Biocönose unter Tageslichteinfluß und Atmosphärenbelüftung (ohne künstlichen Lufteintrag) entsprechend den Vorgängen in der trophogenen Zone eines Gewässers; es trat hierbei massives Algenwachstum auf. Nach intensiver Sauerstoffbildung durch Assimilation wurde das Becken mit einer schwarzen, 1 mm starken Kunststoffolie umhüllt und luftdicht geschlossen; es soll dies das Absinken der nun absterbenden Algen bewirken und eine vermehrte N- und P- Produktion aus dem Sediment in das überstehende Wasser erfolgen; die gleichen Vorgänge spielen sich im natürlichen stehenden Gewässer in der tropholytischen Zone ab. Nach mehreren Wochen wurde die Plastikfolie entfernt und mittels eines Aquariumkompressors belüftet. Dies soll simulieren, wie zu Beginn der kälteren Jahreszeit wieder Sauerstoff in die Tiefe gelangt, auch die Sichttiefe wird ja wieder größer, wenn das Algenwachstum im Gewässer zurückgeht.

Die Analysendaten der vom 25.Juni bis zum 16.Oktober 1978 dauernden Versuchsserie sind im folgenden Diagramm zu sehen:

Nach der Probenahme am 25. Juli 1978 wurde das Versuchsbecken abgedeckt, die Photosynthese der Algen damit unterbunden; bei der darauffolgenden Analyse am 3. August waren die Auswirkungen bereits erkennbar. Bis einschließlich 11. September blieb das Becken von Lichteinfluss und Sauerstoffzufuhr abgeschlossen. In diesem Zeitraum stieg der Phosphoranteil im überstehenden Wasser rapide an (von 150 $\mu\text{g/l}$ auf 635 $\mu\text{g/l}$). Dies war, wie in der Theorie erläutert, zu erwarten; der Phosphorhaushalt reagiert als physikalisch - chemischer Prozeß der Freisetzungen schnell auf Milieuänderungen. Auch beim Stickstoff ist eine Zunahme deutlich feststellbar, nur reagiert ein durch biologische Vorgänge gesteuerter Prozeß langsamer, da sich die Biocönose des Systems erst auf die neuen Bedingungen einstellen muß. Aber auch beim Stickstoff ist ein Anstieg von 2,6 mg/l (am 7. August) auf 3,6 mg/l (am 11. September) feststellbar; die Zunahme ist hauptsächlich auf Denitrifikationsvorgänge in den oberen Schichten des Sediments zurückzuführen.

Nach der Probenahme am 11. September wurde die Abdeckung entfernt und belüftet. Der Phosphorgehalt fiel wieder ab. Am 4. Oktober wurden, um die Assimilation zu verstärken, Grünalgen aus einer Massenvegetation des Grazer Hilmteiches zugesetzt. Der von diesen Algen produzierte Sauerstoff diente im Becken zur Oxidation, besonders des NH_4^+ - Anteils.

Interessanterweise wurde der NH_4^+ - Anteil nicht direkt zu NO_3^- , sondern hauptsächlich zu NO_2^- oxidiert, in den letzten zwei Wochen nahm der Anteil an Nitrit um je eine Zehnerpotenz zu. In der letzten Woche stieg dann auch der Nitrat-Anteil an. Dies deckt sich mit der Theorie, daß die Oxidation von NH_4^+ über NO_2^- zu NO_3^- in einem getrennten Zweistufenprozeß abläuft.

Mit Wiederbelüftung stieg auch der pH-Wert an, was bedeutet, daß CO_2 veratmet wurde und somit Kohlensäure dem Wasser entzogen wurde. Der Sauerstoffgehalt lag, je nach Temperatur und Luftdruck beeinflusst, knapp unter dem Sättigungsbereich oder bei Sättigungswerten.

