

**ZUSAMMENHANG ZWISCHEN
FESTSTOFF- UND NÄHRSTOFFBELASTUNG
DES NEUSIEDLER SEES**

a) durch Fließgewässer

o.Univ.Prof. DDr. Ing. Wilhelm von der EMDE

und

Univ.Do. Dipl.Ing. Dr. Norbert MATSCHÉ

Dipl.Ing. Dr. Franziska PLAHL-WABNEGG

Anschrift:

Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau der TU Wien, Karlsplatz 13, 1040 Wien

Abschluß: Mai 1986

Finanzierung: BMGU

In den letzten Jahren wurden umfangreiche Untersuchungen über den Nährstoffeintrag in den Neusiedler See durch Fließgewässer durchgeführt. Im Rahmen dieser Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß der Nährstoffeintrag in den See ganz entscheidend von der Schwebstoffführung der Fließgewässer und damit verbunden von den Abflußverhältnissen bei Hochwasser bzw. Starkregen abhängt. Nach neuesten Hochrechnungen (Stalzer, Spatzierer 1986) werden im Durchschnittsjahr durch die Oberflächenzuflüsse insgesamt 14,520 t Schwebstoffe zum See transportiert, davon 83% durch die Wulka, den Hauptzufluß zum See. Durch die spezifische Situation des Neusiedler Sees gelangen die feststoffgebundenen Frachten jedoch nicht unmittelbar in den See, sondern werden beim Durchtritt der Wulka durch den, im westlichen Uferbereich mehrere Kilometer breiten Schilfgürtel in diesem Schilfgürtel abgelagert. Durch diese Sedimentationsvorgänge kommt es kurzfristig zu einer Entfernung der partikulär gebundenen Nährstoffe, die abgelagerten Schwebstoffe stellen jedoch langfristig ein Nährstoffreservoir besonders hinsichtlich des Phosphors dar.

Durch den Gehalt der sedimentierten Schlammschichten an organischen Stoffen, der z.T. durch den Pflanzenwuchs im Schilfgürtel noch erhöht wird, kommt es rasch zu mikrobiellen Umsetzungen in diesen Sedimenten. Der zunächst im Wulkawasser noch vorhandene Sauerstoff wird auf der Fließstrecke durch den Schilfgürtel rasch verbraucht — zum Teil für den Abbau von organischer Substanz, zum anderen Teil für die Umwandlung von Ammoniumstickstoff zu Nitrat (Nitrifikation). Ist der gelöste Sauerstoff verbraucht, wird auch der Sauerstoff aus dem Nitrat zur Oxidation von Kohlenstoffverbindungen herangezogen und Stickstoff gasförmig freigesetzt (Denitrifikation). Ist das Nitrat vollständig verbraucht, kommt es zur Entwicklung von anaeroben Bakterien, die Sulfat zu Sulfid bzw. Schwefelwasserstoff reduzieren, sowie Säure- und Methanbakterien, die die organische Substanz in Methan umwandeln (Methangärung).

Ebenso wird 3-wertiges Eisen zu zweiwertigem Eisen reduziert und dieses reagiert mit Schwefelwasserstoff zu unlöslichem Eisensulfid. Der zuvor an das Eisen gebundene Phosphor wird dadurch freigesetzt.

Diese von früheren Forschungsarbeitern (v.d. Emde und Mitarbeiter, 1984) rein qualitativ bekannten Zusammenhänge führten zur folgenden Problemstellung:

- 1) Quantifizierung der im Schilfgürtel des Neusiedler Sees auftretenden Umsetzungen und die Erfassung des Verhaltens der abgelagerten Feststoffe bei unterschiedlichen Redoxbedingungen, wobei die Untersuchungen über das dynamische Verhalten des Schlammes hinsichtlich der Umsetzungen von C-, N-, P-, und S-Verbindungen vorerst im Labor erfolgt;
- 2) Erfassung der unterschiedlichen beeinflussenden Faktoren des Schlammes wie Gehalt an organischem Kohlenstoff bzw. Redoxpotential;
- 3) Untersuchung des anaeroben Verhaltens des Schlammes anhand der Produktion organischer Säuren aus organischen Inhaltsstoffen und Biogasbildung;
- 4) Untersuchung der Umsetzungen zwischen Sediment und Wasser unter aktuellen Umweltbedingungen an verschiedenen Stellen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees.

2. Randbedingungen

Wie schon einleitend erwähnt, stammen die im Schilfgürtel abgelagerten Schlämme aus Schwebstoffen, die zunächst von der Wulka besonders bei Hochwasserereignissen in den Schilfgürtel transportiert werden und dort sedimentieren. Erst im Schilfgürtel kommt es in Abhängigkeit von den Oxidationszuständen im Wasser und im Schlamm zu mikrobiellen und

chemischen Umsetzungen. Daraus geht hervor, daß alle Umsetzungen auch in Abhängigkeit von verschiedenen gegebenen Umweltbedingungen, die den Untersuchungszeitraum charakterisieren, gesehen werden müssen. Zu diesen Randbedingungen zählen vor allem:

- Belastung der Wulka bei Niedrigwasserführung im Untersuchungszeitraum,
- Anzahl und Verlauf von Hochwasserereignissen im Untersuchungszeitraum,
- Lage und Besonderheiten des ausgewählten Versuchsfeldes.

2.1. Belastung der Wulka bei Niedrigwasserführung

Im Untersuchungszeitraum (Juni 1984 — Dezember 1985) wurden etwa einmal monatlich bei Niedrigwasser Stichproben an der Wulka entnommen. Für die vorangegangenen Jahre (Juli 1982 — Juli 1984) wurden die von der Burgenländischen Landesregierung mit Hilfe einer automatischen Probenahmestation gewonnenen Daten zum Vergleich herangezogen (STALZER, SPATZIERER 1986) (Tab. 1). Die Wasserführung der Wulka war bei allen Beprobungen unter 1,25 m³/s.

Tabelle 1: Nährstoffbelastung der Wulka bei Niedrigwasserführung

		Juli 1982 — Juli 1984 (358 Tagesmischproben)	Juli 1984 — Dez. 1985 (22 Stichproben)
COD	mg/l	24,8	30 ± 11
NH ₄ -N	mg/l	0,7	0,83 ± 0,74
NO ₃ -N	mg/l	6,5	4,6 ± 1,53
PO ₄ -P	mg/l	0,38	0,41 ± 0,20
Ges.P	mg/l	0,79	0,82 ± 0,25
Schwebstoffe	mg/l	65	66 ± 49

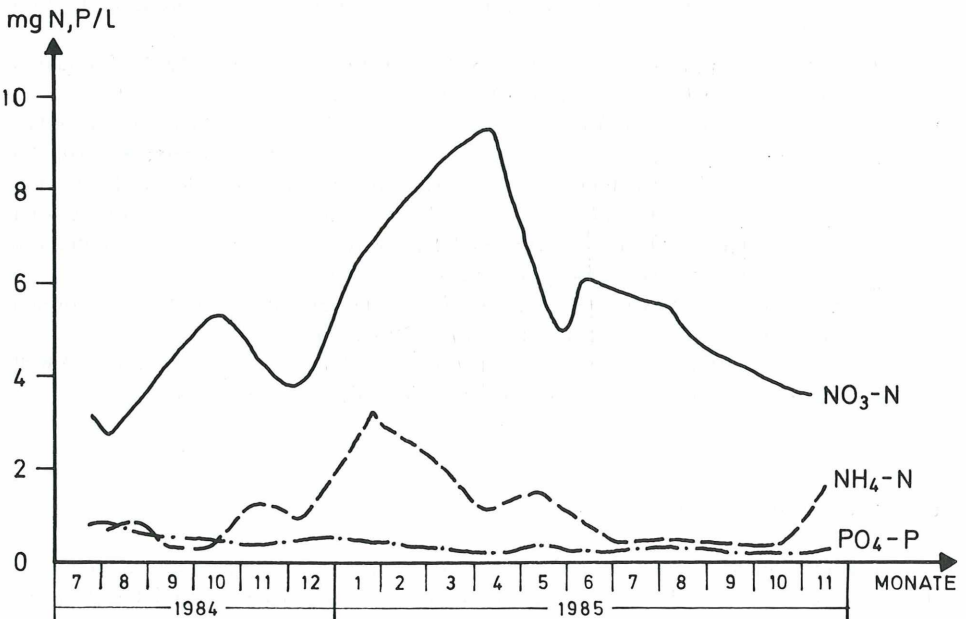


Abb. 1: Jahresganglinie für NH₄-N, NO₃-N und PO₄-P. (Wulka Schützen, Juli 1984 bis Dezember 1985)

Wie die Tabelle zeigt, liegen die im Untersuchungszeitraum in der Wulka gemessenen Nährstoffe in der selben Größenordnung wie die in den vergangenen Jahren gemessenen. Die etwas niedrigere Nitratkonzentration in den Jahren 1984 bis 1985 dürfte darauf zurückzuführen sein, daß im Winter, wo die Nitratwerte erfahrungsgemäß höher liegen, weniger Beprobungen als im Sommer erfolgten. Dies ist auch aus der Jahresganglinie in Abb. 1 ersichtlich.

Während für die Phosphorkonzentration keine Sommer-Winter-Ganglinie feststellbar ist, treten bei den Stickstoffkomponenten deutliche Jahresganglinien auf. Die Ursache dafür dürfte der Abstoß der im Einzugsgebiet liegenden Kläranlagen sein.

Während die Phosphorentfernung an allen Kläranlagen zumindest teilweise durch chemische Fällung bewerkstelligt wird, ist die Stickstoffentfernung (Nitrifikation und Denitrifikation) ein rein biologischer Prozeß und damit von der Temperatur abhängig. Da im Untersuchungsjahr ein besonders langer und kalter Winter (Eisbedeckung der Wulka bis Ende Februar 1985) auftrat, sind die Anstiege bei den Ammonium- und Nitratkonzentrationen daraus erklärbar.

Zwischen der Probenahmestelle in Schützen und dem Eintritt in den Schilfgürtel legt die Wulka noch einen Weg von ca. 4 km zurück. Um Veränderungen in der Nährstoffkonzentration auf diesem Fließweg zu erkennen, wurden jeweils etwa 1/2 Stunde nach der Beprobung in Schützen auch wenige hundert Meter nach der Eintrittsstelle der Wulka in den Schilfgürtel (Versuchssteg Ganswiese) Wasserproben entnommen. In Tab. 2 sind die Nährstoffkonzentrationen im Wulkawasser an der Ganswiese, den in Schützen gemessenen gegenübergestellt.

Tabelle 2: Änderungen in der Ammonium- und Nitratkonzentration in der Wulka auf der Fließstrecke Schützen — Ganswiese

Datum	Wulka Schützen			Ganswiese			Differenz		
	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l
17. 6.84	0,71	3,7	0,16	0,38	3,7	0,24	-0,33	0	+0,08
24. 7.84 (5,6 *)		3,1	0,80	(1,7 *)	1,7	0,86	(-3,9 *)	-1,4	+0,06
2. 8.84	0,6	2,7	0,85	0,9	1,5	0,88	+0,3	-1,2	+0,03
7. 8.84	0,8	3,2	0,62	0,45	3,4	0,71	-0,35	+0,2	+0,09
10. 8.84	0,7	2,9	0,41	0,33	2,4	0,70	-0,37	-0,5	+0,29
22. 8.84	0,7	3,4	0,55	0,61	2,7	0,47	-0,09	-0,7	-0,08
20. 9.84	0,3	4,4	0,53	0,5	3,5	0,54	+0,2	-0,9	+0,01
10.10.84	0,4	5,3	0,48	0,48	4,7	0,47	+0,08	-0,6	-0,01
5.11.84	1,2	4,5	0,28	0,53	4,5	0,30	-0,67	0	+0,02
25. 1.85	3,3	6,7	0,50	3,1	7,5	0,30	-0,2	+0,8	-0,20
4. 4.85	1,1	9,3	0,10	0,65	8,9	0,25	-0,45	-0,4	+0,15
15. 5.85	1,5	5,6	0,40	0,46	5,7	0,70	-1,04	+0,1	+0,30
23. 5.85	1,2	4,9	0,30	0,6	4,9	0,50	-0,6	0	+0,20
12.11.85	1,7	3,7	0,20	0,9	3,7	0,20	-0,8	0	0
Mittel	1,09	4,6	0,44	0,76	4,2	0,51	-0,32	-0,33	+0,07

* Die am 24. 7. 1984 gemessenen Ammoniumkonzentrationen wurden aus der Mittelwertbildung ausgeklammert, da es sich möglicherweise um eine nur kurz dauernde Einleitung in die Wulka handelte, sodaß die an der Ganswiese gemessenen Werte auch auf einen Verdünnungseffekt zurückgeführt werden könnten.

Im Mittel errechnet sich nach Tab. 2 sowohl beim Ammonium- wie beim Nitratstickstoff eine Abnahme von ca. 0,3 mg/l. Für den Phosphat-Phosphor ergibt sich eine Zunahme um 0,07 mg/l. Stoffumsetzungen in geringem Ausmaß finden also auch schon vor dem Eintritt in den Schilfgürtel statt.

2.2. Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum unter www.biologiezentrum.at

Wird von der Annahme ausgegangen, daß Hochwasserereignisse durch Wasserführungen von über 2,5 m³/s charakterisiert sind, so ergibt sich folgendes Bild (Tab. 3).

Tabelle 3: Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum (Juli 1984 — Dezember 1985)

Datum	Dauer (Stunden)	Wasserführung	
		maximal m ³ /sec	Mittelwert m ³ /sec
24. 9. 84	17,5	3,7	3,2
18. 11. 84	6,0	2,9	2,8
20. 11. 84	8,0	2,8	2,7
20. 3. — 31. 3. 85	263	7,5	3,2
7. 5. — 8. 5. 85	24	4,5	3,7
7. 6. — 8. 6. 85	22,5	6,4	5,0
20. 6. 85	4	3,1	2,9
15. 7. — 16. 7. 85	3,5	2,9	1,8
7. 8. — 8. 8. 85	25	10,9	4,2
17. 8. — 19. 8. 85	29	9,3	5,8
6. 9. 85	5	3,1	2,9
19. 9. 85	3,5	3,2	2,9
2. 11. 85	6	4,7	3,7
23. 11. — 25. 11. 85	33	4,5	3,3
6. 12. — 23. 12. 85	422	7,5	2,7
29. 12. — 30. 12. 85	24	5,0	3,5

Für die Ermittlung der Wassermengen aus den Wasserständen beim Pegel Schützen wurde zunächst der von der Burgenländischen Landesregierung für das Jahr 1984 erstellte Pegelschlüssel verwendet. Ab einem Wasserstand von mehr als 190 cm wurde der vom Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft (TU-Wien) im Sommer 1985 ermittelte Pegelschlüssel verwendet.

Die in der Tabelle als Dauer des Hochwassers angegebene Zeitspanne bezieht sich auf den Zeitraum in dem die Wasserführung über 2,5 m³/sec (entsprechend einem Pegelstand von 160 cm) lag.

Als Randbedingungen für die Umsetzungen im Schilfgürtel sind besonders die bei Hochwasser mitgeführten und in weiterer Folge im Schilfgürtel abgelagerten Schwebstoffe von Interesse. Um die Schwebstofffracht bei den einzelnen Ereignissen abzuschätzen, wurde die von STALZER und SPATZIERER (1986) für die Jahre 1982—1984 ermittelte Korrelation zwischen Wasserführung und Feststoffkonzentration angewendet (Abb. 2).

Für die einzelnen Ereignisse errechnen sich damit die folgenden Feststofffrachten (Tab. 4).

Ein Vergleich mit den Schwebstofffrachten, die von STALZER und SPATZIERER für die Jahre 7. 1982 — 7. 1984 bei einer Wasserführung zwischen 2,5 und 25 m³/sec errechnet wurden zeigt, daß im Zeitraum Juli 1984 — Dezember 1985 verhältnismäßig wenig Schwebstoffe bei Hochwässern transportiert wurden. Im 2. Halbjahr 1984 fanden nur 3 kleinere Hochwasserereignisse mit einer hochgerechneten Schwebstofffracht von 96,9 t statt. Das Jahr 1985 zeigte insoferne untypische Ereignisse an der Wulka, weil es zufolge des langen Winters und der nachfolgenden Schneeschmelze zu einem langandauernden (20. — 31. 3. 1985) Hoch-

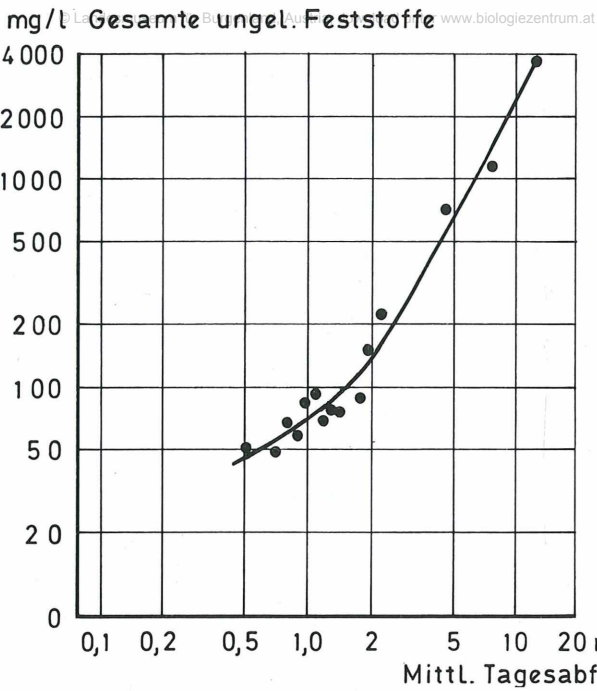


Abb. 2: Wulka Abfluß Juli 1982 bis Juni 1984, Gesamte ungelöste Stoffe (nach STALZER, SPATZIERER 1986)

Tabelle 4: Schwebstofffrachten bei den einzelnen Hochwasserereignissen (Juli 1984 — Dezember 1985)

Ereignis	Wasserführung	ungel. Stoffe	ungel. Stoffe
	(Tagesmittel) m^3/sec	mg/l	t/Ereignis
24. 9. 84	3,2	310	62,5
18. 11. 84	2,8	260	15,7
20. 11. 84	2,7	240	18,7
20. 3. — 31. 3. 85	3,2	310	939,2
7. 5. — 8. 5. 85	3,7	410	131,1
7. 6. — 8. 6. 85	5,0	680	275,4
20. 6. 85	2,9	280	11,7
15. 7. — 16. 7. 85	2,8	260	9,2
7. 8. — 8. 8. 85	4,2	500	189,0
17. 8. — 19. 8. 85	5,8	850	514,7
6. 9. 85	2,9	280	14,6
9. 9. 85	2,9	280	10,2
2. 11. 85	3,7	410	32,8
23. 11. — 25. 11. 85	3,3	330	129,4
6. 12. — 23. 12. 85	2,7	240	984,4
29. 12. — 30. 12. 85	3,5	360	108,9
Mittel	3,3	339	
Summe			3448

Anzahl der Meßtage = 47

wasser kam, das auch zu einer teilweisen Verlagerung des Wulkabettes vor dem Eintritt in den Schilfgürtel in Richtung Westen führte. Im übrigen Jahresverlauf traten mehrere kleinere und mittlere Hochwasserereignisse auf (siehe Tab. 3). Gegen Jahresende (6. — 23. 12. 1985) trat wieder eine längere Periode mit einer Wasserführung über $2,5 \text{ m}^3/\text{sec}$ ein. Durch diese Periode wurden die Untersuchungen im Schilfgürtel jedoch nicht mehr beeinflusst.

2.3. Die Lage und die Besonderheiten der einzelnen Probenahmestellen

In Abb. 3 ist die Wulkamündung mit den wichtigsten Probenahmestellen dargestellt.

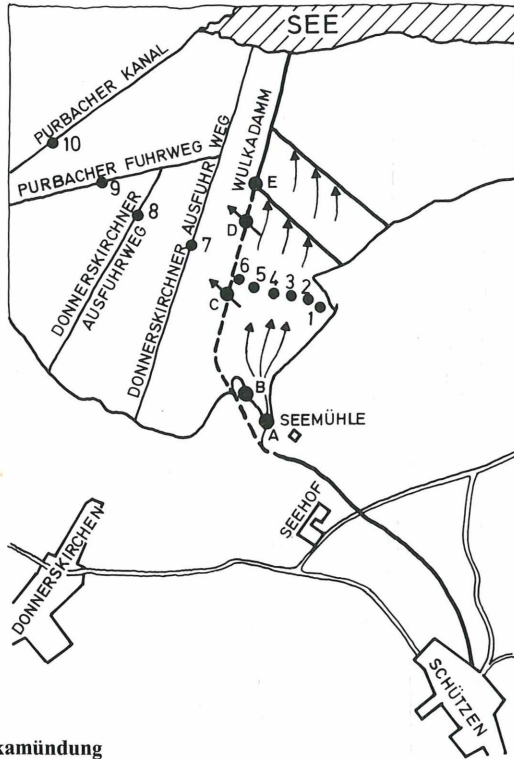


Abb. 3: Situation Wulkamündung

Nachdem bereits in den Jahren 1981—1983 Begehungen und Probenahmen im Schilfgürtel vorgenommen worden waren, wurde aufgrund dieser Erfahrungen die Stelle B als Hauptuntersuchungsort (Versuchsfeld) ausgewählt. Die Auswahl erfolgte aufgrund der folgenden Forderungen, die an das Versuchsfeld gestellt wurden:

- Nur teilweise mit Pflanzen bedeckt, um die Entnahme von Schlammproben zu ermöglichen,
- niedriger Wasserstand über dem Schlamm,
- ganzjährig zugänglich,
- geringe Fließgeschwindigkeit (ca. 7 cm/sec).

Alle diese Voraussetzungen waren an der Ganswiese, zu der ein befahrbarer Güterweg führt, erfüllt. Um Untersuchungen und ungestörte Probeentnahmen an markierten Stellen zu ermöglichen, wurde vom Amt der Burgenländischen Landesregierung der Bau eines 10 m langen Steges quer zur Fließrichtung veranlaßt.

Abb. 4 zeigt den Steg und den Pflanzenbewuchs in diesem Bereich.



Abb. 4: Standort Ganswiese

Während des 2. Halbjahres 1984 nahm die Wulka den in Abb. 3 eingezeichneten Weg durch den Schilfgürtel. Durch das langandauernde Hochwasser im März 1985 kam es zu teilweisen Verlagerungen des Wasserlaufes nach beiden Seiten, wobei zahlreiche westlich gelegene Felder sowie der Güterweg überflutet wurden. Erst durch den Bau eines Entlastungsgerinnes im Mai 1985 normalisierte sich die Situation langsam und etwa 3/4 der ursprünglichen Wassermenge nahm ihren Weg wieder über das Versuchsfeld.

Am Standort Ganswiese wurde die größte Zahl von Proben entnommen, da dieser Standort als Hauptversuchsfeld gewählt worden war. Zusätzlich zu einer horizontalen Verteilung der Probenentnahmestellen wurden auch Tiefenprofile erstellt. Dazu wurde ein Zylinder mit einem Durchmesser von 30 cm möglichst tief in den Schlamm gedrückt, danach das Wasser abgeschöpft und der Schlamm schichtenweise entnommen.

Wenn es die Wasserstände erlaubten, wurden auch am Punkt B' (Wulkaknick) und beim Punkt C Schlamm- und Wasserproben entnommen. Bei Niedrigwasser ist das Areal um den Punkt B' nicht durchflossen und fällt nahezu vollständig trocken. Bei Hochwasser können jedoch auch dort Schwebestoffe abgelagert werden. Die Probenahme an der Stelle B' erfolgte in der Weise, daß jeweils 10 Proben über ca. 1 ha verteilt entnommen wurden um eine Durchschnittsprobe zu erhalten.