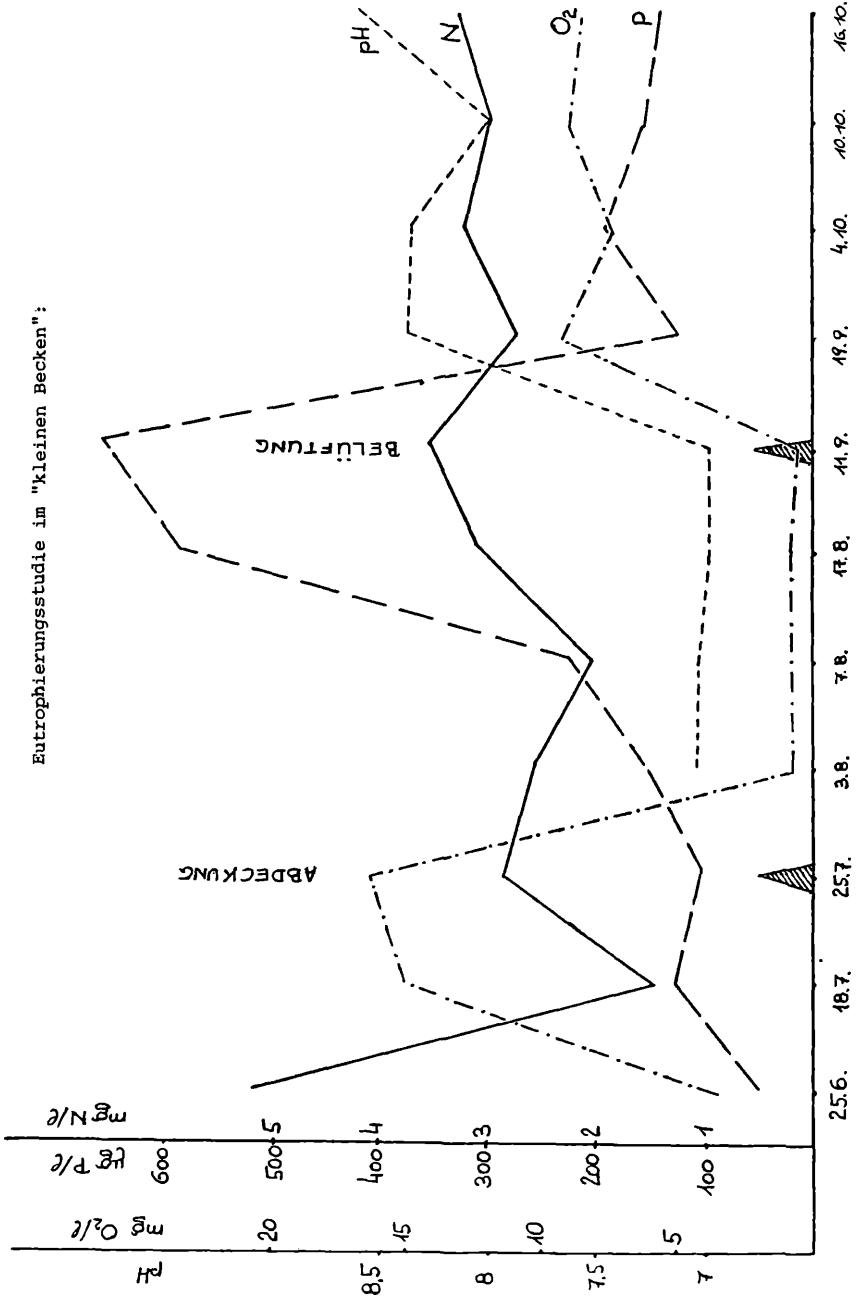
Die Verwendung eines Plexiglasbeckens erwies sich weiters als vorteilhaft, da die Vorgänge im Sediment sich grob abschätzen lassen; die Entstehung anaerober Zonen und die Zunahme derselben bis knapp an die Sedimentoberfläche kann durch die Sulfidbildung (Schwarzfärbung) verfolgt werden. Die Gesamthöhe des Sediments nahm nach der Abdeckung deutlich zu, aus der abgestorbenen Biomasse bildete sich ein Lockerschlammsediment.

Schlammanalysen wurden vor, während und nach der Abdeckung durchgeführt. Auch hier war erwartungsgemäß eine Zunahme der Mineralisation zu finden, der Stickstoffgehalt blieb annähernd gleich, organisch gebundener und freier Stickstoff im Wasser und im Sediment hielten sich die Waage. Deutlich war die Abnahme des Phosphors im Sediment bei Sauerstoffmangel, wie erwartet stieg bei Belüftung und Ausfällung des Phosphats als FePO_4 der P-Anteil im Sediment wieder an. Dies entspricht genau dem von R.GAECHTER geschilderten Weg der Phosphorakkumulation in der obersten Schlammschicht.