Die Probennahmestelle C ist ca. 1,7 km Luftlinie von der Ganswiese entfernt (siehe Abb. 3). Aufgrund des langen Fließweges gelangen an diese Stelle vermutlich nur Feinsedimente, bzw. ist wegen des hohen Anteils an verrottendem Pflanzenmaterial mit einer anderen Zusammensetzung zu rechnen.

Durch die teilweise Verlagerung des Wulkabettes bei dem langandauernden Hochwasser Frühjahr 1985 konnten aus dem im Mai 1985 errichteten Entlastungsgerinne auch Schlämme gewonnen werden, die nicht mit altem Schlamm in Kontakt gekommen waren und deren Alter nicht mehr als 6 Monate betrug.

An den entnommenen Proben würden die folgenden chemischen Analysen durchgeführt:
— Bestimmung der Trockensubstanz,

- Bestimmung der organischen Trockensubstanz, quad unter www.biologiezentrum.at
- Bestimmung des Glühverlustes bei 900° C als Maß für entweichendes CO₂,
- Bestimmung von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor,
- Bestimmung von Schwermetallen im Königswasserextrakt,
- Bestimmung von ortho-Phosphat im Zitronensäureextrakt,
- Bestimmung von Schwermetallen im Zitronensäureextrakt.

2.3.1. Ergebnisse der chemischen Untersuchungen

a) Veränderungen der chemischen Parameter mit der Tiefe (Vertikalprofile)

Wie schon erwähnt, wurden Proben aus verschiedenen Tiefen nur an der Ganswiese entnommen. Diese Analysen sollten einerseits Aufschluß geben über die Mächtigkeit des Nährstoffdepots sowie über Transportvorgänge in vertikaler Richtung. In Abb. 5 und 6 sind zunächst die Gesamtstickstoff- und Gesamtphosphorkonzentrationen sowie die Trockensubstanz in Abhängigkeit von der Tiefe aufgetragen.

In ca. 22 cm Tiefe folgt auf die Schlammschicht eine Tonschicht, daher wurde die Probenahme abgebrochen. Aus den Trockensubstanzen der einzelnen Schichten und der Mächtigkeit der Schichten ergibt sich, daß pro m² Fläche 82,9 kg Schlamm abgelagert sind. Aus dem Phosphor- und Stickstoffgehalt ergibt sich daraus weiter ein Nährstoffdepot von 2,02 kg Ges. P/m² und 4,3 kg Ges. N/m².

Der Gehalt an Gesamtphosphor nimmt mit der Tiefe zu, während beim Stickstoff keine ausgeprägte Vertikalverteilung erkennbar ist.

Auffallend ist der wesentlich höhere Trockensubstanzgehalt bei den Proben die im März entnommen worden waren. Weiters sind die Konzentrationen an Nährstoffen in der obersten Schicht (ca. 3 cm) in den Sommerproben (6. 8. 1985) deutlich niedriger als im März, dies dürfte auf einen erhöhten Stoffaustausch bzw. Umsatz an der obersten Schlammschicht zurückzuführen sein.

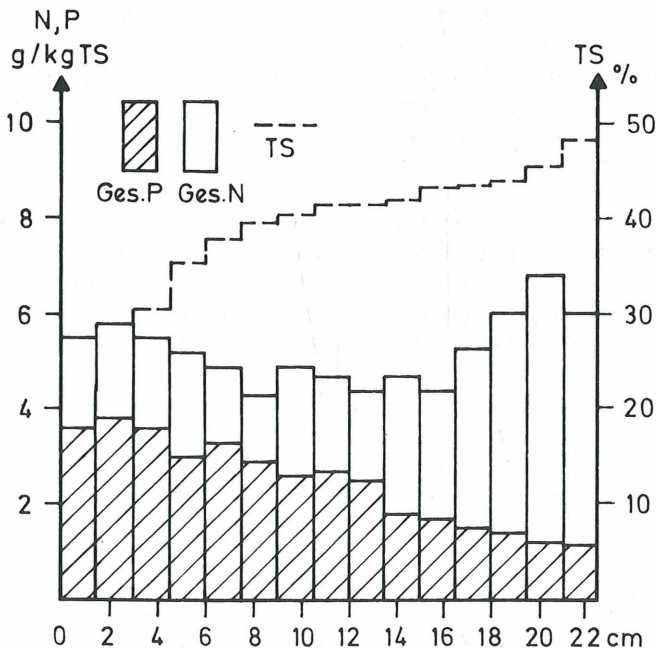


Abb. 5: Stickstoff- und Phosphorkonzentration im Schlamm, Probenahme 23. 3. 1985

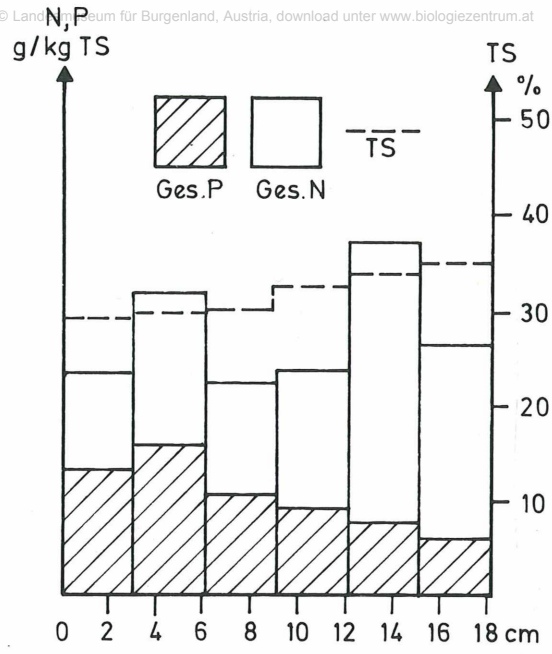


Abb. 6: Stickstoff und Phosphorkonzentration im Schlamm, Probenahme 6. 8. 1985

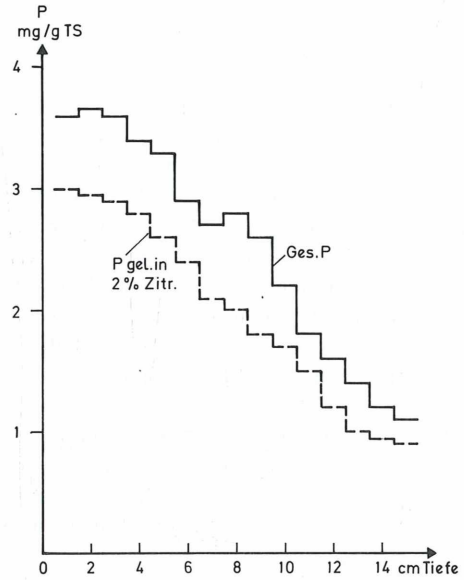


Abb. 7: Gesamtphosphor und pflanzenverfügbare Phosphor in Abhängigkeit von der Tiefe

Ein Vergleich der Nährstoffkonzentrationen im Schlamm mit denen von Ackerböden zeigt, daß die Stickstoffkonzentrationen im Schlamm an der oberen Grenze der normalerweise in Böden gefundenen Konzentrationen liegen (für Böden rund 0,02—0,4% nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1970). Der Phosphorgehalt des Schlammes ist auch in tieferen

Schichten wesentlich höher als der von Böden (Böden meist 0,02—0,08% P). Für das Pflanzen- und Algenwachstum ist nicht so sehr der Gesamtphosphorgehalt von Bedeutung, sondern der Anteil, der pflanzenverfügbar ist. In Anlehnung an Bodenuntersuchungen wurde der pflanzenverfügbare Phosphor durch Extraktion von Schlammproben mit 2% Zitronensäurelösung und anschließende Phosphoranalyse im Extrakt ermittelt (Handbuch der landwirtschaftlichen Untersuchungsmethodik, R. HERRMANN 1955). In Abb. 7 sind die Konzentrationen an Gesamtphosphor und pflanzenverfügbarem Phosphor in einem Tiefenprofil aufgetragen.

Sowohl Gesamtphosphor als auch pflanzenverfügbarer Phosphor nehmen mit zunehmender Tiefe immer mehr ab. Der Anteil des verfügbaren Phosphors ändert sich mit der Tiefe nicht signifikant. Im Mittel wurde ein Anteil von $77 \pm 14\%$ pflanzenverfügbarer Phosphor gemessen. Vergleichsuntersuchungen an 10 Bodenproben, die stichprobenartig im Einzugsgebiet der Wulka entnommen worden waren, zeigten, daß der Anteil von pflanzenverfügbarem Phosphor im Ackerboden mit $22 \pm 7\%$ wesentlich geringer ist als in dem an der Ganswiese abgelagerten Schlamm.

Außer den Nährstoffen wurde noch die organische Trockensubstanz (bei 550° C) sowie der Glühverlust (bei 900° C) bestimmt. Es konnte weder in horizontaler noch in vertikaler Richtung eine signifikante Änderung des Gehaltes an organischer Trockensubstanz festgestellt werden. Der mittlere Gehalt (40 Proben) betrug 12%. Auch der Glühverlust, der durch die Zersetzung von Karbonaten verursacht wird, wurde unabhängig von der Probenahmestelle zu $6,4\% \pm 0,77\%$ bestimmt.

3. Stoffumsetzung im Schilfgürtel

3.1. Allgemeines

Die Oberfläche von schlammigen Sedimenten unterscheidet sich von anderen natürlichen oder künstlichen Festbettreaktoren durch die zweiseitige Substratbeaufschlagung. Während die Oxidationsmittelzufuhr nur wasserseitig erfolgt, stellen sowohl die Inhaltsstoffe des Freiwassers als auch die abbaubaren Substanzen des Sediments einschließlich der Diffusionsprodukte aus dem Sediment Nahrungsquellen für die Benthalthalbiozönose dar. Durch die einseitige Zufuhr von Sauerstoff bildet sich im Sediment eine mehr oder weniger dicke Schicht mit einer aeroben Biozönose und einer unmittelbar anschließenden mikroaerophilen bzw. sauerstofffreien Zone mit den entsprechenden Organismen aus. Die Ausbildung solcher Schichten, insbesondere einer aeroben Schlammschicht ist für den Rückhalt von Nährstoffen im Schlamm (Phosphor und Ammonium) bzw. für den Abbau von Nährstoffen (Stickstoff) von großer Bedeutung.

Kann durch den Wasserkörper der für die Ausbildung einer aeroben Schlammschicht notwendige Sauerstoff nicht geliefert werden (z.B. durch zu hohe Belastung des Wassers durch sauerstoffzehrende Inhaltsstoffe), so kann die Sedimentschicht ihre Schutzfunktion, die die aerobe Biozönose ausüben sollte, nicht mehr erfüllen und es treten Nährstoffe aus dem Sediment in den Wasserkörper über.

Beim Durchtritt der Wulka durch den Schilfgürtel des Sees kann auf der ca. 5 km langen Fließstrecke aus folgenden Gründen ein Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Zuständen stattfinden:

- Die Fließgeschwindigkeit des Wassers ist außerordentlich gering. An der Ganswiese — wenige 100 m nach dem Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel — wo die größte Fließgeschwindigkeit herrscht, beträgt diese nur ca. 6 cm/sec (Niedrigwasser). Etwa 1 km vom Eintritt entfernt verringert sich die Fließgeschwindigkeit unter 1 cm/sec (Stelle C).

- Durch den Pflanzenwuchs und Anschwemmungen ist die überflossene Fläche nicht eben und bei einem sinkenden Wasserstand werden große Flächen nicht durchflossen, die dennoch nicht trockenfallen. In diesen Zonen mit Wassertiefen von oft nur wenigen Zentimetern bilden sich anaerobe Zustände aus (zufolge fehlender Sauerstoffzufuhr). Bei geringfügigem Ansteigen des Wasserspiegels wird der Inhalt dieser nicht durchflossenen Bereiche mit dem Wulkawasser vermischt und weitertransportiert.

3.1.1. Physikalische und chemische Vorgänge

a) Diffusion

Für jeden Stoffumsatz ist die räumliche Nähe der Reaktanten Voraussetzung. Transportvorgänge, insbesondere die Diffusion, spielen daher eine wichtige Rolle beim Stoffumsatz.

Als Triebkraft der Diffusion wirkt das Konzentrationsgefälle dc/ds , das die Änderung der Massenkonzentration c der diffundierenden Komponente je Einheit der Weglänge s in einem Punkt des Systems kennzeichnet. Für die Diffusionsgeschwindigkeit v gilt

$$v = -D \cdot \frac{dc}{ds} \quad (\text{Fick'sches Gesetz})$$

wobei D als Diffusionskonstante (substanzspezifisch) bezeichnet wird. Die Diffusionsgeschwindigkeit ist demnach dem Konzentrationsgefälle direkt proportional. Für das System Schlamm-Wasser ist wegen der Inhomogenität des Schlammes eine theoretische Berechnung von Diffusionsgeschwindigkeiten für einzelne Stoffe nicht möglich. Diese können nur empirisch ermittelt werden.

b) Adsorption

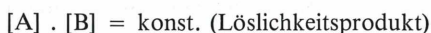
Besonders Phosphor kann im Schlamm adsorptiv gebunden werden. Zum Teil erfolgt die Adsorption in Form eines Anionenaustausches nach folgendem Schema:



Auch Tonminerale vermögen eine erhebliche Menge an Phosphationen zu adsorbieren. Die Bindung kann dabei an den Seitenflächen der Oktaederschichten, durch an der Oberfläche der Tonminerale adsorbierte Aluminium- und Eisenoxide und durch polymere Hydroxo-Aluminium-Ionen in den Zwischenschichten erfolgen.

c) Fällung

Der Übergang des Phosphors vom Wasser in das Sediment kann auch durch Fällungsreaktionen erfolgen. Von Fällung spricht man, wenn eine in Lösung befindliche Substanz durch Zugabe einer zweiten in eine (weitgehend) unlösliche Verbindung übergeführt wird. Die Fällung ist keine irreversible Reaktion, sondern aus dem Niederschlag treten ständig Ionen in die Lösung über und aus der Lösung werden Ionen vom Niederschlag eingefangen. Dieser Vorgang läßt sich vereinfacht durch folgende Reaktionsgleichung beschreiben:



Die Konstante wird als Löslichkeitsprodukt bezeichnet. Die Faktoren $[\text{A}]$ und $[\text{B}]$ entsprechen den Konzentrationen der beiden Reaktanten. Für das System Schlamm-Wasser tritt an die Stelle von $[\text{A}]$ die Phosphat- (PO_4^{3-}) -Konzentration. Die Stelle von $[\text{B}]$ wird im wesentlichen von Eisen, Aluminium oder Calcium eingenommen. Das Löslichkeitsprodukt ist außer von der Temperatur vom pH-Wert abhängig, weil sich die Konzentrationen von $[\text{A}]$ und $[\text{B}]$

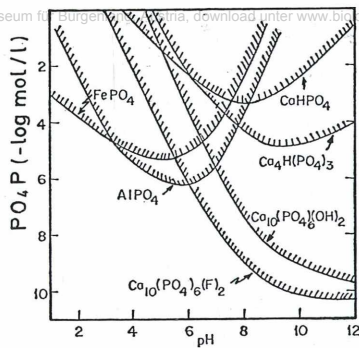


Abb. 8: Löslichkeit von Phosphorverbindungen in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach Stumm and Leckie, 1970)

mit dem pH-Wert verändern.*) In Abb. 8 sind die wichtigsten Gleichgewichte in Abhängigkeit vom pH-Wert aufgetragen.

c) Redoxpotential

Als weiterer Faktor, der die Löslichkeit des Phosphors beeinflusst, ist das Redoxpotential zu nennen. Das Redoxpotential ist ein Maß für den Oxidationszustand eines Mediums bzw. für die Anwesenheit von reduzierenden und oxidierenden Substanzen. Wie in Kap. 3.1.2 noch näher erläutert wird, werden insbesondere von anaeroben Organismen reduzierte Verbindungen gebildet, die das Redoxpotential senken. Reicht die Reduktionskraft nun aus, um z.B. dreiwertiges Eisen zu zweiwertigem zu reduzieren, so verändern sich auch die Gleichgewichte, die sich aufgrund von Löslichkeitsprodukten eingestellt haben, weil dabei der vorher an Eisen gebundene Phosphor freigesetzt wird.

3.1.2. Stoffumsetzung aus mikrobiologischer Sicht

3.1.2.1. Allgemeines

Besonders an der Kontaktzone zwischen Schlamm und Wasser können sich aerobe, mikroaerophile und anaerobe Mikroorganismen in unmittelbarer räumlicher Nähe entwickeln. Diese Nähe ist besonders für Prozesse, bei denen Reaktionsprodukte einer Bakterienpopulation als Substrat für eine andere Population dienen, von Bedeutung. Die Entwicklung von entsprechenden Mikroorganismen ist von vielen Faktoren abhängig. Für das System Schlamm-Wasser, wie es hier betrachtet werden soll, beeinflussen vor allem das Redoxpotential, die Substratkonzentrationen und die Temperatur die Art und die Zahl der Mikroorganismen.

a) Mikrobielle Stoffumsetzungen in Abhängigkeit vom Redoxpotential

Das Redoxpotential beeinflusst nicht nur rein chemische Vorgänge wie z.B. die schon genannte Umwandlung von Eisen-III in Eisen-II und umgekehrt, sondern auch die mikrobiologischen Umsetzungen. In Abb. 9 sind die Stoffumsetzungen in Abhängigkeit vom Redoxpotential dargestellt.

Im aeroben Bereich findet die Oxidation von organischem Kohlenstoff zu CO_2 und die Nitrifikation statt. Ist aller Sauerstoff verbraucht, so sinkt das Redoxpotential unter 250 mV,

*) Die PO_4^{3-} -Konzentration ändert sich durch die pH-Wert abhängige Dissoziation der Phosphorsäure. Eisen, Aluminium und Calcium bilden in Abhängigkeit vom pH-Wert schwerlösliche Hydroxide, durch deren Löslichkeitsprodukt die Konzentration der Kationen bestimmt wird.

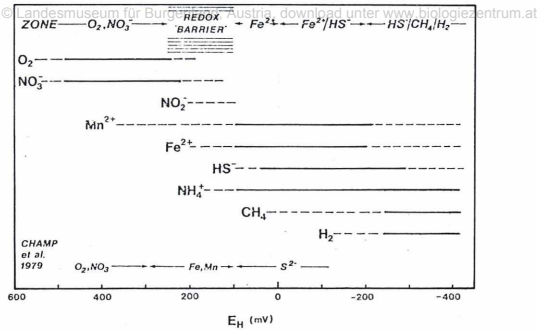


Abb. 9: Stabilitätsgrenzen für verschiedene Redoxvorgänge in Abhängigkeit vom Redox-Potential (nach Camp et al, 1979)

in diesem Bereich wird von den Mikroorganismen auf Nitrat als Sauerstoffdonator zurückgegriffen und Stickstoff gasförmig freigesetzt (Redox-Barrier). Im Bereich zwischen +100 und 0 mV findet schließlich die schon angesprochene Reduktion von Eisen-III zu Eisen-II statt. In diesem Bereich entwickeln sich Mikroorganismen, die Sauerstoff aus Sulfat zur Energiegewinnung nutzen können (Sulfatreduktion) und Schwefelwasserstoff bilden. Ein Redoxpotential unter -200 mV ermöglicht schließlich die Bildung von Methan und Wasserstoff.

b) Abhängigkeit des Wachstums von Mikroorganismen von der Substratkonzentration

die Abhängigkeit der Wachstumsrate von Organismen von der Konzentration limitierender Faktoren lässt sich in Form einer Sättigungskurve darstellen, für die folgende Beziehung (Monod-Beziehung) gilt:

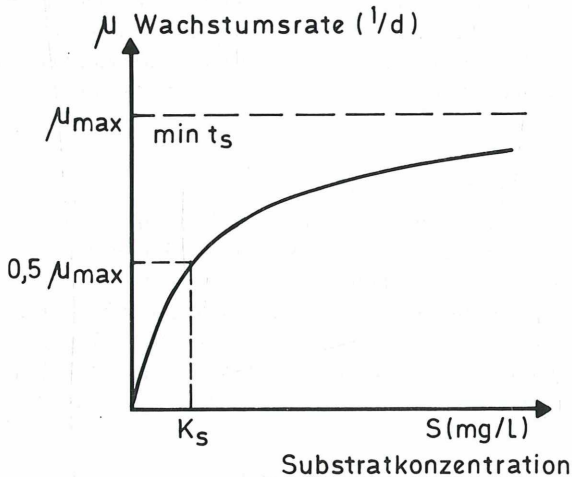


Abb. 10: Die Wachstumsrate von Mikroorganismen in Abhängigkeit von einer limitierenden Substratkonzentration

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S}$$

μ Wachstumsrate [d^{-1}]

μ_{\max} Wachstumsrate bei unbegrenztem Substratangebot [d^{-1}]

S Konzentration des begrenzenden Substrates [mg/l]

K_s Sättigungskonstante, Nährstoffkonzentration bei der $\mu = 0,5 \mu_{\max}$ [mg/l]

c) Abhängigkeit des Wachstums von Mikroorganismen von der Temperatur

In dem Temperaturbereich, in dem Mikroorganismen wachsen können, besteht ein exponentieller Zusammenhang zwischen Temperatur und Wachstumsrate. Vereinfacht kann dieser Zusammenhang folgendermaßen ausgedrückt werden:

$$\mu_T = \mu_o \cdot 10^{k(T-T_o)}$$

μ_T Wachstumsrate bei Temp. T

μ_o Wachstumsrate bei Bezugstemperatur T_o

k Temperaturkoeffizient der Wachstumsrate

In der Praxis wird die Temperaturabhängigkeit meist mit dem Temperaturkoeffizienten Q_{10} abgeschätzt. Dieser Quotient ergibt sich aus dem Verhältnis der Wachstumsrate bei $t^\circ\text{C}$ und bei $(t-10)^\circ\text{C}$ und liegt für die meisten biologischen Prozesse im Bereich der Raumtemperatur bei etwa 2. Für eine Temperatursteigerung um 10°C ergibt sich daher ein Faktor von 1,072. Ist die Wachstumsrate für eine bestimmte Temperatur bekannt (z.B. 15°C), kann sie für eine andere Temperatur (z.B. 20°C) nach der Formel

$$\mu_{20} = \mu_{15} \cdot 1,072^{(20-15)}$$

$$\mu_{20} = \mu_{15} \cdot 1,42$$

berechnet werden.

Bei der Betrachtung von Temperatureinflüssen muß zwischen kurzfristigen Temperaturveränderungen und sich langsam einstellenden Temperaturveränderungen unterschieden werden. Bei langsamer Veränderung der Temperatur wie sie in Gewässern erfolgt, kann es zu einer Adaption der ursprünglich vorhandenen Organismen sowie zu einer Selektion von für die neuen Temperaturbedingungen besser angepaßten Organismen kommen.

3.1.2.2. Umsetzung von Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen sind in der Natur einem Kreislauf unterworfen, man spricht vom sogenannten Stickstoffkreislauf. Organische Stickstoffverbindungen (Eiweiß) werden durch biologischen Abbau über Zwischenprodukte (z.B. Harnstoff) zu anorganischen Stickstoffverbindungen abgebaut ($\text{NH}_4\text{-N}$). In einer weiteren Folge von mikrobiellen Reaktionen kann Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) zu Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$) oder Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) oxidiert werden. Nitrat und Nitrit können durch bakterielle Reduktion zu elementarem Stickstoff (N_2) umgewandelt werden oder durch Assimilation wieder zur Bildung organischer Stickstoffverbindungen führen. In Abb. 11 sind die Zusammenhänge vereinfacht dargestellt.