Die wichtigsten Ergebnisse der Schlammanalyse:

Datum	Glührückstand in % des Trockenrückstandes	N- gesamt in % d.TR	P- gesamt in % d.TR
25.7.	61,05	0,30	0,080
17.8.	88,90	0,30	0,056
10.10.	91,20	0,29	0,096

Eutrophierungsstudie im "kleinen Becken":



4. Auswertung

Anhand der vorliegenden Ergebnisse vorzuschlagende Methoden zur Verminderung der Eutrophierung:

Die Ergebnisse aller vorliegenden Untersuchungen zeigen, daß sich im Sediment die eutrophiebedingenden Verbindungen des Stickstoffs und Phosphors anreichern und wieder in das überstehende Wasser in Freiheit gesetzt werden können. In Verbindung mit den von außen in das Wasser gelangenden N- und P- Anteilen bewirkt dies eine praktisch nicht mehr zu kontrollierende Eutrophierung. Zur Verminderung der internen Nährstoffanreicherung, der sogenannten Autoeutrophierung, könnten verschiedene Maßnahmen getroffen werden, die die Freisetzung von Stickstoff- und Phosphoranteilen in das Gewässer verhindern oder zumindest verringern. Bei künstlichen stehenden Gewässern ist hier von Vorteil, daß sie teilweise, in optimalen Verhältnissen vollständig, ablaßbar sind.

Als erste und einfachste Methode zur Verminderung der Eutrophierung bietet sich hier das Gefrierenlassen des Schlammes an, wenn über den Winter das Gewässer (möglichst vollständig) abgelassen wird. Das Gefrieren des Schlammes führt zu einer vermehrten Mineralisation; wie aus den Untersuchungen hervorgeht, führt sie zu einer geringeren Freisetzung der eutrophierenden Stoffe; die Eutrophierung aus dem Sediment kann zwar nicht zur Gänze verhindert, aber doch zumindest verringert werden.

Ausbaggern des Sediments ist von größerer Wirkung als das Ausfrieren, evtl. kann auch ein Absaugen des Lockerschlammes in Betracht gezogen werden. Beide Methoden sind in ihrer praktischen Durchführbarkeit begrenzt und wohl nur bei kleineren Gewässern unter vernünftigen Aufwendungen durchführbar.

Eine häufig durchgeführte Methode ist die Tiefenwasserableitung, im folgenden kurz mit TWA bezeichnet, bei der eine Reduktion des

Nährstoffgehaltes durch die Ableitung von hypolimnischem Wasser mittels einer Rohrleitung bei gleichzeitiger Sperre des oberflächlichen Abflusses bewirkt wird. Diese Methode wurde von THOMAS 1944 erfunden und von OLSZEWSKI 1961 erstmals angewandt. In Österreich erprobte PECHLANER ab 1971 diese Methode und erzielte an Tiroler Seen gute Ergebnisse. Auch SAMPL führte die TWA im Jahre 1974 im Kraigsee (Kärnten) ein, wobei betont wird, daß bei Einleitung von besonders belastetem Tiefenwasser in den Vorfluter entsprechende technische Vorkehrungen zu treffen sind.

R.GAECHTER beschäftigte sich besonders intensiv auch mit Theorie und Praxis der TWA. Er führte seine Untersuchungen am Mauensee (Schweiz) durch. GAECHTER betont, daß die TWA unter anderem eine Erosion des Hypolimnions, eine Verkürzung der Stagnationsdauer, eine Erhöhung des Nährstoffexports aus dem See und eine Verbesserung des Sauerstoffgehaltes bewirkt. Daraus ist ersichtlich, daß die TWA besonders den Phosphor-Haushalt beeinflusst; da dem Phosphor in fast allen Seen die Rolle des Minimumfaktors zufällt, ist die Bedeutung der TWA für die positive Beeinflussung in Richtung einer Verminderung der Eutrophierung ersichtlich. Aber auch auf den Stickstoff-Haushalt wirkt sich die TWA günstig aus. NH_4^- (durch Ammonifikation aus dem Sediment freigesetzt) und NO_3^- werden mittels TWA aus dem Hypolimnion abgezogen.