Für den Schilfgürtel sind von den genannten Reaktionen insbesondere Nitrifikation und Denitrifikation von Bedeutung.

a) Nitrifikation

Unter Nitrifikation versteht man die mikrobielle Oxidation von Ammoniumstickstoff zu Nitrat. Zur Nitrifikation sind nur wenige autotrophe Bakterien imstande. Nitrosomonas-Bakterien oxidieren zunächst Ammonium zu Nitrit:



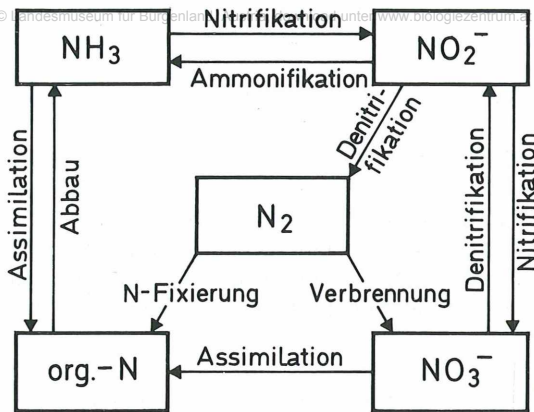


Abb. 11: Stickstoffkreislauf

Zur Oxidation des Nitrits zum Nitrat sind die Nitrobacter-Bakterien befähigt:



Die Gesamtreaktion der Nitrifikation ergibt daher:

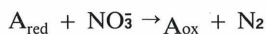


Beide Stufen der Nitrifikation verlaufen unter Energiegewinn. Die freigesetzte Energie wird von den autotrophen Bakterien zur Synthese neuer Biomasse unter Verwendung von CO_2 als Kohlenstoffquelle genutzt. Als autotrophe Bakterien benötigen Nitrosomonas und Nitrobacter als Nahrungsquelle nur CO_2 , Sauerstoff und Ammonium bzw. Nitrit für ihr Wachstum. Im allgemeinen dürfte die zweite Stufe der Reaktion rascher ablaufen als die erste, da Nitrit bei Nitrifikationsprozessen nur in Ausnahmefällen nachgewiesen werden kann.

b) Denitrifikation

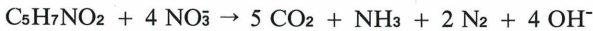
Unter dem Begriff der Denitrifikation wird die Reduktion von oxidierten Stickstoffverbindungen verstanden. Im Gegensatz zur Nitrat-Assimilation, bei der Nitrat meist auf die Stufe von Ammonium reduziert wird und hierauf der Einbau in die Zelle erfolgt, Nitrat also als Stickstoffquelle dient, wird bei der Denitrifikation nur der an das Stickstoffmolekül gebundene Sauerstoff von den Organismen verbraucht, wobei über die Zwischenprodukte Nitrit (NO_2) und Distickstoffoxid (N_2O) schließlich gasförmiger Stickstoff (N_2) entsteht.

Die Denitrifikation läuft allgemein nach folgender Gleichung ab:



Die Komponente A_{red} stellt das Substrat für die Denitrifikation dar und wird auch Elektronendonator des Prozesses genannt, da während des Prozesses der Denitrifikation Elektronen von dieser Verbindung zum Nitrat übergehen. Als Substrat für die Denitrifikation können organische aber auch anorganische Verbindungen verwendet werden. Als organische Verbindungen kommen zunächst die Reservestoffe der Mikroorganismen selbst in Frage. Nimmt

man für die Zusammensetzung der Mikroorganismen die vereinfachte Formel $C_5H_7NO_2$ an, so verläuft die Denitrifikation nach der Formel



Nach dieser Beziehung werden rund 2 mg Organismenmasse pro mg denitrifiziertem Nitratstickstoff verbraucht.

Als weiteres organisches Substrat für die Denitrifikation kommen die Wasserinhaltsstoffe in Frage. In diesem Fall kann keine stöchiometrische Beziehung angegeben werden, da es sich um eine Vielfalt von organischen Verbindungen handeln kann. Nach Angaben in der Literatur (Christensen, 1977) werden 2 bis 3 mg BSB₅/mg NO₃-N bei der Denitrifikation abgebaut.

3.1.2.3. Umsetzung von Phosphorverbindungen

Der Umsatz von Phosphorverbindungen kann sowohl direkt durch Umsetzung in den Zellen als auch indirekt durch mikrobielle Vorgänge, die die chemischen Bedingungen im Schlamm verändern, beeinflusst werden. Im wesentlichen sind folgende Einflüsse zu nennen:

— Änderung des Redoxpotentials:

Insbesondere das Absinken des Redoxpotentials im Verlauf anaerober Umsetzungen führt zu vermehrter Phosphorrücklösung

— Änderung des pH-Wertes:

Durch die Bildung organischer Säuren kann der pH-Wert absinken, ist Phosphor hauptsächlich an Calcium gebunden, so bewirkt das Absinken des pH-Wertes einen Anstieg der Löslichkeit.

— Bildung von Komplexbildnern:

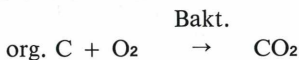
Die durch mikrobiellen Abbau gebildeten organischen Säuren können wasserlösliche Komplexe mit Eisen und Aluminium bilden. Dies führt ebenfalls zur Freisetzung von Phosphor (SCHEFFER — SCHACHTSCHABEL 1970).

— Eine direkte Beteiligung der Mikroorganismen an der Umsetzung von Phosphorverbindungen ergibt sich durch den Aufbau und Abbau von Zellen. Zusätzlich haben gewisse Mikroorganismen die Fähigkeit, unter aeroben Bedingungen Phosphor über ihren Bedarf zum Zweck des Zellaufbaues aufzunehmen, wobei dieser im Inneren der Zellen in Form von Polyphosphat abgelagert wird. Durch den Wechsel von aeroben und anaeroben Verhältnissen wird diese biologische Luxusaufnahme induziert, unter anaeroben Bedingungen wird der Phosphor wieder abgegeben (MATSCHE 1982).

3.1.2.4. Umsetzung von Kohlenstoffverbindungen

Organische Kohlenstoffverbindungen können sowohl durch aerobe als auch durch anaerobe biologische Prozesse umgesetzt werden. Für die beiden Prozesse können vereinfacht die folgenden Reaktionen angeschrieben werden.

Aerober Abbau:



Anaerober Abbau:



Für den Baustoffwechsel der Bakterien wird zwar auch Kohlenstoff benötigt, da aber bei dem System Schilfgürtel-Wasser die Bakterienmasse nicht aus dem System entfernt, sondern veratmet wird, braucht dies bei Bilanzierungen nicht berücksichtigt werden.

Da in erster Linie der abbaubare Kohlenstoff von Interesse ist, wurde nicht der Kohlenstoffgehalt gemessen sondern die Sauerstoffmenge, die für den Abbau von Kohlenstoff notwendig ist. Dabei kann diese Oxidation auf chemischem (COD) oder biologischem (BSB) Wege erfolgen. Im folgenden soll nun die Aussagekraft dieser beiden Bestimmungsmethoden kurz erläutert werden.

— COD — Chemischer Sauerstoffbedarf

Der chemische Sauerstoffbedarf ist jene Sauerstoffmenge in mg/l, die für die Oxidation von Kohlenstoffverbindungen durch schwefelsaures Kaliumdichromat von 1 l Probe (Wasser oder Schlamm) verbraucht wird.

— BSB₅ — Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen

Der BSB₅ ist jene Sauerstoffmenge in mg/l, die von einer aeroben Mikroorganismenpopulation für die Oxidation von Kohlenstoffverbindungen auf biologischem Wege von 1 l Probe verbraucht wird.

— Aus dem Verhältnis COD : BSB₅ kann abgelesen werden, welcher Anteil an oxidierbaren organischen Verbindungen von Mikroorganismen in einem Zeitraum von 5 Tagen auf aeroben Wege abgebaut werden kann.

Während der aerobe Abbau von organischem Kohlenstoff von einer großen Zahl von Mikroorganismen durchgeführt werden kann, sind zum anaeroben Abbau nur spezielle Mikroorganismengruppen befähigt. Wegen seiner Bedeutung für die Schlammfäulung und die anaerobe Abwasserreinigung ist der anaerobe Abbau sehr häufig untersucht worden. Die wichtigsten mikrobiologischen Zusammenhänge sollen daher im folgenden kurz erörtert werden.

Nach MUDRACK (1983) geht der Abbau organischer Verbindungen nach folgendem Schema vor sich (Abb. 12).

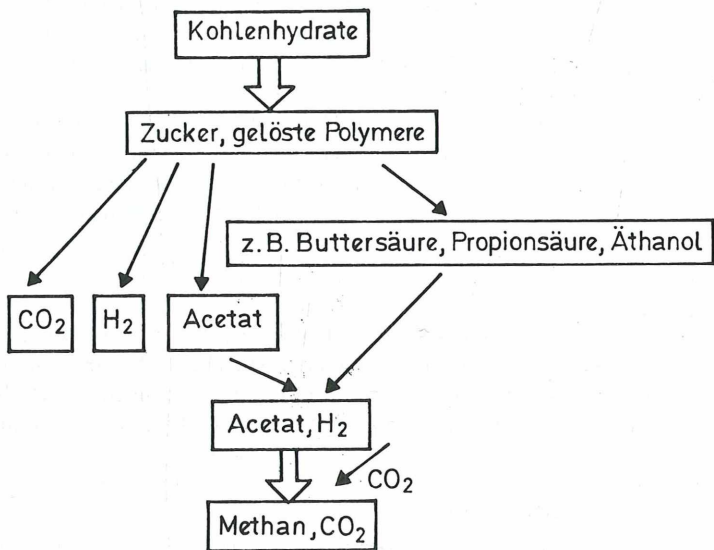


Abb. 12: Schema des anaeroben Abbaues organischer Verbindungen nach Mudrack (1983)

- Bei der Hydrolyse werden hochmolekulare gelöste und ungelöste Stoffe durch extracelluläre Enzyme in gelöste Bruchstücke übergeführt.
- Die bei der Hydrolyse entstehenden Produkte (Monosaccharide, Aminosäuren etc.) werden sodann von verschiedenen, fakultativen Bakterien als Substrat verwendet. Je nach Umweltbedingungen und Substrat werden unterschiedliche Abbauprodukte gebildet: in

der wässrigen Phase vorwiegend niedrige organische Säuren und Alkohole; in der Gasphase CO_2 und H_2 . Diese Phase wird als *Versäuerungsphase* bezeichnet.

- Auf die Versäuerungsphase folgt die *acetogene Phase*. Hier werden alle gebildeten Zwischenprodukte zu Essigsäure, Methanol, CO_2 und H_2 umgebaut, da nur diese Substrate von den Methanbakterien der folgenden Stufe verwertet werden können. Aus energetischen Gründen müssen die Säurebakterien in räumlich enger Symbiose mit den Methanbakterien leben.
- Die methanogene Phase (Methanbildung) wird von Methanbakterien bewerkstelligt. Diese sind strikte Anaerobier. Man kann 2 Gruppen von Stämmen unterscheiden. Die erste Gruppe bildet aus H_2 und CO_2 Methan, die zweite wesentlich artenärmere Gruppe bildet aus Essigsäure Methan.

3.2. Versuchsmethodik

3.2.1. Probennahme und Lagerung

Sofern nicht anders angegeben, wurden alle Schlammproben nur aus der obersten Schlammschicht (ca. 3 cm) entnommen. Die aerobe Schlammschicht war in den meisten Fällen nur wenige mm dick, so daß die Schlammproben sowohl aerobe wie anaerobe Anteile aufwiesen. Nach dem Transport ins Labor wurden die Proben bei 5°C bis zu ihrer Verwendung gelagert. In den meisten Fällen wurden die Laborversuche, um zwischenzeitliche Umsetzungen zu vermeiden, an dem, der Probenahme folgenden Tag durchgeführt. Vor dem Versuch wurden die Proben in der Regel mit aus der Wulka zur gleichen Zeit entnommenen Wasser auf einen Trockensubstanzgehalt von ca. 100 g/l verdünnt. Abweichende Konzentrationen wurden entsprechend umgerechnet. Eine Trockensubstanz von 100 g/l entspricht ungefähr dem Trockensubstanzgewicht in der obersten Schlammschicht. Um die Umsatzraten, die bei Laborversuchen erhalten wurden, auf die Fläche umzurechnen, wurde folgende Annahme getroffen:

Die Umsatzraten werden in erster Linie durch die oberste Schicht (ca. 1 cm) bestimmt. Daraus ergibt sich, daß 1 l Schlamm ca. $0,1 \text{ m}^2$ bedeckt, sodaß die im Laborversuch ermittelten Umsatzraten ohne weiteres auf $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ umgerechnet werden können. Für die Umsetzung von Stickstoffverbindungen wurde diese Annahme auch auf ihre Brauchbarkeit überprüft (siehe Kap. 3.3.1.5.).

3.2.2. Laborversuche zur Nitrifikation

Je 1 l des vorbereiteten Schlammes wurde in Kolben gefüllt und mit einem Aquariumbelüfter zunächst 1 Stunde belüftet. Danach wurde eine entsprechende Menge Ammonium zugesetzt und in Abständen von 1/2 bis 1 Stunde ca. 4 ml Proben entnommen. Die Proben wurden filtriert und mit Hilfe eines Autoanalyzers die Ammonium- und die Nitratkonzentration bestimmt.

3.2.3. Laborversuche zur Denitrifikation

Die Denitrifikation wurde in ähnlicher Weise wie die Nitrifikation durchgeführt. Anstelle der Belüftung wurde gerührt und als Substrat wurde eine entsprechende Menge Nitrat zugegeben. Da die Denitrifikation Kohlenstoffverbindungen als Substrat benötigt (siehe Kap. 3.1.2.2), wurde, wenn die maximale Aktivität bestimmt werden sollte, Glucose als leicht abbaubares Substrat zugesetzt.

3.2.4. Laborversuche zur Phosphorrücklösung und zur Diffusion von Ammonium

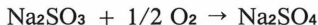
Sowohl die Phosphorrücklösung als auch die Freisetzung von Ammonium sind Vorgänge, die unter anaeroben Bedingungen ablaufen. Beide Vorgänge konnten daher jeweils an ein

und demselben Versuchsansatz beobachtet werden. Da sowohl Phosphorrücklösung als auch der Übergang von Ammonium vom Schlamm in die wässrige Phase nur unter anaeroben Bedingungen stattfinden, wurde nach einigen Vorversuchen das zur Verdünnung des Schlammes verwendete Wasser zunächst mit Stickstoff begast, um es sauerstofffrei zu machen. Dadurch wurde die Versuchsdauer wesentlich verkürzt, ohne daß die Ergebnisse, wie Vergleichsversuche zeigten, beeinflusst wurden.

Im Gegensatz zu den aeroben Versuchen wurde hier der Schlamm in dicht verschließbare 1 l Flaschen gefüllt. Nach der Probenahme wurden die Flaschen stets wieder mit sauerstofffreiem Wasser aufgefüllt und gut verschlossen. Je nach Bedarf wurde während der Versuche mit einem Magnetrührer gerührt.

Für spezielle Fragestellungen war die Zugabe einer Kohlenstoffquelle erforderlich. Da dem Schlamm im Schilfgürtel als Kohlenstoffquelle in erster Linie cellulosehaltiges Pflanzenmaterial zur Verfügung steht, wurde der Grundbaustein der Cellulose, die Glucose als Substrat gewählt. Diese ist rascher als die Cellulose abbaubar und daher zur Bestimmung von maximalen Umsatzraten geeignet.

Wie in Kap. 3.1.1. angeführt, sind anaerobe Umsetzungen vom Redoxpotential abhängig. Das Redoxpotential kann durch Zugabe reduzierter Verbindungen eingestellt werden. Natriumsulfit wurde auf Grund seiner guten Löslichkeit und raschen Reaktion zur Einstellung des gewünschten Potentials gewählt. Dieses reagiert nach der Gleichung



rasch unter Verbrauch von Sauerstoff zu Natriumsulfat. Ist aller Sauerstoff verbraucht, so werden andere Schlamminhaltsstoffe reduziert. Dadurch steigt der Anteil der reduzierten Verbindungen — das Redoxpotential sinkt entsprechend der zugegebenen Menge. Eine kontinuierliche Messung des Redoxpotentials über die gesamte Versuchsdauer war nicht möglich, da das, bei anaeroben Prozessen gebildete Sulfid die Elektroden nach kurzer Zeit unbrauchbar macht (vergiftet). Daher wurde das Potential in der Regel nur zu Beginn und zum Ende der Versuche gemessen.

3.2.5. Laborversuche zum aeroben Abbau von Kohlenstoff

Der Umsatz von Kohlenstoffverbindungen verlief bei den Schlämmen aus dem Schilfgürtel relativ rasch. Daher wurde die Messung der Atmung, die sich in der Abwassertechnik bewährt hat, für die Bestimmung des Stoffumsatzes gewählt. Abb. 13 zeigt die Versuchsanordnung zur Messung der Atmung.

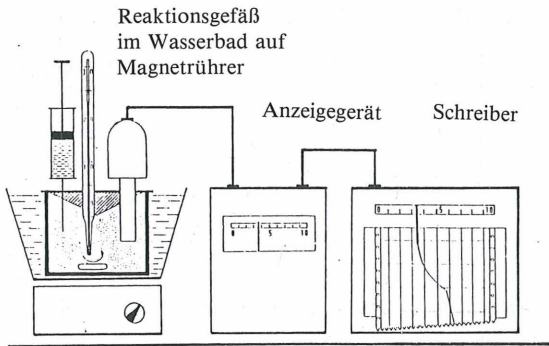


Abb. 13: Versuchsanordnung zur Messung der Atmung

Bei dieser Messung wird zunächst mit Sauerstoff gesättigter Schlamm in ein Gefäß mit Verschlussdeckel eingefüllt. Der Deckel hat Bohrungen für die Aufnahme eines Thermometers und einer Sauerstoffsonde. Der Meßwert der Sauerstoffsonde wird direkt auf einen Schreiber übertragen. Durch Auswertung des Schreibstreifens kann der Sauerstoffverbrauch in mg/l.h errechnet werden.

3.2.6. Laborversuche zum anaeroben Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen

Die Vorbereitung und Handhabung des Schlammes wurde analog den Versuchen zur Phosphorrücklösung durchgeführt. Der Nachweis von Zwischenprodukten (org. Säuren) beim anaeroben Abbau von Kohlenstoffverbindungen erforderte jedoch eine spezielle Analytik. Wegen der chemischen Ähnlichkeit niedriger organischer Säuren ist ihre qualitative und quantitative Erfassung nur mit aufwendigen Geräten möglich. Eine dieser Möglichkeiten ist die Gaschromatographie.

Dabei wird eine geringe Substanzmenge zunächst verdampft und danach von einem inerten Gasstrom (z.B. N_2) über die in einem langen dünnen Rohr befindliche stationäre Phase geleitet. Auf Grund von Adsorptions- und Verteilungsvorgängen wandern die Einzelsubstanzen mit verschiedener Geschwindigkeit durch die Trennsäule. Am Ende der Säule befindet sich ein Detektor, der die Ankunft der entsprechenden Substanz durch die Messung einer physikalischen Eigenschaft registriert. Zwei Stoffe sind trennbar, wenn sie sich unterschiedlich lange in der stationären Phase aufhalten und dadurch unterschiedliche Verweilzeiten aufweisen. Zur qualitativen Analyse dienen die unterschiedlichen Verweilzeiten in der Säule (Retentionszeiten). Quantitative Ergebnisse erhält man aus der Intensität des Detektorsignals. Die für eine Analyse angewendete Probenmenge beträgt zwischen 1 und 10 μl . Dieses geringe Probenvolumen muß für eine quantitative Analyse, die auf dem Vergleich von Proben und Standardsubstanzen beruht, sowohl was die Menge als auch was die Einspritzgeschwindigkeit betrifft, reproduzierbar in den Gaschromatographen eingebracht werden. Dies wurde mit einem automatischen Probengeber erreicht. Dieses Gerät ermöglichte außerdem wegen seines vollautomatischen Betriebes eine große Anzahl von Analysen, sodaß die Ergebnisse durch Dreifachbestimmungen gut abgesichert werden konnten.

Die Bildung von Methan wurde nach einer seinerzeit für ein Forschungsprojekt über anaerobe Abwasserreinigung ausgearbeiteten Methode untersucht. In Abb. 14 ist die Versuchsanordnung, die verwendet wurde, dargestellt.

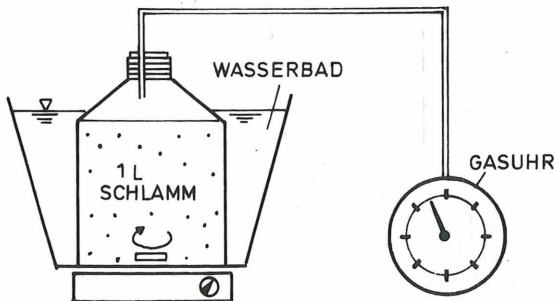


Abb. 14: Versuchsanordnung für die Bestimmung der Aktivität von Methanbakterien

Da Methanbakterien äußerst empfindlich auf Sauerstoff reagieren, wurde der Schlamm nach dem Homogenisieren mit sauerstofffreiem Wasser (Durchblasen von N_2) verdünnt. Die Aktivitätsbestimmungen wurden bei Raumtemperaturen durchgeführt, um die Ergebnisse direkt vergleichen zu können.

Nach dem Einfüllen des Schlammes wurde die 1-1 Schliffflasche über einen Schlauch mit der Gasuhr (Kleinstgasmengenzähler) verbunden.

3.2.7. Versuche zur Simulation von Stoffumsetzung an der Schlamm-Wasser-Kontaktzone

Versuche, die sich über mehrere Wochen erstrecken, konnten im Freiland nicht durchgeführt werden, da es stets zu Störungen durch Vögel und andere Tiere kam. Das Einsetzen von Abgrenzungen, die den Wasseraustausch verhindern sollten, lockt besonders Vögel an, die dann durch ihren Kot das Versuchsergebnis beeinflussen. Daher wurde durch die in Abb. 15 gezeigte Versuchsanordnung eine Simulation der Vorgänge im Schilfgürtel versucht.

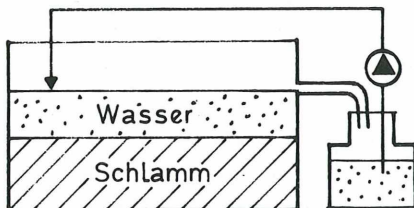


Abb. 15: Versuchsanordnung zur Simulation der Vorgänge im Schilfgürtel

Die Anordnung besteht aus einer Plastikwanne mit einer Grundfläche von 0,106 m². Diese wurde mit Schlamm bis zu einer Höhe von 8 cm und anschließend mit Wasser bis zum Überlauf gefüllt. Der Überlauf wurde in einem 5 l fassenden Ausgleichsgefäß gesammelt und konnte mit einer Pumpe nach Bedarf in eine Verteilungsrinne gepumpt werden. Von der Verteilungsrinne wurde die Schlammoberfläche mit dem Wasser beschickt, sodaß eine ähnliche Strömung erzeugt werden konnte, wie sie an der Ganswiese beobachtet wurde. Die Entnahme von Proben erfolgte stets aus dem Ausgleichsgefäß, Wasserverluste durch Verdunsten wurden je nach Fragestellung ausgeglichen. In regelmäßigen Abständen wurden Proben gezogen.

3.3. Meßergebnisse zu Stoffumsetzungen im Schilfgürtel

3.3.1. Umsetzung von Stickstoffverbindungen

Wie im Kap. 3.1.2.2. beschrieben, unterliegen die Stickstoffverbindungen in der Natur einem Kreislauf. Ein Teil dieses Kreislaufes ist auch im System Sediment-Wasser im Schilfgürtel zu beobachten. Dabei müssen zusätzlich zu echten Stoffumwandlungen (Reaktionen) auch noch Transportvorgänge berücksichtigt werden.

In Abb. 16 sind die Reaktionen und Transportvorgänge verschiedenen Bereichen zugeordnet.

Die Situation an der Ganswiese entspricht etwa den in Abb. 16 dargestellten Verhältnissen. Eine ca. 25 cm mächtige, anaerobe Schicht (erkennbar an ihrer Schwarzfärbung) ist von einer nur wenige mm dicken aeroben Schlammschicht (braun gefärbtes Sediment) bedeckt. Dieser Schlamm wird ständig von sauerstoffhaltigem Wasser überflossen. Die Ammoniumkonzentration im überfließenden Wasser beträgt im Sommer normalerweise weniger als 1 mg/l, kann im Winter aber bis auf 4 mg/l ansteigen. Der Nitratgehalt schwankt unabhängig von der Jahreszeit zwischen 1,5 und 7,5 mg/l. Im Sediment läßt sich kein Nitrat nachweisen. Die Ammoniumkonzentration in der obersten Schlammschicht (ca. 2 cm) beträgt 4–6 mg/l. In tieferen Sedimentschichten steigt der Ammoniumgehalt rasch an (bis zu 100 mg/l). Der Gehalt an Gesamtstickstoff nimmt ebenfalls mit der Tiefe zu. Abb. 17 zeigt den Gehalt an Gesamtstickstoff in Abhängigkeit von der Tiefe.

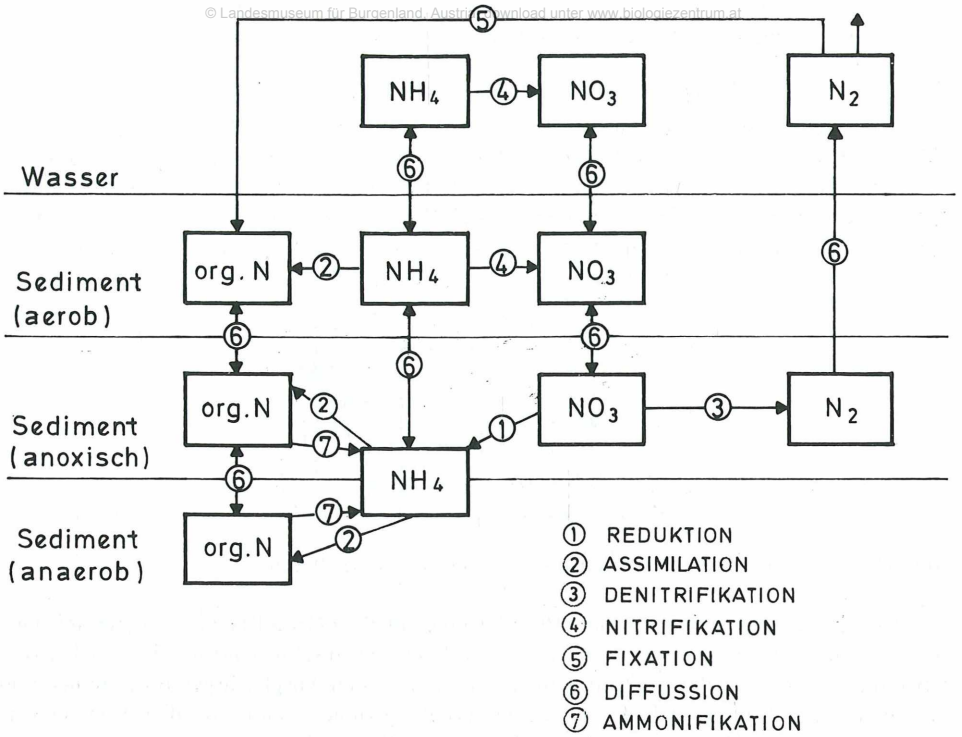


Abb. 16: Stickstoffkreislauf und Transportvorgänge im System Wasser-Sediment (nach A. PROVINI, G. PREMAZZI, 1985).

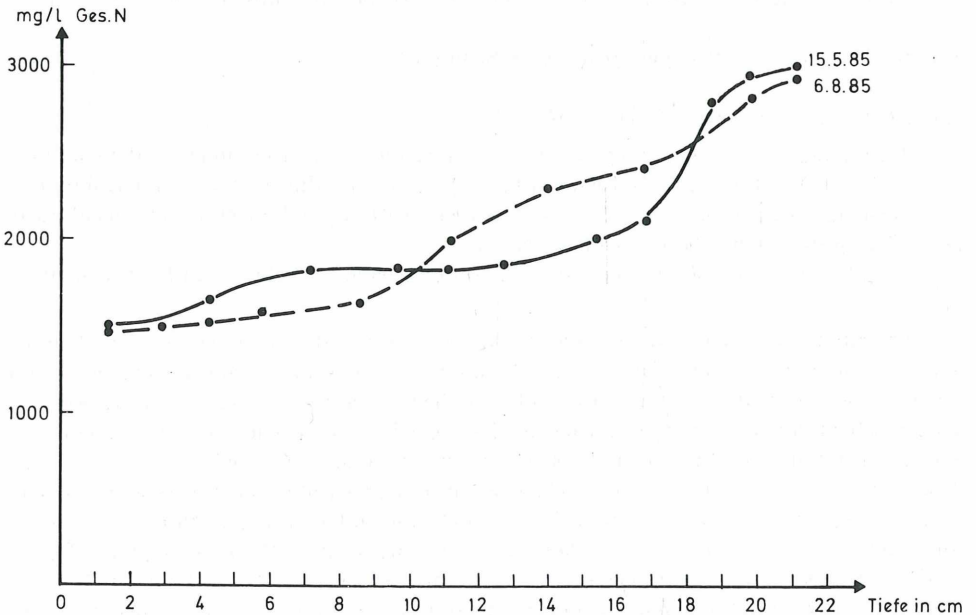


Abb. 17: Gesamtstickstoff im Schlamm in verschiedenen Tiefen

Der Ammoniumgehalt nimmt mit der Tiefe viel rascher zu als die Konzentration an Gesamtstickstoff. Da Ammonium an der Kontaktzone Schlamm-Wasser durch Nitrifikation dem Schlamm entzogen wird, ist die Konzentration an Gesamtstickstoff und an Ammonium in der obersten Schicht am geringsten. Aus tieferen Schichten kann jedoch aufgrund des Konzentrationsgefälles jederzeit Stickstoff nachgeliefert werden.

Für die Stickstoffkonzentrationen im Wasserkörper nach dem Überfließen einer bestimmten Fläche Schlamm sind besonders die Vorgänge in den obersten Schlammschichten von Bedeutung. Die wesentlichen Reaktionen können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

- Diffusion von Ammonium aus dem Schlamm in den Wasserkörper,
- Nitrifikation sowohl von Ammonium, das im Wasser vorhanden ist, als auch von sedimentbürtigem Ammonium,
- Denitrifikation von im Wasser vorhandenen Nitrat, sowie auch von erst im Schlamm (oder an der Grenzfläche Wasser-Schlamm) gebildeten Nitrat.

3.3.1.1. Freisetzung von Ammonium aus dem Schlamm in den Wasserkörper

Die Freisetzung von Ammonium in den Wasserkörper kann nur dann beobachtet werden, wenn seine Oxidation zu Nitrat verhindert wird. Dies kann einerseits durch Zugabe von chemischen Substanzen, die die Nitrifikation verhindern (z.B. Allylthioharnstoff) erfolgen, andererseits aber auch, indem der Wasserkörper über dem Sediment sauerstofffrei gehalten wird. Im Labor läßt sich dies einfach erreichen, indem der zu untersuchende Schlamm in Flaschen (bis zum Überlaufen) gefüllt und die Flaschen luftdicht verschlossen werden. Auf Grund der Sauerstoffzehrung des Schlammes ist nach wenigen Stunden der gelöste Sauerstoff verbraucht. Unter diesen Bedingungen konnte im Labor die Freisetzung von Ammonium sowohl an Schlamm, die zu verschiedenen Zeiten entnommen worden waren verglichen werden, als auch der Einfluß verschiedener Umweltbedingungen wie z.B. Temperatur und Redoxpotential beobachtet werden.

a) Abhängigkeit der NH_4 -Freisetzung von der Temperatur

In Abb. 18 ist der Verlauf der Freisetzung von Ammonium aus dem Schlamm in den Wasserkörper für 2 verschiedene Temperaturen dargestellt. Aus den Steigungen der beiden Geraden ergeben sich Diffusionsraten von 1,2 mg/l.d bei 18° C bzw. 0,9 mg/l.d bei 5° C. Daraus errechnet sich nach Kap. 3.1.2. ein Temperaturfaktor von 1,022/° C. Der Gehalt an Trockenmasse betrug wie bei den anderen Versuchen ca. 100 g/l. Aus dem Gesamt-Stickstoffgehalt des Schlammes von 0,38% ergibt sich aus der Abb. 18, daß innerhalb von 20 Tagen ca. 10% des gesamten Stickstoffes als Ammonium freigesetzt wurden.

b) Abhängigkeit vom Redoxpotential

Wie später gezeigt werden wird, ist die Rücklösung von Phosphor signifikant vom Redoxpotential abhängig. Da ähnliche Abhängigkeiten für die Freisetzung von Ammonium erwartet wurden, wurden im Labor durch die Zugabe entsprechender Mengen an Natriumsulfid verschiedene Redoxpotentiale eingestellt (zwischen 0 und — 400 mV). Die Untersuchungen zeigten, daß die Freisetzung von Ammonium vom Redoxpotential unabhängig ist, d.h. daß diese Freisetzung auch nicht mit der Phosphorrücklösung streng gekoppelt ist sondern einen Prozeß für sich darstellt.

c) Ammoniumfreisetzung in Anwesenheit von leicht abbaubarem Kohlenstoff (Glucose)

Durch die Zugabe von Glucose wird die Freisetzung von Ammonium verhindert. War zu Beginn der Versuche Ammonium im Schlamm-Wasser-Gemisch vorhanden, so wurde auch

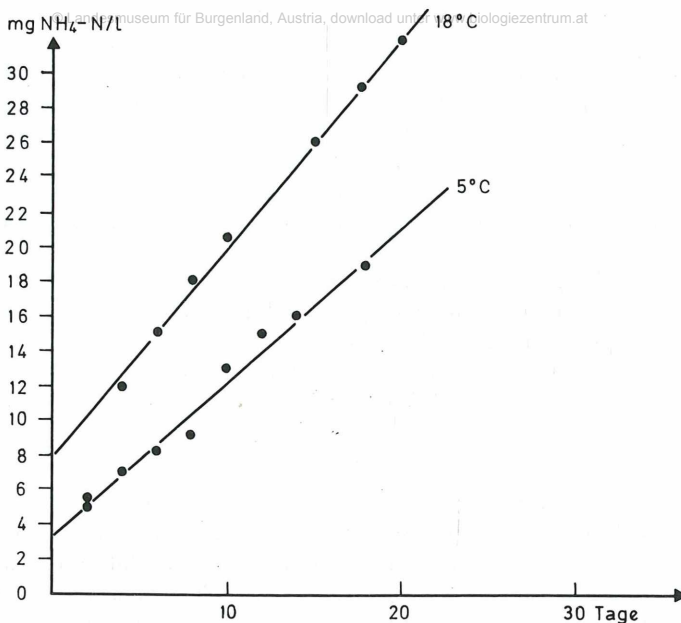


Abb. 18: Temperaturabhängigkeit der NH₄-Freisetzung

dieses rasch vom Schlamm aufgenommen. Erst wenn alle Glucose verbraucht war (in der Regel nach einigen Tagen), wurde Ammonium wieder an den Wasserkörper abgegeben.

Dies läßt den Schluß zu, daß die Aufnahme und Abgabe von Ammonium durch den Schlamm ein biologischer Prozeß ist, der durch das Wachstum bzw. Absterben von Mikroorganismen in Abhängigkeit von der Substratkonzentration gesteuert ist.

d) Vergleich unterschiedlicher Schlämme

Über die gesamte Untersuchungsperiode wurden in Abständen von ca. 2 Monaten Schlämme an der Ganswiese entnommen und diese auf die Freisetzung von Ammonium unter anaeroben Bedingungen untersucht. Die bei diesen Versuchen erhaltenen Freisetzungsraten betragen zwischen 0,5 und 2,5 mg NH₄-N/l.d. Die höheren Raten wurden dabei an Schlämmen, die im Winter entnommen worden waren, gefunden.

3.3.1.2. Nitrifikation

Die Nitrifikation ist wie alle biologischen Prozesse von der Substratkonzentration und der Temperatur abhängig (siehe Kap. 3.1.2.2.). An schlammigen Sedimenten, die mit sauerstoffhaltigem Wasser in Kontakt stehen, erfolgt die Zufuhr des Oxidationsmittels nur aus dem Wasser, während Ammonium sowohl aus dem Wasser als auch aus dem Sediment zur Verfügung gestellt werden kann. Um die Leistungsfähigkeit der Nitrifikanten festzustellen, muß die im natürlichen System meist gleichzeitig mit ähnlicher Reaktionsgeschwindigkeit ablaufende Denitrifikation verhindert werden. Dies ist nur in vollaufmischtem Systemen mit ausreichender Belüftung möglich. Die Nitrifikationsgeschwindigkeit kann dabei sowohl an der Abnahme des Ammoniums als auch an der Zunahme des Nitrats beobachtet werden. In Abb. 19 sind die Ergebnisse eines derartigen Versuches graphisch dargestellt.

Die Abnahme von Ammonium verlief mit einer um ca. 10% geringeren Rate als die Zunahme von Nitrat, da bei ausreichender Sauerstoffzufuhr auch sedimentbürtiges Ammonium

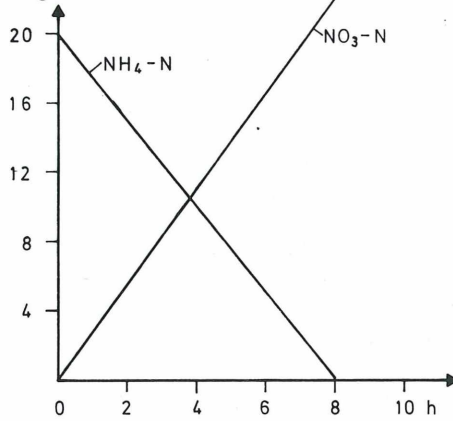


Abb. 19: Laborversuch zur Nitrifikation (Schlamm vom 5. 11. 1984)

nitrifiziert wird. Aus diesem Grunde entsteht auch wenn alles freie Ammonium verbraucht ist, weiterhin Nitrat. Die Bildungsgeschwindigkeit des Nitrats nahm zwar ab, wenn kein freies Ammonium mehr vorhanden war, es wurden aber im Zeitraum von 20 bis 30 Tagen (bei ständiger Belüftung) ca. 90% des gesamten, im Schlamm enthaltenen Stickstoffes nitrifiziert (2—4 mg ges.N/g.TS).

Die in Abb. 19 dargestellten Verhältnisse (Abnahme von NH₄-N erfolgt langsamer als die Zunahme von Nitrat) zeigten sich im wesentlichen bei allen Versuchen. Allerdings wurden mit Schlämmen die zu unterschiedlichen Zeiten entnommen worden waren, stark unterschiedliche Nitrifikationsraten gefunden (Abb. 20).

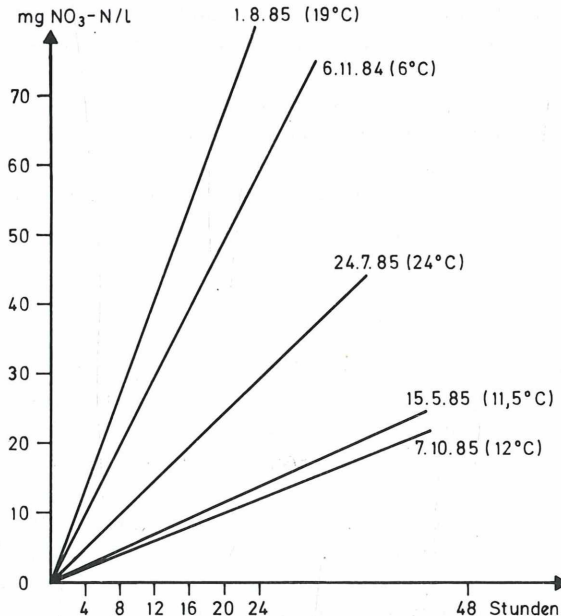


Abb. 20: Nitrifikation mit zu verschiedenen Jahreszeiten entnommenen Schlämmen (Versuchstemperatur 20°)

In Abb. 20 ist für die einzelnen Versuche neben dem Entnahmedatum auch die Wassertemperatur bei der Entnahme angegeben. Die gemessenen maximalen Umsatzraten schwanken zwischen 12 und 81 mg N/1.d (entsprechend einer auf die Fläche bezogenen Umsatzrate von 120—810 mg N/m².d), also um etwa eine Zehnerpotenz. Eine Abhängigkeit der Nitrifikation von der Jahreszeit ist nicht erkennbar. Die beiden wesentlichen Faktoren, die das Wachstum der Nitrifikanten beeinflussen, namentlich Temperatur und Substratkonzentration, verhalten sich in Abhängigkeit von der Jahreszeit gegenläufig.

- Bei hohen Temperaturen im Sommer ist die Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten hoch, das Substratangebot ist aber gering weil einerseits nahezu kein Ammonium aus den Kläranlagen abgestoßen wird und auch die oberste Sedimentschicht durch die temperaturbedingte hohe Nitrifikationsgeschwindigkeit an Ammonium verarmt.
- Bei tiefen Temperaturen ist die Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten gering, das Substratangebot jedoch hoch weil einerseits die Wulka zufolge nicht vollständiger Nitrifikation in den Kläranlagen häufig höhere Ammoniumkonzentrationen (bis zu 4 mg/l) aufweist und wegen der geringen Nitrifikationsgeschwindigkeit an der Schlammoberfläche sich Ammonium im Schlamm anreichert.

Diese Überlegungen wurden auch dadurch bestätigt, daß stets mit den Schlämmen, die hohe Nitrifikationsleistungen aufwiesen, auch hohe Raten für die Ammoniumfreisetzung unter sauerstofffreien Verhältnissen gefunden wurden. Die Freisetzung von Ammonium erfolgte jedoch stets mit einer, um ca. eine Zehnerpotenz geringeren Rate als die Nitrifikation.

In der Literatur wird häufig eine Hemmung der Nitrifikation durch abbaubaren Kohlenstoff erwähnt. Eine derartige Hemmung konnte im Schlamm des Schilfgürtels wegen der Überlagerung der Nitrifikation durch andere mikrobiologische Reaktionen weder nachgewiesen, noch widerlegt werden. Die Zugabe von Kohlenstoff bei ausreichender Sauerstoffzufuhr führte nämlich nach wenigen Stunden zu einer Aufnahme von Stickstoff durch den Schlamm zufolge des Wachstums aerober kohlenstoffabbauender Organismen. Da der Stickstoffbedarf der Bakterien sowohl durch Ammonium als auch durch Nitrat (Nitratassimilation) gedeckt werden kann, waren die Umsatzraten der Nitrifikation nicht meßbar.

Für die Bewertung der Nitrifikationsleistung des Schlammes im Schilfgürtel sollen nun Werte aus der Literatur herangezogen werden (Tab. 5).

Tabelle 5: Vergleich von Nitrifikationsraten von Fluß- und Seesedimenten (Literaturwerte)

Nitrifikationsrate mg N/m ² .d	Gewässer	Autor
0—1000	Stausee	H. Schreiner 1984
90— 130	Stausee (Isar)	A. Hamm 1980
2000—6000	Fluß (Regnitz)	J. Raff u. P. M. Hajek 1981
3— 55	Fluß (Untereibe)	K. Wolter et al. 1985
bis 3000	Fluß (Laborbedingungen)	W. Esser 1978
120— 810	Schilfgürtel Neusiedler See	diese Arbeit

Die im Schilfgürtel gemessenen Nitrifikationsraten liegen mit 120—810 mg/m².d in der Größenordnung der, an den genannten Stauseen und Flüssen gemessenen Werte, insbesondere wenn man die unterschiedlichen Versuchsbedingungen unter denen die Werte ermittelt wurden, in die Überlegungen einbezieht. Weiters handelt es sich sowohl bei den hier gemessenen als auch bei den Literaturergebnissen meist um unter optimalen Bedingungen (hohes Sauerstoffangebot, Temperatur zwischen 20 und 30° C) ermittelte Umsatzraten, die zwar für Aussa-

gen über die Leistungsfähigkeit und Belastbarkeit eines Sediment-Wasser-Systems von großer Bedeutung sind, aber keine Aussage über die tatsächlichen Umsatzraten im Gewässer liefern. Auf die Übertragbarkeit der in den Laborversuchen erhaltenen Ergebnisse wird im Kap. 3.3.1.4. noch näher eingegangen werden.

3.3.1.3. Denitrifikation

Während die Nitrifikation nur von spezialisierten nitrifizierenden Bakterien durchgeführt werden kann, ist eine große Anzahl von Bakterien in der Lage, an Stelle von gelöstem Sauerstoff Nitrat als Sauerstoffquelle zu verwenden. Dabei wird der Stickstoff gasförmig (als N_2) freigesetzt. Da die Energieausbeute bei der Veratmung organischer Substrate im Zuge der Denitrifikation niedriger ist als bei Verwendung von gelöstem Sauerstoff, wird in Gegenwart von Sauerstoff nicht denitrifiziert. Bei festsitzenden Bakterien ist dabei nur der Sauerstoffgehalt in der unmittelbaren Umgebung der Bakterien maßgebend.

Im System Schlamm-Wasser bilden sich Zonen, die sauerstofffrei sind, durch den Sauerstoffverbrauch von Kohlenstoff oxidierenden Organismen und von Nitrifikanten, aus. Daraus ergibt sich, daß Nitrifikation und Denitrifikation an schlammigen Sedimentoberflächen gleichzeitig ablaufen können. Im Labor kann die Nitrifikation und die Kohlenstoffatmung durch fehlende Sauerstoffzufuhr verhindert werden, sodaß die Denitrifikationsraten anhand des mit der Zeit abnehmenden Nitratgehaltes beobachtet werden können.

Wie die Nitrifikation wird auch die Denitrifikation von einer Reihe von Umweltfaktoren beeinflusst.

a) Einfluß der Temperatur

Die Denitrifikationsgeschwindigkeit ist ebenso wie alle anderen biologischen Vorgänge von der Temperatur abhängig. Bei Untersuchungen in Canada (Dawson, 1972) wurde mit Reinkulturen von denitrifizierenden Bakterien zwischen 5° und 27° C ein Temperaturfaktor von $1,12/^{\circ}$ C gefunden. Für die Bestimmung des Temperaturfaktors wurden an zwei verschiedenen Schlämmen die Denitrifikationsraten mit und ohne Zugabe von Glucose bestimmt (Tab. 6).

Tabelle 6: Denitrifikationsraten mit Schlämmen von der Ganswiese

Schlamm Entnahmedat.	Glucose- zugabe	T $^{\circ}$ C	mg NO_3 -N/l.d	Temperaturfaktor pro $^{\circ}$ C
10. 2. 84	—	14	11,5	
10. 2. 84	—	20	22	1,114
24. 7. 84	--	14	17	
24. 7. 84	—	20	29	1,093
10. 2. 84	+	14	23,5	
10. 2. 84	+	20	42	1,102
24. 7. 84	+	14	37,9	
24. 7. 84	+	20	68,4	1,103
Mittel				1,103

b) Einfluß der Konzentration an organischem Substrat

Wie bereits in Kap. 3.1.2.2. erwähnt, ist für die Denitrifikation außer Nitrat ein Elektroendonator als Substrat erforderlich. Als Substrat kommen organische Verbindungen aber auch z.B. Sulfid in Frage. Die im Wulkawasser vorhandenen organischen Inhaltsstoffe (aus-

gedrückt als BSB₅) sind dabei bei weitem nicht ausreichend, um eine Denitrifikation in dem Ausmaß wie sie im Schilfgürtel stattfindet, zu ermöglichen. Die fehlenden Elektronendonatoren müssen daher aus dem Schlamm zur Verfügung gestellt werden. Die Denitrifikationsraten, die ohne Kohlenstoffzugabe mit Schlämmen, die zu verschiedenen Zeiten entnommen worden waren, gemessen wurden, sind daher keine Maximalraten sondern vom jeweiligen Zustand des Schlammes abhängig. In Abb. 21 ist der Verlauf von Denitrifikationsversuchen für einige Schlämme dargestellt. Ähnlich wie bei der Nitrifikation ist keine direkte Abhängigkeit von der Jahreszeit erkennbar. Auch hier gilt, daß gegenläufige Effekte die aktuellen Denitrifikationsleistungen der Schlämme beeinflussen.