Algenanreicherungsbecken könnten eine Verhinderung von Massenentwicklungen im Gewässer und damit eine deutliche Verringerung der Sedimentationsrate bewirken. Diese Becken müssen am Ende des Zuflusses noch vor dem Gewässer angelegt werden. In den Becken sollen sich die im See unerwünschten "Wasserblüten" entwickeln, die Algenmassen würden dem Vorbecken die Nährstoffe zum Großteil entziehen, das so vorgereinigte Wasser dient als Zufluß zum See oder Teich. Die Algen müßten in regelmäßigen Abständen aus dem Becken entfernt werden und könnten, z.B. in der Futtermittelindustrie, wirtschaftlich verwendet werden.

Belüftung: Da besonders beim Phosphor-Haushalt der Sauerstoffgehalt des Wassers von Bedeutung ist, könnte im Rahmen der wirtschaftlichen Möglichkeiten auch die Verbesserung des O_2 - Gehaltes einen bedeutenden Beitrag gegen die Eutrophierung darstellen. In kleineren Gewässern wäre diese Belüftung noch in der Tiefe des Gewässers möglich, wo diese Maßnahme am wirkungsvollsten wäre; in größeren Gewässern wäre dies nur über den Zufluß möglich.

5. Literatur

DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1975) Fachgruppe der GDCh, Wasserchemie.
3.Aufl., Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße

ERNET, M., HÖLLINGER, W., LIDAUER, N., STUNDL, K. (1975):
Chemisch-biologische Untersuchung des Stubenbergsees (1.Mitteilung).-
Mitt.naturwiss.Ver.Steiermark, Band 105, Graz, 201-223.

ERNET, M., HÖLLINGER, W., LIDAUER, N., STUNDL, K. (1978):
Limnologische Untersuchung des Stubenbergsees (2.Mitteilung).-
Mitt.naturwiss.Ver.Steiermark, Band 108, Graz, 205-239.

GAECHTER, R. (1976): Die Tiefenwasserableitung, ein Weg zur Sanierung der Seen.- Schweizer.Zeitschr.für Hydrologie, Basel, 38, Nr.1, 1-28.

KAMP-NIELSEN, L. (1974): Mud water exchange of phosphate and other ions in undisturbed sediment cores and factors affecting the exchange rates.- Archiv für Hydrobiologie, 73, Nr.2, 218-236

LEHNINGER, A.L. (1977): Biochemie.- Verlag Chemie, Weinheim, New York

LOTHALLER, H.H. (1979): Bestimmung der aus Sedimenten stehender Gewässer löslichen N- und P- Anteile (und ihr Einfluß auf die Eutrophierung).- Dissertation, Erzherzog-Johann-Universität Graz.

PECHLANER, R. (1978): Erfahrungen mit Restaurierungsmaßnahmen an eutrophierten Badeseen Tirols.- Österr.Wasserwirtschaft, Jg.30,Heft 5/6, 112 - 119.

SAMPL, H. (1972/73): Maßnahmen zur Seensanierung in Kärnten.- Wasser und Abwasser, Bd. 1972/73, 141 - 162.

SCHLEGEL, H.G. (1972): Allgemeine Mikrobiologie.- Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

UHLMANN, D. (1975): Hydrobiologie.- VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

ZUMFT, W.G. (1976): Anorganische Biochemie des Stickstoffs. Der Mechanismus der Stickstoffassimilation.- Naturwissenschaften 63, Springer Verlag, 457 - 464.

Anschrift des Verfassers: Dipl.-Ing.mag.rer.nat Dr.techn.Helmut H.LOTHALLER, Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabt. Ia, Referat "Reinhaltung der Luft", Landhausgasse 7 A-8010 Graz.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wasser und Abwasser](#)

Jahr/Year: 1980

Band/Volume: [1980](#)

Autor(en)/Author(s): Lothaller H. H.

Artikel/Article: [Bestimmung der aus Sedimenten stehender Gewässer löslichen N- und P-Anteile und ihr Einfluß auf die Eutrophierung 1-24](#)