Einerseits steigt die Wachstumsrate der Denitrifikanten mit steigender Temperatur, andererseits nimmt die Konzentration an oxidierbaren Verbindungen bei länger anhaltendem warmen Wetter immer mehr ab, da auch die Kohlenstoffoxidation mit erhöhter Geschwindigkeit abläuft. Dies ist auch in Tab. 6 erkennbar. Während mit Schlamm, der in der kalten Jahreszeit entnommen wurde (10. 2. 84), durch die Zugabe von Glucose die Denitrifikationsrate etwa auf den doppelten Wert anstieg (von 11,5 auf 23,5 bzw. von 22 auf 42 mg N/l) erfolgte für im Sommer entnommenen Schlamm (24. 7. 84) eine Zunahme um einen Faktor 2,2—2,4 (von 17 auf 37,9 bzw. von 29 auf 68,4 mg N/l).

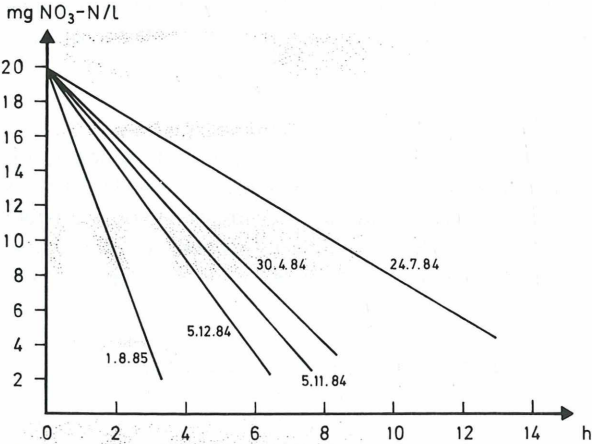


Abb. 21: Denitrifikation mit Schlämmen, die zu verschiedenen Jahreszeiten entnommen worden waren

Diese Abhängigkeit der Denitrifikation von der Substratkonzentration wurde im Juli 1984 auch dadurch bestätigt, daß Schlamm von der Stelle C (zum Entnahmezeitpunkt war kein gelöster Sauerstoff im überstehenden Wasser nachweisbar) einem Denitrifikationsversuch unterworfen wurde. Die entsprechenden Umsatzraten wurden ohne Glucose zu 58 mg N/l.d und mit Glucose zu 79 mg N/l.d bestimmt. Durch die mangelnde Sauerstoffversorgung des Schlammes an der Stelle C waren die abbaubaren Kohlenstoffverbindungen noch nicht verbraucht und standen daher für die Denitrifikation zur Verfügung. Durch eine zusätzliche Zugabe von Glucose nahm die Denitrifikation daher nicht so stark zu als wenn der Schlamm zum Zeitpunkt des Versuches weitgehend an Substrat verarmt war.

3.3.1.4. Zusammenhänge zwischen Nitrifikation und Denitrifikation

In Tab. 7 sind zunächst die bei den Laborversuchen an den jeweils gleichen Schlämmen erhaltenen Umsatzraten einander gegenübergestellt.

Tabelle 7: Nitrifikations- und Denitrifikationsraten (20°C) www.biologiezentrum.at

Schlamm Entnahmedatum	Nitrifikation	Denitrifikation	Ammonium- auslaugung
	mg/l.d	mg/l.d	mg/l.d
10. 2. 1984	—	24	—
30. 4. 1984	—	48	—
24. 7. 1984	—	29	—
5. 11. 1984	58	56	2,1
5. 12. 1984	—	65	1,2
15. 5. 1985	14	51	—
24. 7. 1985	29	41	1,8
1. 8. 1985	82	130	—
7. 10. 1985	12	150	2,2
Mittel	39	66±44	1,8

Die Meßwerte in Tab. 7 zeigen, daß die Diffusion von Ammonium vernachlässigbar gering ist, wenn die Nitrifikation und die Denitrifikation ungestört ablaufen. Damit wird sichergestellt, daß kein Ammonium in den Wasserkörper übertreten kann ohne sofort nitrifiziert zu werden. Weiters sind in den meisten Fällen (Ausnahme 5. 11. 84) die Denitrifikationsraten höher als die Nitrifikationsraten. Damit kann alles an der Sedimentoberfläche gebildete Nitrat auch denitrifiziert werden, und es steht noch Kapazität zur Verfügung, auch Nitrat aus dem Wasserkörper zu denitrifizieren.

Die in Tab. 7 genannten Ergebnisse wurden aus Standversuchen erhalten, bei denen nach Möglichkeit immer alle Reaktionen — außer der gerade zu beobachtenden — bewußt unterdrückt wurden, um maximale Umsatzraten zu erhalten. Im natürlichen System Schlamm-Wasser laufen jedoch die Nitrifikation und Denitrifikation sowie der Kohlenstoffabbau simultan an. Für die Beobachtung solcher gleichzeitiger Vorgänge wurden in ähnlicher Weise wie bei den Versuchen von A. HAMM (1980) Modellbecken verwendet. (Beschreibung der Versuchsanordnung siehe Kap. 3.2.7.)

Ausgangszustand:

- Die Schlammschicht hatte eine Mächtigkeit von ca. 8 cm und eine Oberfläche von 0,106 m² (37 x 28,6 cm)
- Der Trockensubstanzgehalt betrug 340 g/l, dies entspricht einer Gesamttrockensubstanz von ca. 3 kg pro Versuchsansatz
- Das mit einer Geschwindigkeit von 1 l/h über die Schlammoberfläche gepumpte Wasser stammte aus der Wulka. Die gesamte umlaufende Wassermenge betrug 7,5 l, die Wassertiefe im Becken 2,5 cm. Mit dem aus den Beckenmaßen und der Wassertiefe errechneten Fließquerschnitt von 0,00925 m² und der Umlaufgeschwindigkeit von 1 l/h ergibt sich eine Fließgeschwindigkeit von 0,1 m/h.
- Beim Befüllen der Becken läßt sich eine Durchmischung des Schlammes nicht vermeiden. Dies ist die Ursache für den hohen Ammoniumgehalt zu Beginn der Versuche.
- Die Probenahme erfolgte täglich aus dem Ausgleichsgefäß.
- Der Sauerstoffgehalt im Kreislaufwasser betrug während der gesamten Versuchsdauer 3—7 mg O₂/l.

In Abb. 22 sind die Stickstoffkonzentrationen, die im Ausgleichsgefäß in täglichem Abstand gemessen wurden, über der Zeit aufgetragen.

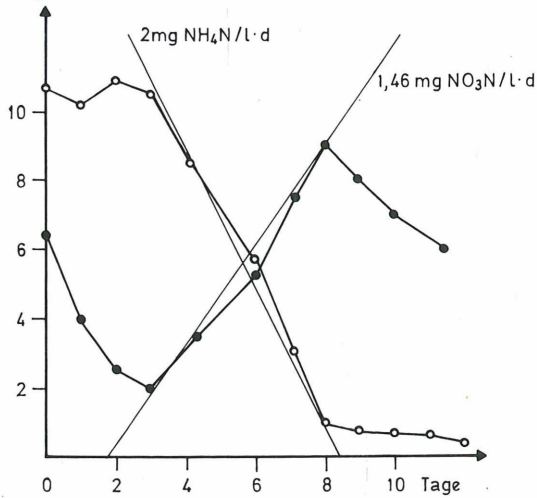


Abb. 22: Umsetzung von Stickstoffverbindungen in durchflossenen Becken

Wie in der Abb. 22 ersichtlich, veränderte sich in den ersten 3 Tagen zunächst nur der Nitratgehalt während die Ammoniumkonzentration gleich blieb. Zwischen 3. und 4. Versuchstag setzte die Nitrifikation ein. (Abnahme von Ammonium, Zunahme von Nitrat), bis am 8. Tag die Ammoniumkonzentration unter 1 mg/l abgesunken war. Während der Nitrifikation erfolgte die Abnahme der Ammoniumkonzentration rascher als die Zunahme der Nitratkonzentration, weil die Denitrifikation auch zwischen dem 4. und 8. Tag stattfand. Nach dem Verbrauch des Ammoniums ging die Nitrifikation zufolge Substratmangels zurück und es trat wieder die Denitrifikation in den Vordergrund.

Für die Bilanzierung dieser Umsetzung sollen zunächst die Nettoraten betrachtet werden. Zu Beginn standen 7,5 l Wasser mit einer Ammoniumkonzentration von 11 mg/l und einer Nitratkonzentration von 6,2 mg/l zur Verfügung. Nach 10 Tagen betrug die Ammoniumkonzentration 0,5 mg/l und die Nitratkonzentration 6,4 mg/l

Ammonium-N	zu Beginn	82,5 mg
Nitrat-N	zu Beginn	46,5 mg
	Summe N	129,0 mg
Ammonium-N	Ende	3,75 mg
Nitrat-N	Ende	48,0 mg
	Summe N	51,75 mg
Differenz (Anfang — Ende)		77,25 mg N

Insgesamt wurden von einer Schlammoberfläche von 0,106 m² im Verlauf von 10 Tagen 77,25 mg Stickstoff entfernt. Daraus folgt eine Stickstoffentfernung von 72,9 mg/m².d oder 729 g/ha.d.

Im folgenden sollen nun aus den Versuchsergebnissen in Abb. 22 die Nitrifikations- und Denitrifikationsraten ermittelt werden. Dazu müssen die im Diagramm eingezeichneten Raten aus folgenden Gründen korrigiert werden:

- Die Denitrifikationsrate nimmt, wie schon aus den Standversuchen (Kap. 3.3.1.2.) bekannt, bei fehlender Substratzufuhr (abbaubarer Kohlenstoff) nach etwa 20 Stunden rasch

ab. Ab dem 3. Versuchstag ist die Denitrifikation aus den Ergebnissen in Abb. 22 nicht mehr erkennbar, weil die Nitrifikation überwiegt. Es wird daher angenommen, daß die Denitrifikation bereits am 3. Versuchstag auf 1 mg N/l.d zurückgegangen war und anschließend bis zum Versuchsende konstant blieb.

- Zu der, zwischen dem 3. und 8. Versuchstag gemessenen Nitrifikationsrate muß die Denitrifikationsrate dazugezählt werden, weil ein Teil des Nitrats denitrifiziert wird und sich so der Messung entzieht.
- Die Nitrifikation in den beiden ersten und letzten Versuchstagen ist vernachlässigbar.

In Tab. 8 sind nun die gemessenen Umsatzraten den auf Grund der obigen Überlegungen berechneten gegenübergestellt. Aus dieser Berechnung ergibt sich ein Umsatz von 90,8 mg N bzw. von 85,7 mg N/m².d für die Denitrifikation und von 96,8 mg N bzw. von 91,3 mg N/m².d für die Nitrifikation. Dies bedeutet, daß etwa 13 mg N/m².d an sedimentbürtigem Ammonium nitrifiziert und auch denitrifiziert wurden, d.h. 10—20% des umgesetzten Stickstoffes stammten aus dem Sediment.

Tabelle 8: Umsatzraten für Nitrifikation und Denitrifikation an der Schlammoberfläche

Tag	g e m e s s e n			e r r e c h n e t	
	Abnahme NO ₃ -N mg/l.d	Zunahme NO ₃ -N mg/l.d	Abnahme NH ₄ -N mg/l.d	Denitri- fikation mg N/l.d	Nitri- fikation mg N/l.d
1	2,7	0	0	2,7	0
2	1,4	0	0	1,4	0
3	0,6	0	0	1,0	0,4
4	0	1,5	2	1,0	2,5
5	0	1,5	2	1,0	2,5
6	0	1,5	2	1,0	2,5
7	0	1,5	2	1,0	2,5
8	0	1,5	2	1,0	2,5
9	1,0	0	0	1,0	0
10	1,0	0	0	1,0	0
Summe				12,1	12,9
Bruttoumsatz in mg N				90,8	96,8

Zusätzlich zu dem bereits besprochenen Versuch wurden einige Belastungszustände, wie sie im Schilfgürtel auftreten können, simuliert. Für diese Versuche wurden stets Schlämme gewählt, die sich bereits mindestens 2 Wochen im durchflossenen Versuchsbecken befanden, so daß sich ein Gleichgewichtszustand eingestellt hatte und keine wesentlichen Schwankungen in den Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen mehr auftraten.

- a) Auftreten von Turbulenzen, die die oberste Schlammschicht betreffen wie sie etwa bei Starkregen auftreten können

In einem Versuchsbecken in dem die Ammoniumkonzentration ca. 0,5 mg/l und die Nitratkonzentration ca. 1,5 mg/l im Kreislaufwasser betrug, wurde die oberste Schlammschicht (ca. 3 cm) durch Umrühren aufgewirbelt. Nach einer Stunde Absetzzeit wurden Proben entnommen und danach wieder in 24-stündigen Abständen der Verlauf der Stickstoffkonzentration im Kreislaufwasser verfolgt. In der folgenden Abb. 23 ist der Verlauf der Stickstoffkonzentration nach dieser künstlichen Turbulenz dargestellt.

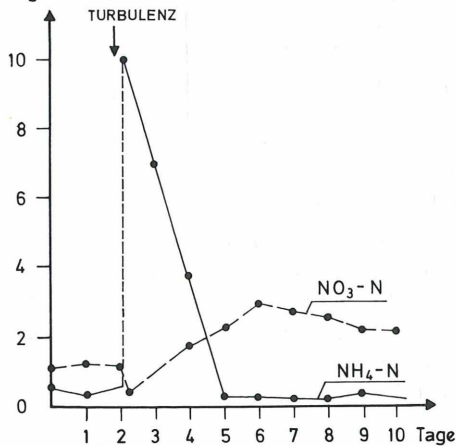


Abb. 23: Verlauf der Nitrifikation und Denitrifikation in einem durchflossenen Versuchsbecken nach einer Turbulenz

Wie aus der Abb. 23 ersichtlich, gelangte durch das Aufwirbeln der obersten Schlammschicht plötzlich eine große Menge Ammonium aus dem Schlamm in die Freiwasserzone. Die Nitrifikation setzte bei diesem Versuch im Gegensatz zu einem frisch befüllten Becken sofort ein. Durch das Aufwirbeln der obersten Schicht wird das Gleichgewicht jedoch nicht so weitgehend gestört, wie beim Befüllen eines Beckens. Die Nitrifikanten konnten ihren Lebensraum beibehalten und daher setzte die Nitrifikation auch sofort ein. Auch die Denitrifikation setzte rasch und mit einer relativ hohen Rate ein (erkennbar an der Differenz zwischen Ammoniumabnahme und Nitratzunahme). Dies bedeutet, daß aus dem aufgewirbelten Schlamm auch die für die Denitrifikanten erforderliche Menge an reduzierten Verbindungen (Substrat) in den Wasserkörper oder die oberste Schlammschicht übergetreten war. Aus der Abnahme der Ammoniumkonzentration errechnet sich eine Nitrifikationsrate von $236 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$ und aus der Zunahme der Nitratkonzentration (bzw. der Differenz der beiden Raten) eine Denitrifikationsrate von $189 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{d}$.

Trotz der hohen Umsatzraten benötigt das System Schlamm-Wasser wie in der Abb. 23 ersichtlich ca. 3 Tage zur weitgehenden Nitrifikation und mehrere Tage zur Denitrifikation. Im Schilfgürtel des Neusiedler Sees kann bei Hochwasserereignissen zwar ebenfalls ein derartiges Ereignis auftreten, es wird sich vermutlich jedoch nur über den Teil erstrecken, der vom Eintritt der Wulka in den Schilfgürtel nicht zu weit entfernt ist und der nicht zu intensiv mit Pflanzen bewachsen ist.

b) Stoßbelastung mit Abwasser

Für diesen Versuch wurde ein Teil des Kreislaufwassers durch Abwasser aus dem Zulauf einer Kläranlage ersetzt, sodaß sich eine COD-Konzentration im Kreislaufwasser von 100 mg/l ergab. Die Ammoniumkonzentration im Kreislaufwasser stieg durch die Abwassergabe auf $7,5 \text{ mg/l}$ an. Der Verlauf der Nitrifikation und Denitrifikation nach dieser Stoßbelastung ist in Abb. 24 dargestellt.

Gegenüber dem vorherigen Versuch, bei dem der Schlamm aufgewirbelt wurde, was ebenfalls einer Stoßbelastung entspricht, nur daß die Nährstoffe eben aus dem Sediment stammten, setzte bei der Belastung mit Abwasser die Nitrifikation nicht sofort ein. Die Ursache dürfte der Abfall der Sauerstoffkonzentration auf unter 1 mg/l sein. 24 Stunden nach der

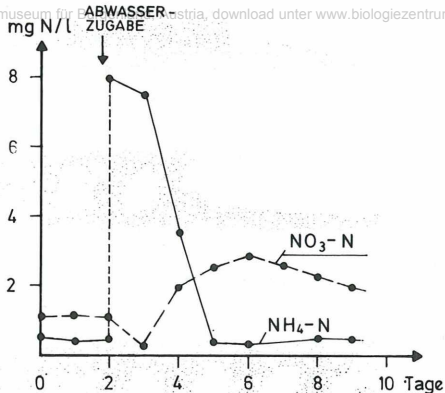


Abb. 24: Nitrifikation und Denitrifikation nach Stoßbelastung mit Abwasser

Stoßbelastung war die Sauerstoffkonzentration wieder auf 3 mg/l angestiegen und die Nitrifikation setzte in vollem Umfang ein (250 mg/m².d, errechnet aus der Abnahme des Ammoniums). Die Denitrifikationsrate, die zwischen dem 3. und 4. Versuchstag einen Wert von 144 mg/m².d erreichte (errechnet aus der Differenz von Ammoniumabnahme und Nitratzunahme), verminderte sich in den nächsten Tagen immer mehr, sodaß sich 8 Tage nach der Stoßbelastung (10. Versuchstag) immer noch 2 mg Nitrat-N im Kreislaufwasser befanden.

3.3.1.5. Abschätzung des Flächenbedarfes für Nitrifikation und Denitrifikation aus den Versuchsergebnissen

Aus den Versuchen in den Modellbecken wurden für Nitrifikation und Denitrifikation direkt flächenbezogene Umsatzraten erhalten. Die Ergebnisse aus den Standversuchen müssen, da die Raten nur in mg/l bekannt sind, auf die Fläche umgerechnet werden. In erster Näherung kann angenommen werden, daß eine Schicht von 1 mm—1 cm Schlamm an den Umsetzungen teilnimmt und der Schlamm in dieser Schicht einen Trockensubstanzgehalt von 100 g/l aufweist. Da die Umsatzraten an Schlämmen mit einer ungefähren Konzentration von 100 g/l ermittelt wurden, können die Raten mit diesen Annahmen auf die Fläche umgerechnet werden (10 l Schlamm bilden eine 1 cm dicke Schicht auf einer Fläche von 1 m²). Im folgenden sind nun die aus den einzelnen Versuchen erhaltenen Umsatzraten einander gegenübergestellt:

	Nitrifikation mg N/m ² .d	Denitrifikation mg N/m ² .d
Laborversuche		
Annahme 1 cm Schicht	390	660
Annahme 1 mm Schicht	39	66
Modellbecken (ohne Belastung)	91	86
Stoßbelastung mit Abwasser (Modellbecken)	250	144

Der größte Unsicherheitsfaktor bei der Umrechnung der Standversuche auf die Fläche dürfte in der Annahme der Schichtdicke liegen. Während die Nitrifikation nur an der aeroben Oberfläche stattfinden kann, findet die Denitrifikation sicher auch in tieferen Schichten statt. Da aus versuchstechnischen Gründen immer Schichten zwischen 1 und 3 cm Schlamm für die Standversuche entnommen worden waren, ergibt sich daraus eine Anreicherung von Denitrifi-

kanten in den Proben. Weiters ist im voll durchmischten System der unmittelbare Kontakt zwischen Substrat und Bakterien gegeben, während bei einer Reaktion an der Oberfläche Nitrat in die tiefer liegende Denitrifikationszone nur durch Diffusion gelangen kann.

Aus diesen Gründen soll die Abschätzung des Flächenbedarfes für den Stickstoffumsatz unter Normalbedingungen (Trockenwetterabfluß, keine extreme Belastung an der Wulka) aus den Versuchsergebnissen, die mit den Modellbecken gewonnen wurden, erfolgen.

Berechnungsgrundlagen:

- Der Trockenwetterabfluß der Wulka beträgt 400 l/sec, das ergibt 34.560 m³/d.
- Der mittlere Nitratgehalt (Meßperiode Juli 82 bis Juli 1984) beträgt 6,5 mg/l entsprechend einer Fracht von 225 kg N/d.
- Der mittlere Ammoniumgehalt (Meßperiode Juli 82 bis Juli 1984) beträgt 0,7 mg/l entsprechend einer Fracht von 24 kg N/d.
- Die Nitrifikationsrate (Modellbecken) beträgt 91 mg N/m².d.
- Die Denitrifikationsrate (Modellbecken) beträgt 86 mg N/m².d
- Die Diffusionsgeschwindigkeit von Ammonium aus dem Schlamm ist etwa eine Zehnerpotenz geringer als die Nitrifikationsrate und wird daher vernachlässigt.

Aus diesen Berechnungsgrundlagen ergibt sich für die Nitrifikation ein Flächenbedarf von 26,4 ha und für die Denitrifikation von 29 ha.

Aus der Fließgeschwindigkeit von ca. 100 m/h und der Wassertiefe von 8 cm und dem Trockenwetterabfluß von 400 l/sec errechnet sich die ungefähre Breite des Gerinnes an der Ganswiese zu 170 m. Unter der Annahme, daß diese Gerinnebreite mindestens beibehalten wird, stünde auf der Strecke von der Ganswiese bis zum Eintritt in den See eine überflossene Fläche von 85 ha zur Verfügung. Um die vollständige Nitrifikation zu gewährleisten, müßten im Sommer (20° C) ca. 30 ha ausreichend mit Sauerstoff versorgt sein. Im Winter geht zufolge der Temperaturabsenkung die Nitrifikationsleistung auf ein Viertel (0° C) zurück und daher müßten dann etwa 120 ha für die Nitrifikation zur Verfügung stehen. Wie Untersuchungen im Jahre 1981 und 1982 zeigten, findet eine vollständige Nitrifikation schon nach einer Fließstrecke von 1,8 km (Entfernung A—C) statt, da bei den monatlichen Untersuchungen auch im Winter kein Ammonium an der Stelle C nachgewiesen werden konnte (angenommene Fläche ca. 30 ha bei einer Gerinnebreite von 170 m). Wegen der starken Schwankung der Nitrifikationsleistung von verschiedenen Schlämmen kann aus diesen Überlegungen nicht schlüssig gesagt werden, ob die überflossene Fläche größer als angenommen ist.

Ähnliche Überlegungen gelten für die Denitrifikation. Ebenfalls aus den Untersuchungen im Jahre 1981—1982 (v.d. Emde et al 1984) ist bekannt, daß an der Mündung der Wulka aus dem Schilfgürtel in den See auch bei tiefen Temperaturen kein Nitrat nachweisbar ist. An der 1,8 km entfernten Stelle C traten jedoch bei Wassertemperaturen von 5° C Nitratkonzentrationen von 2 mg/l auf. Die durchflossene Fläche reicht daher für eine vollständige Denitrifikation nicht aus. Die Gesamtfläche bis zum Eintritt in den See reicht aber auch bei einer Verringerung der Denitrifikationsgeschwindigkeit im Winter auf ein Viertel aus, um alles Nitrat aus dem Wasserkörper zu denitrifizieren.

3.3.2. Umsetzung von Phosphorverbindungen

Der Kreislauf des Phosphors im System Schilfgürtel-Sediment-See unterscheidet sich vom Stickstoffkreislauf zunächst darin, daß Phosphor nicht gasförmig freigesetzt werden kann. Der gesamte in das System eingetragene Phosphor gelangt daher entweder in das Sediment und den Pflanzenwuchs des Schilfgürtels (der Austrag durch Schilfschnitt soll hier zunächst wegen seines geringen Anteils vernachlässigt werden) oder in den See (der Abfluß aus dem See über den Einserkanal kann dabei ebenfalls vernachlässigt werden, da er nach STALZER et al, 1984, nur ca. 11% vom gesamten Zufluß beträgt). Nach STALZER und SPATZIERER

(1986) werden durch die Wulka pro Jahr 54 t Phosphor zunächst in den Schilfgürtel eingetragen. Im Schilfgürtel wird einerseits durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit der Wulka partikulärer Phosphor durch Sedimentation aus dem Wasser entfernt, andererseits kann aber auch löslicher Phosphor vom Sediment aufgenommen oder abgegeben werden. In Abb. 25 sind die wichtigsten Transportmechanismen für die Verteilung von Phosphor zwischen Sediment und Wasser dargestellt.

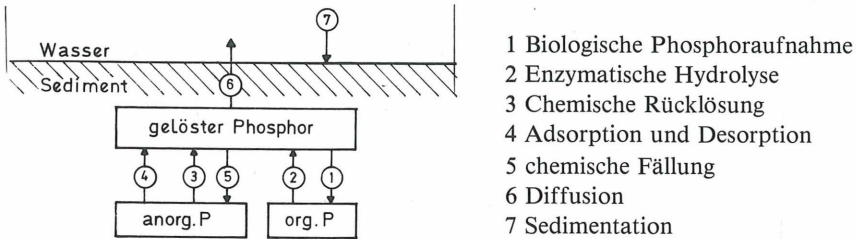


Abb. 25: Transportmechanismen für Phosphor zwischen Sediment und Wasser (nach PROVINI und PREMAZZI, 1985)

Der Transport ins Sediment erfolgt in erster Linie durch Sedimentation von partikulärem Phosphat. Löslicher Phosphor gelangt in Abhängigkeit vom Konzentrationsgradienten ins Sediment und kann durch die entsprechenden Mechanismen (Adsorption, chemische Fällung oder biologische Phosphoraufnahme) gebunden werden.

Der umgekehrte Prozeß der Rücklösung (Mobilisierung) von Phosphor erfolgt zunächst durch enzymatische Hydrolyse, chemische Rücklösung und Desorption im Sediment. Bei einem entsprechenden Konzentrationsgefälle kann Phosphor dann in das über dem Sediment befindliche Wasser diffundieren. Ob nun eine Aufnahme oder eine Rücklösung von Phosphor stattfindet, hängt von zahlreichen Umweltfaktoren, die im folgenden genannt werden sollen, ab.

3.3.2.1. Abhängigkeit vom Redoxpotential

Nach der klassischen Theorie von EINSELE und MORTIMER (1936) wird der Phosphoraustausch zwischen Sediment und Wasser vom Redoxgleichgewicht des Eisens bestimmt. Ist das Redoxpotential in einem Medium höher als 200 mV (entsprechend einer O₂-Konzentration von ca. 0,1 mg/l), so bindet Eisen in seiner dreiwertigen Form Phosphor als unlöslichen Niederschlag. Bei tieferem Redoxpotential wird 3-wertiges Eisen zu 2-wertigem reduziert und sowohl Eisen wie Phosphor gehen in Lösung. Das Redoxpotential im Schlamm wird einerseits durch die Sauerstoffzufuhr aus dem Wasserkörper, andererseits durch mikrobiologische Umsetzungen im Schlamm bestimmt. Daraus ergibt sich, daß sich im Schlamm kein einheitliches Redoxpotential einstellt, sondern ein Gradient, wobei mit zunehmender Tiefe das Redoxpotential immer mehr absinkt. Für die Umsetzung von Phosphorverbindungen ist insbesondere der Übergang vom aeroben in den anaeroben Zustand bei einem Redoxpotential zwischen 250 und 100 mV von Bedeutung. Daher sollen zunächst die Vorgänge im Schlamm unter aeroben und anaeroben Verhältnissen betrachtet werden.

a) Verhalten des Schlammes unter aeroben Bedingungen

Schon bei der Entnahme von Schlamm im Schilfgürtel und dem Versuch, den gelösten Phosphor im Schlamm durch Filtration zu erfassen, stellte sich heraus, daß der Phosphorgehalt im Filtrat von der Filtrationsgeschwindigkeit abhängt, d.h. daß durch den Kontakt mit der umgebenden Luft im Schlamm gelöster Phosphor sehr rasch an den Schlamm gebun-

den wird. Wird im Standversuch der Schlamm ausreichend mit Sauerstoff versorgt, so stellt sich innerhalb von 10–20 Minuten eine Phosphorkonzentration ein, die sich mit der Zeit nicht mehr verändert. Dabei ist es gleichgültig, ob der Schlamm durchmischt wurde oder, wie z.B. in den Modellbecken im Durchlaufversuch, nur die Wasserschicht aerob gehalten wurde. Die sich einstellende Phosphorkonzentration im überstehenden Wasser wird in Anlehnung an Untersuchungen von TWINCH (1984) als Gleichgewichtskonzentration bezeichnet. Für den Schlamm von der Ganswiese wurden unter aeroben Bedingungen stets Gleichgewichtskonzentrationen zwischen 0,2 und 0,4 mg P/l gefunden. Diese Konzentrationen liegen unter den an der Ganswiese im Mittel zu 0,51 mg P/l gemessenen Werte. In weiterer Folge wurde dem aeroben Schlamm löslicher Phosphor (Superphosphat) in steigenden Konzentrationen zugesetzt. In Abb. 26 ist der Verlauf der Phosphorkonzentrationen im Filtrat über der Zeit aufgetragen.

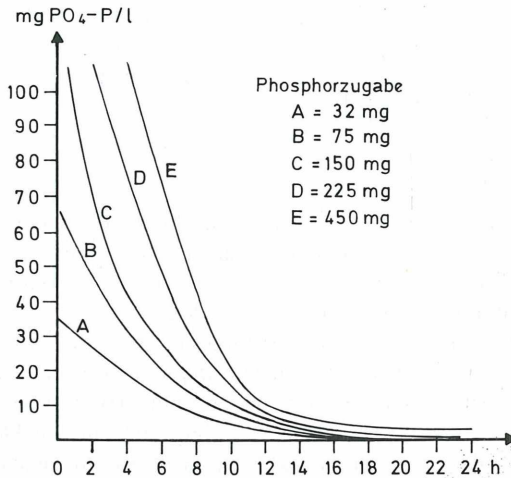


Abb. 26: Aufnahme von Phosphor unter aeroben Bedingungen

Wie in Abb. 26 ersichtlich, wurde Phosphor auch in hohen Konzentrationen zunächst sehr rasch aufgenommen, die Aufnahmegeschwindigkeit nahm aber mit der Zeit ab.

Für Phosphatgaben bis zu ca. 150 mg/l stellte sich innerhalb von 24 Stunden die gleiche Gleichgewichtskonzentration ein, wie sie ohne Phosphorzugaben erhalten wurde. Erst bei einer Zugabe von 200 mg/l wurde ein Anstieg der Gleichgewichtskonzentration auf 1 mg/l und bei einer Zugabe von 300 mg/l ein Anstieg auf 8 mg/l festgestellt. Bei weiterer Belüftung blieben diese Phosphorkonzentrationen erhalten, die maximale Aufnahmekapazität des Schlammes wurde zwar nicht erreicht, die Gleichgewichtskonzentration stieg aber bei den hohen Zugaben an. Daraus läßt sich schließen, daß die sich einstellende Gleichgewichtskonzentration zumindest teilweise von der Phosphorkonzentration im Schlamm abhängt. Der Gesamtphosphorgehalt im Schlamm aus der Ganswiese beträgt im Mittel 2,7 mg/g TS. Durch die Zugabe von 300 mg P/l steigt dieser Phosphorgehalt auf 5,7 mg/g TS, also um mehr als das Doppelte und die Gleichgewichtskonzentration steigt von 0,3 auf 8 mg/l. Nach A. PROVINI und G. PREMAZZI (1984) hängt das Ausmaß der Phosphoraufnahme durch Sedimente nicht nur vom Phosphorgehalt sondern auch noch von folgenden Faktoren ab:

- Je feiner das Sediment, desto größer die Aufnahmekapazität,
- hoher Kalzium- und Eisengehalt begünstigt die P-Aufnahme,
- je tiefer der pH-Wert, desto mehr Phosphor kann aufgenommen werden,
- durch andere Faktoren wie Redoxpotential, Temperatur und organisches Material kann es zu Interferenzen kommen.

Zu Vergleichszwecken wurden Phosphoraufnahmeversuche mit Sedimenten aus einem nicht durchflossenen Teil des Schilfgürtels durchgeführt. Diese Sedimente, die nur bei Hochwasserereignissen überstaut sind, weisen im Mittel einen Phosphorgehalt von 1,5 mg P/g TS auf. Dennoch wurde bei Phosphoraufnahmeversuchen eine wesentlich geringere maximale Aufnahmekapazität von 0,4 g P/g TS gefunden. Für diese vergleichsweise geringe Aufnahmekapazität dürfte maßgeblich der Eisengehalt, der an der Ganswiese ca. 40.000 ppm und im nichtdurchflossenen Teil des Schilfgürtels nur ca. 5.000 ppm beträgt, verantwortlich sein, da sich die anderen von PROVINI und PREMAZZI (1984) genannten Einflußfaktoren für die Phosphoraufnahme entweder gar nicht, oder nur geringfügig unterscheiden.

Der Phosphorgehalt des Schlammes an der Ganswiese von 2,7 mg/g TS weist ebenfalls darauf hin, daß in diesem von sauerstoffhaltigem Wasser durchflossenen Teil des Schilfgürtels ständig Phosphor aus dem Wasser aufgenommen wird, während in nicht ständig durchflossenen Teilen des Schilfgürtels ein Gehalt von nur 1,5 mg P/g TS gefunden wurde. Auch die von der Wulka bei Hochwasserereignissen eingetragenen Sedimente weisen einen Phosphorgehalt von nur ca. 1 mg/g TS auf. Die Aufnahme von Phosphor im Schlamm muß daher auch bei Niedrigwasser stattfinden und zumindest an der Ganswiese wird mehr Phosphor aufgenommen als an das Wasser abgegeben. Daher ist unter aeroben Bedingungen mit einer Rücklösung von Phosphor aus dem Schlamm nur dann zu rechnen, wenn die Phosphorkonzentration im Wulkawasser unter 0,4 mg/l sinken würde.

b) Verhalten des Schlammes unter anaeroben Bedingungen

Bei zahlreichen Begehungen des Schilfgürtels wurde immer wieder beobachtet, daß bei Niedrigwasser Teile des Schilfgürtels trockenfallen und sich Zonen ausbilden, in denen der Schlamm zwar mit Wasser bedeckt ist, die aber nicht durchflossen sind. Sauerstoffmessungen in diesen Bereichen zeigten, daß im überstehenden Wasser insbesondere bei hohen Außentemperaturen kein Sauerstoff enthalten war. Aber auch in durchflossenen Bereichen (z.B. Stelle C) wurden häufig Sauerstoffkonzentrationen unter 1 mg/l festgestellt. Gleichzeitig traten Phosphorkonzentrationen bis zu 3 mg/l auf. Messungen des Redoxpotentials in der obersten Schlammschicht in durchflossenen Bereichen ergaben Werte zwischen 0 und -400 mV. Eine eindeutige Zuordnung von hohen Phosphorkonzentrationen zu niedrigen Redoxpotentialmessungen war nicht möglich. Dies ist damit erklärbar, daß auch in nichtdurchflossenen Zonen eine Wasserbewegung z.B. durch Wind und Kleintiere stattfindet. Besonders die Windbewegungen führen zu einem nicht zu vernachlässigenden Sauerstoffeintrag, die Bewegung von Tieren (Frösche, Vögel, aber auch Muscheln, Krebse und Würmer) zerstört die oberste Schlammschicht und erleichtert damit die Diffusion von Sauerstoff in tiefere Schichten.

Im Labor kann zumindest der Einfluß von Wind und Störungen durch Vögel und ähnliches ausgeschaltet werden. Weiters kann das Redoxpotential wie in Kap. 3.2.4. beschrieben, durch Zugabe von entsprechenden Mengen an Natriumsulfit in bestimmten Grenzen eingestellt werden. Abb. 27 zeigt die Phosphorkonzentrationen im Wasser über einer ca. 4 cm dicken Schlammschicht bei unterschiedlichem Redoxpotential.

Abb. 27 zeigt, daß sich ähnlich wie im aeroben Bereich nach einiger Zeit ein Gleichgewicht zwischen Schlamm und Wasser einstellt. Dieses Gleichgewicht zeigt eine deutliche Abhängigkeit vom Redoxpotential, und zwar ist die Phosphorkonzentration im überstehenden Wasser umso höher, je niedriger das Redoxpotential gewählt wurde.

3.3.2.2. Abhängigkeit von der Temperatur

Die Temperatur beeinflusst die Umsetzung von Phosphor zunächst indirekt, weil sich die Aktivität von Mikroorganismen mit steigender Temperatur erhöht. Durch die Tätigkeit der Mikroorganismen wird wieder das Redoxpotential beeinflusst, sodaß die Phosphorrücklösung

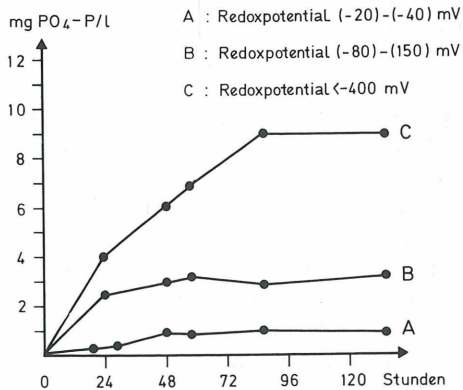


Abb. 27: Phosphorrücklösung bei unterschiedlichem Redoxpotential

mit steigender Temperatur zunimmt. Direkt von der Temperatur abhängig sind die physikalischen Vorgänge wie Adsorption, Fällung und Diffusion. Auch dafür gilt, daß mit steigender Temperatur die Phosphorrücklösung begünstigt wird (Voraussetzung: Anaerobie). Abb. 28 zeigt die Phosphorrücklösung bei verschiedenen Temperaturen im Laborversuch.

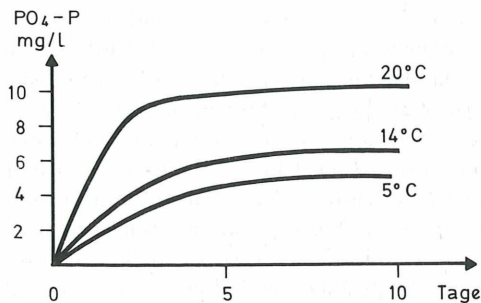


Abb. 28: Phosphorrücklösung bei unterschiedlichen Temperaturen

Ähnlich wie bei der Abhängigkeit der Phosphorrücklösung vom Redoxpotential zeigt sich auch bei der Temperaturabhängigkeit, daß sowohl die Gleichgewichtskonzentration als auch die Zeit, die bis zur Einstellung der Gleichgewichtskonzentration erforderlich ist, beeinflusst wird. Da das Redoxpotential bei den unterschiedlichen Temperaturen keine signifikanten Unterschiede aufwies, dürfte die Temperaturänderung in erster Linie die physikalischen Vorgänge beeinflussen haben. Die Diffusionsgeschwindigkeit wird mit steigender Temperatur größer und beschleunigt daher die Einstellung des Gleichgewichts, während die Größe der Gleichgewichtskonzentration durch das Löslichkeitsprodukt bestimmt wird.

3.3.2.3. Einfluß von Sauerstoff

Wie bereits in Kap. 3.3.2.1. beschrieben, findet die Phosphorrücklösung nur im anaeroben Bereich statt, während unter aeroben Bedingungen Phosphor vom Schlamm aufgenommen wird. Dabei kommt der obersten Schlammschicht die größte Bedeutung zu, da diese Schicht nicht nur Phosphor aus dem Wasserkörper aufnehmen kann, sondern auch Phos-

phor, der in tieferen Schichten rückgelöst wurde bindet und damit den Transport in die Wasserphase verhindert. Bei Laborversuchen wurde festgestellt, daß eine ca. 1—3 mm dicke aerobe Schlammschicht (erkennbar an der Braunfärbung) ausreicht, um die Rücklösung von Phosphor aus einer 5—10 cm dicken anaeroben Schicht aufzufangen.

3.3.2.4. Einfluß von Nitrat

In einer Untersuchung von ANDERSEN (1982) an 31 dänischen Seen wurde nur bei Nitratkonzentrationen unter 0,5 mg N/l Phosphorrücklösung beobachtet. ANDERSEN führt dies auf die Pufferwirkung des Nitrats hinsichtlich des Redoxpotentials zurück. Von RIPL (1976) wurde vorgeschlagen, die Phosphorrücklösung aus Seesedimenten durch Nitratgaben zu verhindern. Die Rolle des Nitrates ist aber nicht restlos geklärt, da von BASTRÖM und PETERSON (1982) in Laborexperimenten auch bei 4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ noch eine Phosphorrücklösung festgestellt werden konnte. Von JANNSON (1984) wurde sogar eine Verstärkung der Phosphorrücklösung durch Nitrat beobachtet. Als Ursache für diesen katalytischen Effekt wird angenommen, daß denitrifizierende Bakterien dreiwertiges Eisen an Stelle von Nitrat als Elektronenakzeptor nutzen können, wenn Nitrat nur in geringen Mengen vorhanden ist. Dabei wird das dreiwertige Eisen reduziert und der zuvor gebundene Phosphor freigesetzt. Bei den Laborversuchen mit Schlamm aus dem Schilfgürtel wurde meist mit Wulkawasser der Schlamm verdünnt bzw. überschichtet. Daraus ergab sich eine Anfangskonzentration an Nitrat von ca. 5 mg/l. Die Denitrifikation verlief je nach Entnahmedatum unterschiedlich schnell, die Phosphorrücklösung setzte stets beim Unterschreiten einer Nitratkonzentration von 1,5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ein. Ein katalytischer Effekt von geringen Nitratkonzentrationen konnte nicht beobachtet werden, Nitratkonzentrationen unter 1 mg N/l beeinflussten die Phosphorrücklösung nicht.

3.3.2.5. Abhängigkeit von der Jahreszeit

Im Untersuchungszeitraum wurden in etwa zweimonatigen Abständen Schlämme entnommen und damit Phosphorrücklöseversuche durchgeführt. Die dabei erhaltenen Kurvenzüge sind in Abb. 29 dargestellt.

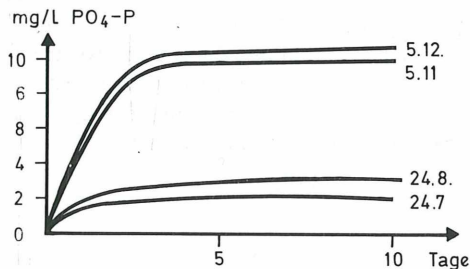


Abb. 29: Phosphorrücklösung mit zu verschiedenen Zeiten entnommenen Schlämmen

Die Versuche wurden unabhängig von der Entnahmetemperatur immer bei 20° C durchgeführt. Überraschenderweise wurden mit den bei tieferen Temperaturen entnommenen Schlämmen wesentlich höhere Gleichgewichtskonzentrationen gefunden als mit Schlämmen, die im Hochsommer entnommen wurden. Für dieses Phänomen dürften folgende Faktoren verantwortlich sein:

- Im Winter ist der Sauerstoffverbrauch des Schlammes zufolge tiefer Temperaturen gering (niedrige Atmung, geringe Nitrifikationsgeschwindigkeit). Dies bewirkt, daß die Mächtigkeit der aeroben Schlammschicht zunimmt (auch an der Braunfärbung erkennbar). Wenn nun Phosphor, der in tiefen Schichten rückgelöst wird, durch diese aerobe Schicht diffun-

diert, so wirkt diese als Phosphorfalle. Ebenso wird Phosphor aus dem Wasser aufgenommen. Es kommt zu einer Anreicherung von Phosphor im Schlamm, der potentiell rückgelöst werden könnte. Werden im Labor nun anaerobe Bedingungen eingestellt, so kann relativ viel Phosphor zurückgelöst werden. Für den Schilfgürtel bedeutet dies aber, daß der im Winter angereicherte Phosphor bei Ansteigen der Temperaturen und damit gerade zu dem Zeitpunkt, an dem Algen und Pflanzen wachsen können, vermehrt rückgelöst werden kann.

- In den Sommerschlämmen hingegen ist die Menge an rücklösbarem Phosphor gering. Durch das überströmende Wasser wird ständig rückgelöster Phosphor abtransportiert und damit stellt sich wieder ein neues Gleichgewicht ein. Dies konnte auch in Laborversuchen gezeigt werden, bei denen das Wasser über dem Schlamm täglich ausgetauscht wurde (Abb. 30).

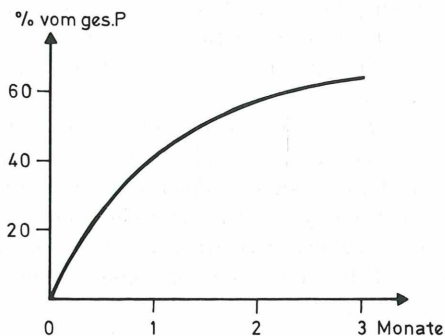


Abb. 30: Phosphorrücklösung bei Störung des Gleichgewichtes durch Austausch der wässrigen Phase

Die Phosphorkonzentrationen wurden gemessen und auf Absolutmengen umgerechnet. Von dem ursprünglich im Schlamm vorhandenen Phosphor von 300 mg/l (0,3% P bezogen auf TS) konnten auf diese Weise innerhalb von 3 Monaten 195 mg P (d.s. 65%) herausgelöst werden. Wie in der Abb. 30 ersichtlich, nimmt die Gleichgewichtskonzentration im Laufe der Zeit zwar ab, die insgesamt in Lösung gehende Phosphormenge ist aber beträchtlich. Im Schilfgürtel findet dieser Austausch des Wassers ständig statt, sodaß unter anaeroben Bedingungen große Phosphatmengen in Lösung gehen können, auch wenn die Gleichgewichtskonzentrationen gering sind.

3.3.2.6. Einfluß von Kohlenstoffverbindungen

Bei den Versuchen über Nitrifikation und Denitrifikation in den Modellbecken wurde stets auch Phosphor analysiert. Da die meisten Versuche unter aeroben Bedingungen stattfanden, wurde für den Phosphor stets die sich im aeroben Bereich einstellende Gleichgewichtskonzentration von 0,2—0,4 mg P/l erreicht. Die Belastungsversuche mit Abwasser und Glucose (siehe Kap. 3.3.1.4.) in den Modellbecken konnten gleichzeitig in Hinblick auf den Phosphor ausgewertet werden.

a) Stoßbelastung mit Abwasser

Eine einmalige Gabe von Abwasser mit einer Anfangs-COD-Konzentration von 100 mg/l führte zu einem kurzzeitigen Anstieg der Phosphorkonzentration von 0,3 auf 1 mg/l. Nach zwei Tagen war jedoch die ursprüngliche Gleichgewichtskonzentration wieder erreicht.

Eine wesentlich stärkere Auswirkung auf die Phosphorkonzentration zeigte Glucose. Während die Zugabe von Glucose zu einer sehr raschen Aufnahme von Ammonium und Nitrat durch den Schlamm zufolge vermehrter mikrobiologischer Aktivität führte, trat für den Phosphor ein gegenteiliger Effekt ein. Durch die Zugabe von 1 g/l Glucose wurde die oberste Schlammschicht anaerob und Phosphor konnte ins Wasser übertreten. Zusätzlich können beim Abbau von Glucose org. Säuren gebildet werden (siehe auch Kap. 3.3.2.), die unter Umständen mit Eisen Komplexe bilden und so den Phosphor freisetzen. War alle Glucose verbraucht (1 m² Schlammoberfläche verbraucht ca. 20 g Glucose am Tag) und wurde laufend Sauerstoff zugeführt, so wurde Phosphor zunächst langsam und mit steigender Nitratkonzentration immer schneller wieder vom Schlamm aufgenommen.

3.3.2.7. Abschätzung der Flächen, die an der Phosphorumsetzung beteiligt sind

Wegen des Wechsels von aeroben Zonen im Schilfgürtel und dem damit verbundenen Wechsel zwischen Aufnahme und Rücklösung von Phosphor ist eine Abschätzung der Phosphorfrachten die aufgenommen oder rückgelöst werden besonders schwierig. Die Laborversuche wurden daher durch direkte Messungen im Schilfgürtel ergänzt. In den Jahren 1981/82 waren in regelmäßigen Abständen Proben an der Ganswiese und an der 1,8 km entfernten Stelle C entnommen worden (v.d. EMDE et al. 1984). Die bei diesen Messungen erhaltenen Jahresganglinien für den Phosphor sind in der folgenden Abb. 31 dargestellt.

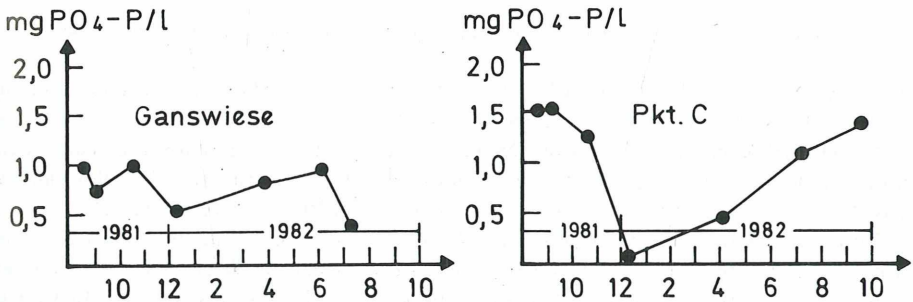


Abb. 31: Phosphorkonzentrationen im Schilfgürtel zu verschiedenen Jahreszeiten

Wie in der Abb. 31 ersichtlich, schwankte der Phosphorgehalt an der Ganswiese zwischen 0,4 und 1 mg/l. An der Stelle C wurde der Einfluß der Jahreszeit deutlich. Bei hohen Temperaturen im Sommer stieg der Phosphorgehalt im überfließenden Wasser bis auf 1,5 mg/l an, während im Winter der Phosphorgehalt an der Stelle C unter den an den Ganswiese gemessenen Werten lag. Die ausgeprägte Temperaturabhängigkeit der Phosphorrücklösung geht auch aus einer am 22.8. — 23. 8. 1984 durchgeführten 24 Stunden-Untersuchung hervor. Bei dieser Untersuchung wurden in 15-minütigen Intervallen Proben entnommen und zu 1-Stunden-Mischproben zusammengesetzt. In der folgenden Abb. 32 ist die Ganglinie der Phosphorkonzentrationen an der Ganswiese und an der Stelle C dargestellt.

Wie in der Abb. 32 ersichtlich, war die Phosphorkonzentration an der Ganswiese über die ganze Versuchsdauer nahezu konstant (zwischen 0,52 und 0,58 mg/l). An der 1,8 km entfernten Stelle C wurden Phosphorkonzentrationen zwischen 0,86 und 1,06 mg/l gemessen. Die Wassertemperatur sank im Laufe der Untersuchung von 20° C auf 14° C. An der Ganswiese beträgt die Fließgeschwindigkeit des Wassers ca. 100 m/h, nimmt man an, daß diese

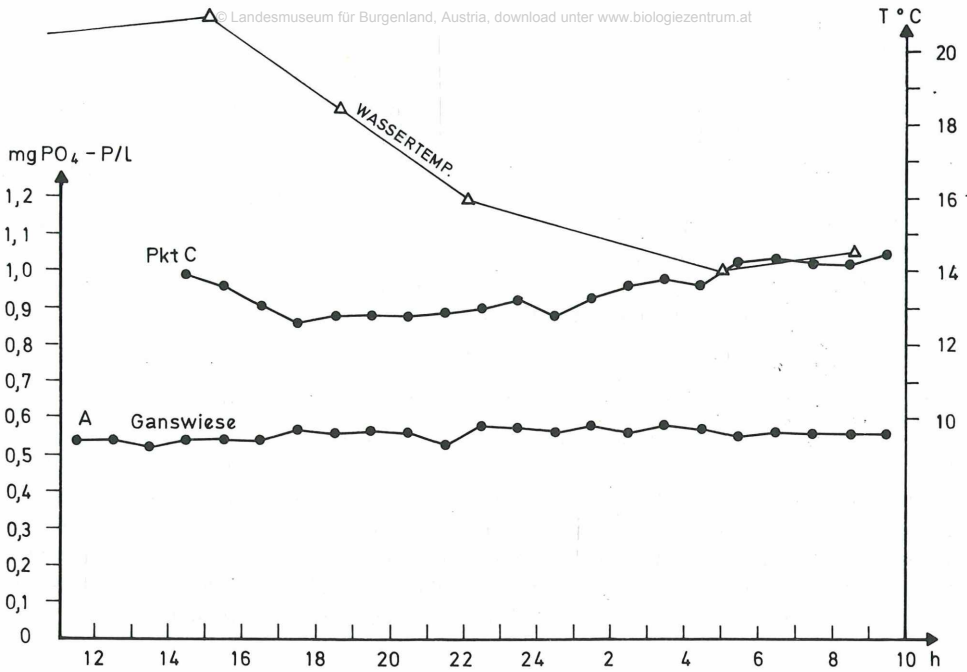


Abb. 32: Phosphorkonzentrationen im Schilfgürtel (24-Stunden-Untersuchung 22. — 23. 8. 1984)

Fließgeschwindigkeit beibehalten wird, dann ergibt sich für die Stelle C eine Zeitverschiebung von 18 Stunden. Aus dieser Zeitverschiebung läßt sich auch der Kurvenverlauf für den Phosphor an der Stelle C erklären. Das in den Morgenstunden entnommene Wasser, das den höchsten Phosphorgehalt aufwies, befand sich vermutlich während der wärmsten Zeit des Tages in anaeroben Bereichen des Schilfgürtels und wurde dort mit Phosphor angereichert.

Die mittlere Zunahme an Phosphor auf der Fließstrecke Ganswiese bis Punkt C betrug 0,39 mg P/l am Untersuchungstag. Aus der Tageswassermenge der Wulka von ca. 35.000 m³ errechnet sich damit eine aus dem Schlamm rückgelöste Phosphorfracht von 13,65 kg/d. Wird für die Strecke Ganswiese — Punkt C ebenso wie für die Nitrifikation eine überflossene Fläche von 30 ha angenommen, so ergibt sich eine auf die Fläche bezogene Rücklöserate von 455 g P/ha.d bzw. 45,5 mg P/m².d. Da vermutlich nur in einem Teil des durchflossenen Bereiches Phosphor rückgelöst wird, soll nun aus den entsprechenden Laborversuchen die an der Rücklösung beteiligte Schlammfläche abgeschätzt werden. Wie in Kap. 3.3.2.4. beschrieben, verläuft die Phosphorrücklösung mit Schlämmen, die zu verschiedenen Zeiten entnommen wurden, unterschiedlich. Für einen Schlamm der während der 24-Stunden-Untersuchung entnommen worden war, wurde eine Gleichgewichtskonzentration von 3 mg/l erhalten (siehe Abb. 29). Diese Konzentration war nach 3 Tagen erreicht. Zum Unterschied von den Stickstoffumsetzungen ist an der Phosphorrücklösung nicht nur die oberste Schlammschicht beteiligt, sondern eine ca. 3—3,5 cm dicke Schicht. (Dies wurde experimentell durch Vergleich von durchmischten und nicht durchmischten Schlamm-Wasser-Systemen bestimmt, indem die Schichtdicke des Schlammes bei Rücklöseversuchen variiert wurde.) Die Schlammoberfläche betrug bei diesen Versuchen 0,0113 m². Aus der Rücklösung von 1 mg P/d ergibt sich somit eine Rücklöserate von 88,5 mg/m².d.

Aus dieser Rücklöserate und der aus der 24-Stunden-Untersuchung errechneten Phosphorfracht von 13,65 kg P/d ergibt sich eine Fläche von 15,4 ha, aus der Phosphor rückgelöst

wird, also etwa die Hälfte der gesamten zwischen Ganswiese und Punkt C durchflossenen Fläche (30 ha abgeschätzt).

Wie in Kap. 3.3.2.5. beschrieben (siehe auch Abb. 30) sind vom gesamten Phosphor der im Schlamm enthalten ist, etwa 60% rücklösbar. Der Schlamm hat einen mittleren Phosphorgehalt von 3,5 g/kg. Nimmt man wieder an, daß eine Schicht von 3,5 cm mit einem mittleren Trockensubstanzgehalt von 300 g/l (experimentell bestimmt) an den Phosphorumsetzungen beteiligt ist, so ergibt sich eine rücklösbare Phosphorfracht von 22,05 g/m² bzw. von 220,5 kg pro ha. Diese Menge würde ausreichen, um 249 Tage lang eine Phosphorrücklösung wie sie am 22. 8. 1984 stattfand, aufrecht zu erhalten.

Das Phosphordepot wird im landnahen Schilfbereich durch den Eintrag von phosphatreichen Schwebestoffen immer wieder aufgefüllt. Aber auch die Aufnahme von gelöstem Phosphor durch den Schlamm kann nicht vernachlässigt werden. Bei Messungen unter Eis an der Stelle C wurden im überfließenden Wasser stets Phosphorkonzentrationen von unter 0,2 mg/l gefunden. Ebenso wie für die Phosphorrücklösung läßt sich die Aufnahme aus der Differenz der Phosphorkonzentrationen an der Ganswiese und an der Stelle C berechnen. Der mittlere Unterschied beträgt 0,3—0,4 mg/l. Damit liegt die Phosphoraufnahme bei tiefen Temperaturen in der gleichen Größenordnung wie die Rücklösung an einem heißen Sommertag.

Die Phosphoraufnahme durch den Schlamm ist weiters auch aus dem Unterschied im Phosphorgehalt bei frisch abgelagerten Schlämmen und älteren Sedimenten erkennbar. Während frische Sedimente einen Phosphorgehalt von ca. 1 mg/g TS aufweisen, beträgt der Phosphorgehalt in den Schlämmen an der Ganswiese bis zu einer Tiefe von 12 cm zwischen 3 und 4 mg/g TS.

3.3.3. Umsetzung von Kohlenstoffverbindungen

Bei den Stoffumsetzungen im Schilfgürtel kommt zunächst den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor als Faktoren, die die Algenentwicklung beeinflussen können, vermehrte Bedeutung zu. Der Sauerstoffverbrauch bei der Oxidation von Kohlenstoffverbindungen beeinflusst jedoch die Nährstoffumsetzungen durch Änderung des Redoxpotentials ganz wesentlich. Der anaerobe Abbau von Kohlenstoffverbindungen führt ebenfalls zu einem Absinken des Redoxpotentials und kann außerdem durch die Produktion von komplexbildenden organischen Abbauprodukten zur Rücklösung von Phosphor führen. Die Kohlenstoffverbindungen gelangen einerseits über die Wulka, andererseits durch den Pflanzenwuchs in den Schilfgürtel. Für eine Abschätzung der Belastung wurde von folgenden Unterlagen ausgegangen:

a) Belastung der Wulka

— Niedrigwasser

Im Jahresdurchschnitt 1981/82 wurden an der Wulka vom Amt der Burgenländischen Landesregierung an der Wulka COD-Werte von 29,3±20,2 mg/l gemessen. Diese Werte wurden 1984 durch Stichproben überprüft (Tab. 9).

Tabelle 9: COD-Werte 1984, Wulka Schützen bei Niedrigwasser

Dat. 1984	17. 6.	24. 7.	2. 8.	7. 8.	10. 8.	22. 8.	10. 10.	5. 11.
COD mg/l	40	33	26	21	47	19	32	23
COD (Mittel mg/l) = 30±9,8								

Die BSB₅-Werte lagen für den gleichen Zeitraum zwischen 3 und 10 mg/l.
Das Verhältnis COD : BSB liegt daher zwischen
3 : 1 und 10 : 1

Nach Untersuchungen von HAIDER (1983) ergibt sich für das Durchschnittsjahr eine COD-Belastung der Wulka von 487 t/a durch Hochwasserereignisse. In erster Näherung kann angenommen werden, daß diese Kohlenstoffverbindungen zunächst zu mindestens 90% im Schilfgürtel verbleiben.

b) Belastung des Schlammes

Abbaubarer Kohlenstoff im Schlamm stammt in erster Linie aus abgestorbenem Pflanzenmaterial. Bei Hochwasserereignissen wird durch die eingetragenen Sedimente besonders in landnahen Bereichen dieses Pflanzenmaterial verschüttet und gelangt so in tiefere Schichten, wo es für den anaeroben Abbau zur Verfügung steht. Im Vergleich zu Stellen im Schilfgürtel, die nicht mehr in der Sedimentationszone liegen, ist der Gehalt an organischem Material in den landnahen Gebieten gering. So wurden an der Ganswiese organische Anteile im Schlamm zwischen 18 und 22% gemessen. Die Untersuchung von tieferen Schichten (bis zu 20 cm) zeigte keine Änderung des Anteils an organischer Trockensubstanz mit der Tiefe. Im Mittelteil des Schilfgürtels (Punkt C) wurden signifikant höhere Anteile an organischer Trockensubstanz gemessen (29—32%). Der Schlamm ist an dieser Stelle auch stark von Pflanzenfasern durchzogen. Um die organische Belastung des Schlammes mit der des Wulkawassers zu vergleichen, wurde der COD des Schlammes bestimmt. Durch Auslaugen mit destilliertem Wasser wurde außerdem der gelöste COD des Schlammes bestimmt. Während der gesamte COD zwischen 140 und 220 mg/g TS beträgt, wurden an gelöstem COD nur 1—2 mg/g TS gefunden, d.h., daß nur etwa 1% des gesamten COD in gelöster Form vorliegt. Unter der Annahme, daß der gelöste COD in der obersten Schlammschicht (1 cm) leicht in das Wasser diffundieren kann und damit auch einem aeroben Abbau zugänglich ist, berechnet sich die gelöste COD-Belastung des Schlammes (Annahme 100 g TS/l) zu ca. 1000—2000 mg/m².

3.3.3.1. Aerobe Umsetzungen von Kohlenstoffverbindungen

Für aerobe Umsetzungen kommen alle Kohlenstoffverbindungen in Frage, die an der Kontaktzone Schlamm-Wasser auftreten können; dies sind wie bereits ausgeführt: Kohlenstoff aus dem Wulkawasser und Kohlenstoff, der durch Diffusion aus dem Schlamm in die aerobe Grenzschicht diffundieren kann. Die Kapazität des Schlammes hinsichtlich des Kohlenstoffabbaues wurde durch Atmungsmessungen wie in Kap. 3.2.5. beschrieben, bestimmt.

In Tab. 10 sind die zu verschiedenen Zeiten durchgeführten Atmungsmessungen angeführt.

Tabelle 10: Ergebnisse der Atmungsmessungen

Schlammmentnahmedatum	Sauerstoffverbrauch mg O ₂ /g TS.h
5. 11. 1984	2,1
5. 12. 1984	1,3
4. 4. 1985	0,24
8. 6. 1985	0,5
21. 8. 1985	0,27

Wie schon bei den Umsetzungen von Stickstoff und Phosphor wurden auch bei der Oxidation von organischen Verbindungen (Atmung) die höchsten Werte mit den im Winter entnommenen Schlämmen erreicht. Auch hier gilt, daß die Umsatzraten bei tiefen Temperaturen gering sind und sich daher abbaubare Verbindungen anreichern, die dann im Labor bei optimalen Bedingungen (Sauerstoffüberschuß, 20° C) rasch oxidiert werden können.

Die Sauerstoffverbrauchsdaten aus Tab. 10 können mit denselben Annahmen, die für den COD getroffen wurden, auf die Fläche umgerechnet werden. Daraus ergibt sich ein Sauerstoffverbrauch zwischen 270 (21. 8. 1985) und 2100 mg O₂/m².h (5. 11. 1984). Im Vergleich zum gelösten COD sind diese Umsatzraten sehr hoch und lassen darauf schließen, daß auch vom partikulär gebundenen Kohlenstoff ein größerer Anteil aerob gut abbaubar ist.

Um den gesamten abbaubaren Kohlenstoff zu bestimmen, wurde der Schlamm ständig weiter belüftet und durch tägliche Atmungsmessungen der Sauerstoffverbrauch bestimmt. In Abb. 33 ist die Änderung der Atmung über der Zeit aufgetragen.

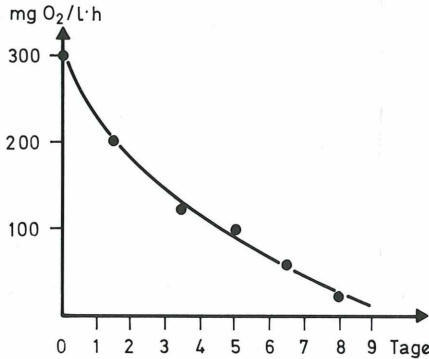


Abb. 33: Abhängigkeit des Sauerstoffverbrauches von der Belüftungszeit

Zu Beginn und zu Ende des Versuches wurde eine COD-Bestimmung durchgeführt. Aus der Differenz der COD-Bestimmung ergibt sich ein Abbau, der einem Sauerstoffverbrauch von 84 mg O₂/g TS entspricht. Aus den Atmungsmessungen ergibt sich ein Sauerstoffverbrauch von 76 mg/g TS. (Beide Ergebnisse für einen Zeitraum von 8 Tagen.) Ein Vergleich mit dem Gesamt-COD-Gehalt des Schlammes (140—220 mg/g TS) zeigt, daß 30 bis 50% des vorhandenen Kohlenstoffes durch eine adaptierte aerobe Bakterienpopulation abgebaut werden können. Die verbleibende Restatmung ist vernachlässigbar gering. Aus diesen Versuchsergebnissen läßt sich auch erklären, warum in einem größeren Bereich im Schilfgürtel, auch wenn er durchflossen ist, anaerobe Verhältnisse auftreten. Da dies, wie die Untersuchungen gezeigt haben, vor allem im Sommer auftritt, wurde zunächst der Sauerstoffverbrauch des Schlammes, der im August gemessen wurde, für die Berechnung herangezogen (siehe Tab. 10). Die schon für die Abschätzung der Stickstoff- und Phosphorumsatzungen herangezogenen Flächenabschätzungen sollen auch hier als Grundlage dienen. Damit stehen folgende Daten zur Verfügung:

- Die durchflossene Fläche beträgt 85 ha
- Die Atmung des Schlammes beträgt 0,27 mg O₂/g.TS.h entsprechend einem Sauerstoffverbrauch von 270 mg O₂/m².h
- Die Wulka hat einen Sauerstoffgehalt von ca. 8 mg/l und einen Trockenwetterabfluß von 1440 m³/h. Daraus ergibt sich ein Sauerstoffeintrag in den Schilfgürtel von 11,5 kg O₂/h bzw. 13,6 mg O₂/m².h
- Die durch Diffusion aus der Luft in den Schilfgürtel eingetragene Sauerstoffmenge kann nur sehr grob abgeschätzt werden, da sie im wesentlichen von folgenden Faktoren abhängt:
 - Sauerstoffgehalt des Wassers
 - Größe der freien Wasseroberfläche
 - Fließgeschwindigkeit
 - Windverhältnisse

— Zusätzlich können unter günstigen Belichtungsverhältnissen durch biogene Sauerstoffproduktion beträchtliche Sauerstoffmengen eingetragen werden.

Wie Messungen im Schilfgürtel zeigen, ergeben sich je nach den herrschenden Verhältnissen im durch den Schilfgürtel fließenden Wulkawasser Sauerstoffdefizite, die bei erhöhten Temperaturen sogar zu einer Desulfurikation des im Wulkawasser enthaltenen Sulfats führen können. Bei Überwiegen der für den Sauerstoffeintrag günstigen Faktoren konnten in den entsprechenden Bereichen des Schilfgürtels geringe Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff festgestellt werden. Die im Schilfgürtel im Winter auftretende Atmung beträgt nur etwa 1/4 bis 1/3 der im Sommer gemessenen Werte, also ca. 0,5 mg O₂/g TS.h. Da das Angebot an oxidierbarem Material hoch ist (erkennbar an der Atmungsaktivität bei höheren Temperaturen), kommt es beim Ansteigen der Wassertemperaturen, insbesondere wenn dieser Anstieg sehr rasch erfolgt, zu einem hohen Sauerstoffverbrauch des Schlammes. Daher können gerade im Frühling und Frühsommer anaerobe Zonen entstehen, weil dann der Sauerstoffverbrauch höher ist als der Sauerstoffeintrag.

3.3.3.2. Anaerobe Umsetzungen von Kohlenstoffverbindungen

Für die Vorgänge im Schilfgürtel sind anaerobe Umsetzungen von besonderer Bedeutung, weil die dort abgelagerten Schlammschichten z.T. eine Mächtigkeit von ca. 25 cm aufweisen, während die aerobe Schicht oft nur wenige mm beträgt. Trotz der im Vergleich zu aeroben Umsetzungen sehr langsam verlaufenden mikrobiologischen Prozesse, stellt doch die anaerobe Schlammschicht ein wesentliches Depot an Nährstoffen dar, die durch Diffusion und Rücklösung an die Oberfläche und damit in den Wasserkörper gelangen können. Der bedeutendste dieser Vorgänge ist zweifellos die Diffusion, daneben sind aber Vorgänge wie das Austreten von Gasblasen, die diskontinuierlich eine Durchmischung von aerober und anaerober Schicht bewirken, nicht zu vernachlässigen. Der anaerobe Abbau verläuft wie in Kap. 3.1.2.4. beschrieben in mehreren Stufen. In einem natürlichen System mit relativ schwer abbaubaren komplexen organischen Verbindungen ist der geschwindigkeitsbestimmende Schritt für den anaeroben Abbau immer die Hydrolysephase. Diese kann analytisch kaum erfaßt werden, weil keine definierten End- oder Zwischenprodukte auftreten. Auf die Geschwindigkeit der Hydrolyse kann daher nur aus den Geschwindigkeiten der folgenden Stufen rückgeschlossen werden. Relativ gut analytisch erfaßbar sind die Versäuerungs- und die Methanbildungsphase. Auf die Untersuchung dieser beiden Vorgänge soll daher näher eingegangen werden.

a) Versäuerung

Die organischen Stoffe im Schlamm sind zum größten Teil Pflanzenreste und deren Abbauprodukte. Der Hauptbestandteil der Pflanzen ist Cellulose, die bei der Hydrolyse zunächst vor allem zu Glucose zerlegt wird. Daher schien es sinnvoll, für die Versäuerung als Zwischenschritt des anaeroben Abbaues, direkt Glucose als Substrat zu verwenden. (5 g Glucose pro 100 g Schlamm Trockensubstanz). Als Indikatoren für den Verlauf der Versäuerung wurden die drei am häufigsten auftretenden Säuren: Propionsäure, Buttersäure und Essigsäure bestimmt.

An der Versäuerung sind sowohl mesophile als auch thermophile Organismen beteiligt. Daher ist die Versäuerung stärker temperaturabhängig als die bisher beschriebenen Umsetzungen. In Abb. 34 und 35 ist die Abhängigkeit der Bildung von Essigsäure und Buttersäure von der Temperatur dargestellt. Für die Propionsäure wurde eine ähnliche Temperaturabhängigkeit gefunden, nur sind die erhaltenen Konzentrationen insgesamt viel niedriger (max. 150 mg/l).

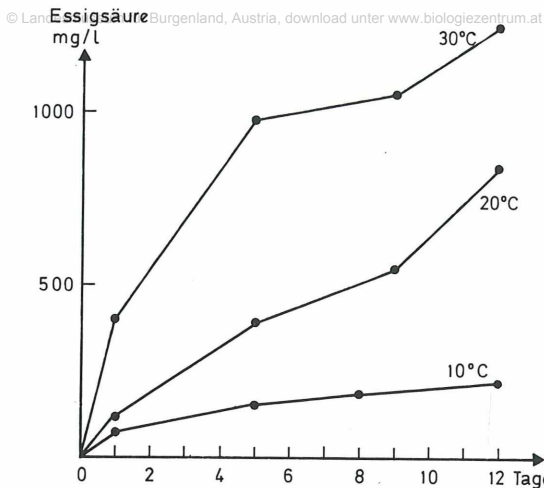


Abb. 34: Bildung von Essigsäure bei verschiedenen Temperaturen

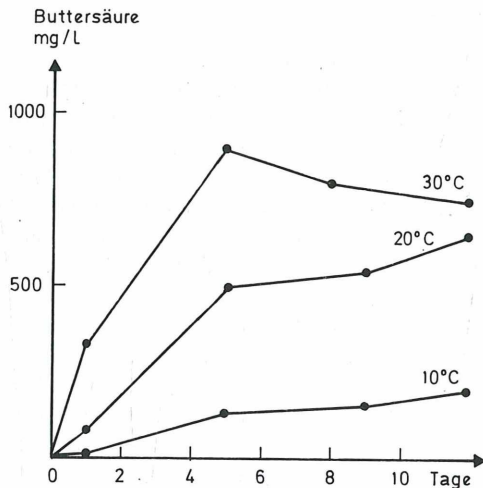


Abb. 35: Bildung von Buttersäure bei verschiedenen Temperaturen

Die Konzentrationen an Essigsäure und Buttersäure in Abb. 34 und 35 zeigen, wie erwartet, eine starke Abhängigkeit von der Temperatur. Für einen Temperaturanstieg von 10° C auf 20° C ergibt sich für die Bildung von Essigsäure eine Steigerung auf das 2,8-fache und für Buttersäure auf das 5-fache (Werte vom 5. Untersuchungstag). Nach dem 5. Untersuchungstag wird der Anstieg der Kurven geringer, weil die gebildeten Säuren in Folgereaktionen weiter umgesetzt werden.

Für die Abschätzung der Versäuerungsaktivitäten müssen auch die Vorgänge in tieferen Schichten berücksichtigt werden. Dazu wurde schichtenweise Schlamm aus dem Schilfgürtel entnommen und die einzelnen Schichten auf ihre Umsatzraten untersucht. In Abb. 36 ist die Bildung von Buttersäure und Propionsäure über der Zeit für verschiedene Schlammschichten aufgetragen (1,5 cm, 7,5 cm und 13 cm Tiefe).

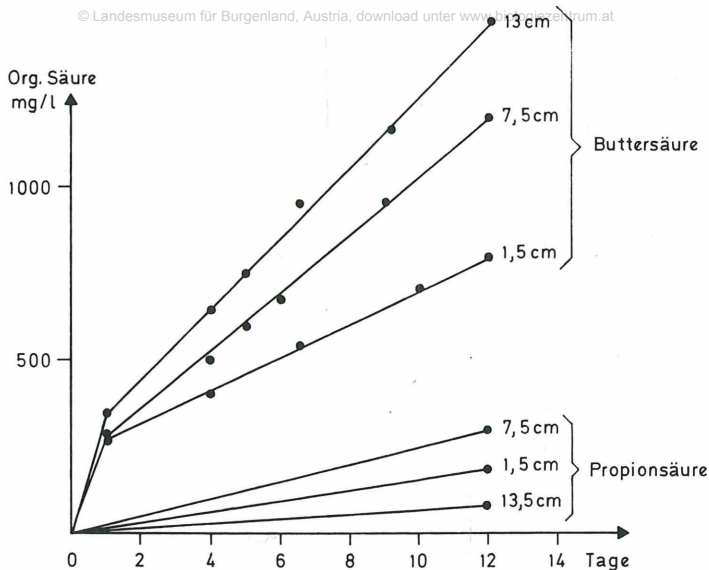


Abb. 36: Bildung von organischen Säuren (Vertikalprofile)

Die Bildung von Buttersäure nimmt mit der Tiefe zu (in 13 cm Tiefe wird ca. die doppelte Menge an Buttersäure gebildet). Die Bildung von Essigsäure (nicht im Diagramm) zeigt die gleiche Tendenz, während die Propionsäure in 13 cm Tiefe geringere Werte aufweist als in 7,5 cm. Vermutlich ist dies jedoch nicht auf eine geringere Bildungsrate sondern auf den weiteren Umsatz der Propionsäure in tieferen Schichten zurückzuführen. Die gemessenen Umsatzraten sind Maximalraten, da die Versuche mit Substratüberschuß durchgeführt wurden. Versuche ohne Substratzugabe bzw. Zugabe von Cellulose oder Pflanzenfasern ergaben, daß die Säurebildung unter der Meßgrenze für organische Säuren lagen. Dies kann entweder auf eine sehr geringe Hydrolyserate oder auch auf eine Methanbildungsrate, die in der gleichen Größenordnung wie die Säurebildung liegt, zurückgeführt werden. Im zweiten Fall werden die organischen Säuren sofort verbraucht und sind einer Messung nicht mehr zugänglich. Wird den Säurebakterien aber, wie in den beschriebenen Versuchen ein Überschuß an Substrat geboten, so herrschen für die rasch wachsenden Säurebakterien optimale Bedingungen — es werden Säuren produziert — die langsam wachsenden Methanbakterien können den Substratüberschuß jedoch erst nach einiger Zeit verwerten und daher sind die Säuren den Analysen zugänglich. Wird die Versäuerung nun über längere Zeit verfolgt, so nehmen die Säurekonzentrationen zufolge ihres weiteren Umsatzes durch die Methanbakterien wieder ab. Wurde die Säurebildung bei 30° C untersucht, so trat die Abnahme der Säuren schon nach 6 Versuchstagen auf, da auch die Methanbakterien bei hohen Temperaturen bessere Bedingungen vorfinden (siehe Abb. 35).

Die Zugabe von Glucose führt neben der Bildung von organischen Säuren auch zu einer vermehrten Phosphorrücklösung (siehe Kap. 3.3.2.6.). Daher wurde die zeitliche Abfolge dieser beiden Vorgänge untersucht. In Abb. 37 ist die Bildung von Essigsäure, die Phosphorrücklösung und der pH-Wert über der Zeit aufgetragen. Wie in den Abbildungen ersichtlich, begann die Phosphatkonzentration nach der Zugabe von Glucose kontinuierlich anzusteigen bis am 7. bis 10. Tag ein Maximum von 18 mg/l erreicht war. Die Versäuerung hingegen verlief zunächst langsam und erreichte ihr Maximum am 11. Versuchstag. Danach nahm sowohl die Phosphorkonzentration als auch die Säurekonzentration langsam ab. Der pH-Wert der zwischen 1. und 9. Versuchstag von 7,0 auf 5,2 abgesunken war, nahm ab dem 10. Tag wieder zu

(auch dies zeigt den Verbrauch von Säure an), um am 16. Tag seinen ursprünglichen Wert zu erreichen. Der rasche Anstieg der Phosphorkonzentration ist auf das Absinken des Redoxpotentials zurückzuführen. Die Abnahme der Phosphorkonzentration nach dem 10. Versuchstag wird vermutlich auf das Wachstum der anaeroben Mikroorganismen, die den Phosphor für den Zellaufbau benötigen, zurückzuführen sein.

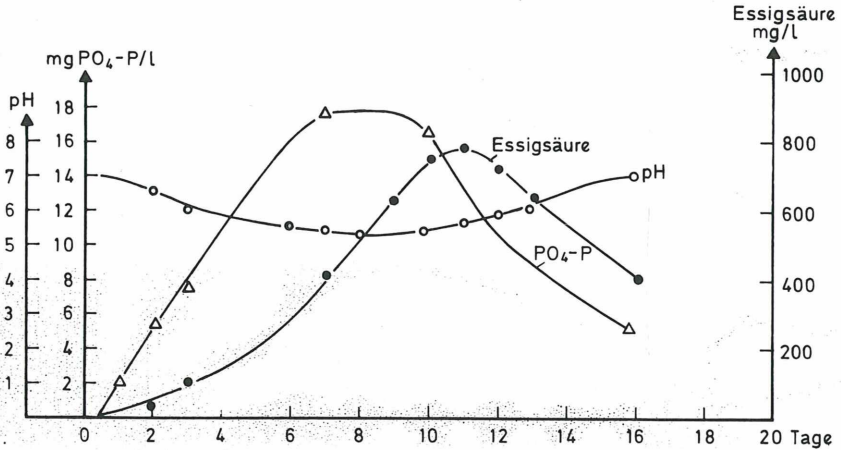


Abb. 37: Versäuerung und Phosphorrücklösung

b) Methanbildung

Die Bildung von Methan wurde nach der in Kap. 3.2.6. beschriebenen Methode mit und ohne Zugabe von Substraten beobachtet. Als Substrate dienen einerseits, wie bei der Versäuerung Cellulose und Glucose. Außerdem wurde auch Essigsäure, die von den Methanbakterien direkt verwertet werden kann, als Substrat verwendet. In Abb. 38 ist die Bildung von Methan für verschiedene Fälle aufgetragen.

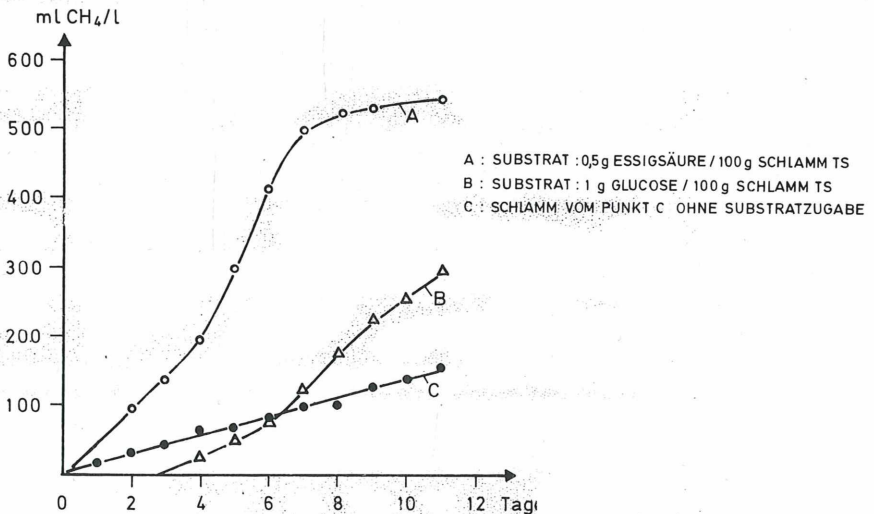


Abb. 38: Bildung von Methan aus verschiedenen Substraten

Mit Schlämmen von der Ganswiese konnte im Labor ohne Substratzugabe keine Gasbildung gemessen werden, obwohl das Aufsteigen von Gasblasen an der Ganswiese beobachtet werden kann. Die Meßgrenze für die Gasentwicklung lag bei etwa 10 ml/d.

Wie in Abb. 38 ersichtlich, setzte die Gasbildung bei Zugabe von Glucose als Substrat etwa am 4. Untersuchungstag ein, um später weiter anzusteigen. Wurde Essigsäure als Substrat verwendet, so setzte die Gasbildung sofort ein. Zum Vergleich ist auch die Gasbildung aus einem Schlamm von der Stelle C in Abb. 38 eingezeichnet. Dieser Schlamm enthält genügend für die Methanbakterien verwertbares Substrat, um ca. 15 ml Methan pro Tag (entsprechend einer auf die Fläche bezogene Menge von 150 ml/m².d) zu erzeugen. Die Verzögerung von 3 Tagen bei der Kurve B ist darauf zurückzuführen, daß zunächst die Versäuerung stattfand und erst bei einer ausreichenden Menge an organischen Säuren das Wachstum der Methanbakterien in einem Umfang einsetzt, der zu einer meßbaren Gasentwicklung führte. Die mit Essigsäure als Substrat erhaltene Gasentwicklung kann als Maximalrate angesehen werden, da Essigsäure, wie auch aus der Abb. 38 ersichtlich, sofort verwertet werden kann.

c) Bilanzierung der anaeroben Umsetzungen

Die Versäuerungsraten ohne Substratzugabe können wegen des simultan erfolgenden Abbaues der Säure durch die Methanbakterien nicht gemessen werden. Es stehen daher nur die maximalen Versäuerungsraten zur Verfügung. Diese betragen mit Schlamm von der Ganswiese ca. 100 mg Essigsäure und 100 mg Buttersäure pro Tag. (Die Bildung von Propionsäure kann vernachlässigt werden.) Aus 100 mg Essigsäure (MG = 60) können nach der Gleichung



37 ml Methan entstehen und aus 100 mg Buttersäure (MG = 78) nach den Gleichungen



57 ml Methan. Insgesamt könnten daher aus dem angebotenen Substrat theoretisch 94 ml Methan pro Tag entstehen. Wie in Abb. 38 ersichtlich, entspricht diese errechnete Methanmenge sehr gut den, mit Essigsäure als Substrat, erhaltenen Gasmengen (ebenfalls ca. 100 ml/l). Dies bedeutet, daß alle gebildeten Säuren auch von den Methanbakterien verwertet werden können. Sowohl die Versäuerung als auch die Methanbildung sind daher substratlimitiert und die Hydrolyserate bestimmt den anaeroben Abbau. Aus der mit Schlamm von der Stelle C ohne Substratzugabe gemessenen Gasentwicklung von ca. 15 ml CH₄/l.d (entsprechend 150 ml/m².d) folgt, daß die im Schilfgürtel entstehende Menge etwa 1/6 der maximal möglichen Menge an Methan beträgt. Unter der Annahme von 85 ha durchflossener Schilfgürtel entstehen ca. 127 m³ Methan pro Tag. Daraus errechnet sich, daß pro Tag etwa 68 kg Kohlenstoff als Methangas an die Atmosphäre abgegeben werden.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen Biologiezentrum.at

Bei der Durchführung des Forschungsauftrages: „Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Fließgewässer“ wurde folgende Vorgangsweise gewählt: Auftragsgemäß wurde nach Errichtung eines Versuchssteiges im Bereich der Mündung der Wulka in den Schilfgürtel (Ganswiese) in regelmäßigen Abständen Untersuchungen über Stoffumsetzungen zwischen Sediment und Wasser durchgeführt. Der größte Teil der Untersuchungen wurde im Labor bzw. in Modellbecken, in denen die Vorgänge im Schilfgürtel simuliert wurden, durchgeführt. Zur Absicherung der Versuchsergebnisse wurden auch Untersuchungen im Mittelteil des Schilfgürtels durchgeführt. Die Untersuchungen erstreckten sich über den Zeitraum Juni 1984 bis Dezember 1985. Zusammenfassend ergibt sich für die Stoffumsetzungen im Schilfgürtel folgendes Bild:

Im Bereich der Mündung der Wulka in den Schilfgürtel hat sich im Laufe der Jahre durch die Sedimentation von Schwebestoffen eine Schlammschicht von ca. 22 cm ausgebildet. Der Nährstoffgehalt dieser Schlammschicht betrug im Untersuchungszeitraum ca. 2 kg Phosphor und ca. 4 kg Stickstoff pro m².

Durch die Wulka werden derzeit bei Niedrigwasser ca. 24 kg Ammonium-Stickstoff, 225 kg Nitrat-Stickstoff und 14 kg Phosphat-Phosphor pro Tag in den Schilfgürtel transportiert. Die aktuelle, in den See eingetragene Nährstofffracht wird jedoch durch die Stoffumsetzungen im Schilfgürtel bestimmt.

Sedimentbürtiger Stickstoff tritt als Ammonium mit einer Rate von 10–20 mg N/m².d aus dem Schlamm in den Wasserkörper über. Unter aeroben Verhältnissen wird dieses Ammonium sofort oxidiert (Nitrifikation).

Ammonium aus dem Freiwasser sowie sedimentbürtiges Ammonium werden bei aerobem Wasserkörper mit einer Rate von ca. 90 mg N/m².d nitrifiziert. Eine mit Sauerstoff versorgte Schilffläche von ca. 30 ha reicht aus, um eine vollständige Nitrifikation im Schilfgürtel zu gewährleisten. Die Nitrifikationsleistung geht bei tiefen Temperaturen stark zurück, die derzeit durchflossene Schilffläche reicht aber aus, um Ammonium ganzjährig vom See fernzuhalten.

Nitrat wird in tieferen Schlammschichten oder in Bereichen mit sehr geringem Sauerstoffgehalt denitrifiziert. Stickstoff wird dabei gasförmig freigesetzt. Die Denitrifikation verläuft nahezu mit der gleichen Geschwindigkeit wie die Nitrifikation. Für Wassertemperaturen um 20° C errechnet sich ein Flächenbedarf für die Denitrifikation von ca. 29 ha. Bei tieferen Temperaturen im Winter geht die Denitrifikationsrate stark zurück, sodaß nach ca. 2 km Fließstrecke noch deutlich Nitrat nachgewiesen werden konnte. Die gesamte, bis zum See durchflossene Fläche reicht aber auch im Winter aus, um alles Nitrat zu denitrifizieren.

Phosphor unterliegt als konservativer Nährstoff einem Wechsel von Aufnahme durch den Schlamm und Rücklösung in den Wasserkörper. Unter aeroben Bedingungen wird Phosphor vom Schlamm aufgenommen, unter anaeroben wird er wieder abgegeben. Die durch die Wulka eingebrachte Phosphorfracht wird daher im Schilfgürtel nur zwischengelagert, um bei entsprechenden Bedingungen (Sauerstoffmangel) wieder an das Wasser abgegeben zu werden. Die Aufnahme und Rücklösung unterliegt in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt im Schilfgürtel einem Jahreszyklus. Im Winter ist die Sauerstoffversorgung des Schilfgürtels besser — Phosphor wird aufgenommen — im Sommer wird bei geringer Sauerstoffversorgung Phosphor rückgelöst.

Der anaerobe Abbau von Kohlenstoff führt über die Bildung von organischen Säuren zu den Endprodukten Kohlendioxid und Methan. Die organischen Säuren und andere Zwischenprodukte des anaeroben Abbaues können als komplexbildende Substanzen die Phosphorrücklösung begünstigen.

Der aerobe Abbau von Kohlenstoff ist die Hauptursache für den Sauerstoffverbrauch der Sedimentoberfläche. Der Sauerstoffeintrag unterliegt beträchtlichen Schwankungen und wird

vor allem von den Windverhältnissen, der Größe der freien Wasseroberfläche und dem damit im Zusammenhang stehenden biogenen Sauerstoffeintrag beeinflusst. Auch beim Abbau von Kohlenstoff ergibt sich ein Jahreszyklus — bei tiefen Temperaturen sind die Umsatzraten gering — organisches Material reichert sich an, beim Ansteigen der Temperaturen werden dann durch das hohe Substratangebot hohe Umsatzraten erreicht, und die Sedimentoberfläche wird rasch anaerob.

Die Phosphorumsetzungen im Schilfgürtel im Wechsel der Jahreszeiten sind für den See außerordentlich ungünstig, da Phosphor gerade in der Vegetationsperiode des Phytoplanktons im vermehrten Maß dem See zugeführt wird, während im Winter das Phosphatdepot im Schilfgürtel wieder aufgefüllt wird.

Die Untersuchungen über den Nährstoffbedarf der im Neusiedler See auftretenden Algen weisen nach B. HOFBAUER (1985) auf eine Stickstofflimitierung des Algenwachstums hin. Die vollständige Stickstoffentfernung durch den Schilfgürtel ist daher von großer Wichtigkeit und sollte bis zur eindeutigen Klärung der Ursachen für die Algenblüte erhalten bleiben.

5. Literatur

- J. M. ANDERSEN (1982): Effect of nitrate concentration in lake water on phosphate release from the sediments. *Wat. Res.* 16, S. 119.
- B. BOSTRÖM, K. PETTERSON (1982): Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia* 91/92, p. 415.
- D. R. CHAMP et al (1979): Oxidation reduction sequences in groundwater flow systems. *Canad. J Earth Sci.* 16, S. 12.
- H. M. CHRISTENSEN, P. HARREMOES (1977): Biological denitrification of sewage. *Progr. Wat. Techn.* 8, No. 4/5, S. 509.
- W. EINSELE (1936): Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. *Arch. Hydrobiol.* 29, S. 664.
- v. d. EMDE, N. MATSCHÉ (1982): Optimierung von Abwasseranlagen; Nährstoffverhältnisse des Abwassers und Kläranlagenbetrieb. Verfaßt im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft.
- v. d. EMDE et al (1985): Einfluß von Hochwasserereignissen auf die Nährstoffbelastung der Wolka und deren Auswirkungen auf die Stoffumsetzungen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. AGN-Forschungsbericht 1981—1984. Herausgegeben vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, S. 93.
- W. ESSER (1978): Über den Temperatureinfluß auf das Abbauverhalten sessiler und suspendierter Organismen im Gewässer. *Wasser und Boden* 30, S. 313.
- A. HAMM (1980): Versuche zum Stoffaustausch zwischen Sediment und Wasser im Speichersee. *Münchener Beitr. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie*, 32, S. 85.
- R. HERRMANN (1975): *Handbuch der landwirtschaftlichen Untersuchungsmethodik*. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin.
- B. HOFBAUER (1985): Untersuchungen über die Ursachen von Blaualgenblüten (Cyanobakterien) im Neusiedler See. AGN-Forschungsbericht 1981—1984. Herausgegeben vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, S. 373.
- K. und K. IMHOFF (1979): *Taschenbuch der Stadtentwässerung*. Oldenburg Verlag.
- H. JANSSON (1984): Nitrate as a catalyst for phosphorus mobilization in sediment. *Proc. 3rd. Int. Symp. Interactions between sediments and water*, Ginerva.
- K. MUDRACK (1983): Biochemische und mikrobielle Gegebenheiten bei der anaeroben Abwasser- und Schlammbehandlung. *Münchener Beiträge*, Bd. 36, S. 11.

- A. PROVINI, G. PREMAZZI (1985): The role of internal loading. International Congress: Lakes pollution and recovery, Rome, Associazione nazionale di ingegneria sanitaria, Proceedings, p. 71.
- J. RAFF und P. HAJEK (1981): Zur Nitrifikation in Fließgewässern durch suspendierte und sessile Nitrifikanten, GWF-Wasser/Abwasser 122, S. 15.
- W. RIPL (1976): Biochemical oxidation of polluted lake sediment with nitrate. A new lake restauration method. Ambio 5, p. 132.
- F. SCHEFFER und P. SCHACHTSCHABEL (1970): Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart.
- H. SCHREINER (1984): Nitrifikation und Denitrifikation an schlammigen Sedimentoberflächen, GWF-Wasser/Abwasser 125, S. 570.
- W. STALZER et al (1985): Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. AGN-Forschungsbericht 1981—1984. Herausgegeben vom Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung, S. 125.
- W. STALZER, G. SPATZIERER (1986): Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Sedimentverfrachtung. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz.
- W. STUMM and S. O. LECKIE (1970): Phosphate exchange with sediments; its role in the productivity of surface waters, Advances in Water Pollution Research Vol. 2, 1970, III-26/1.
- A. S. TWINCH (1984): The role of bottom sediments in modifying soluble phosphate loads to a dendritic hypertrophic reservoir. IAHS-Publication No. 150, Hydrochemical balances of fresh water systems, p. 381.
- K. WOLTER (1985): Nitrifikation und Nitratatmung im Wasser und Sediment der Untereibe. Vom Wasser, 65. Band, S. 63.